

ÖKOLOGISCHES MONITORING VON GENTECHNISCH VERÄNDERTEN ORGANISMEN

Andreas TRAXLER
Andreas HEISSENBERGER
Georg FRANK
Christa LETHMAYER
Helmut GAUGITSCH

MONOGRAPHIEN
Band 126
M-126

Wien, 2000

Projektleitung

Mag. Dr. Andreas Traxler

Projektbetreuung

Dr. Helmut Gaugitsch (Umweltbundesamt)

Autoren

Mag. Dr. Andreas Traxler

Mag. Dr. Andreas Heissenberger (Umweltbundesamt)

Georg Frank (Universität Wien)

Mag. Dr. Christa Lethmayer (Bundesamt und Forschungszentrum für Landwirtschaft)

Dr. Helmut Gaugitsch (Umweltbundesamt)

Satz/Layout

Manuela Kaitna

Abbildungs- und Tabellennachbearbeitung

Manuela Kaitna

Titelphoto

Wildkrautreicher Ackerlandstreifen und Ruderallebensraum (*A, Traxler*).

Es besteht ein potentielles Risiko, daß die beiden Lebensräume von gentechnisch veränderten Kulturpflanzen aufgrund von Genfluß oder Invasion naturschutzfachlich negativ beeinflusst werden könnten. Daher müssen diese Habitats durch ökologisches Monitoring überwacht werden.

Zitiervorschlag

... Traxler, A.; Heissenberger, A.; Frank, G.; Lethmayer, C. & Gaugitsch, H. (2000): Ökologisches Monitoring von gentechnisch veränderten Organismen. Studie im Auftrag des Bundesministeriums für Umwelt, Jugend und Familie, Wien: 259pp.

Danksagung

Das Umweltbundesamt dankt dem Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft Abt. II/5 U für die Finanzierung der vorliegenden Studie sowie die freundliche Genehmigung zur Veröffentlichung der Arbeit als Monographie des Umweltbundesamtes.

Impressum

Medieninhaber und Herausgeber: Umweltbundesamt GmbH (Federal Environment Agency Ltd)
Spittelauer Lände 5, A-1090 Wien (Vienna), Austria

Druck: Riegelnik, A-1080 Wien

© Umweltbundesamt GmbH, Wien 2000
Alle Rechte vorbehalten (all rights reserved)
ISBN 3-85457-550-5

INHALT

	Seite
ZUSAMMENFASSUNG/SUMMARY	9/12
1 EINLEITUNG	15
2 GESETZLICHE REGELUNGEN FÜR MONITORING VON GVO	18
2.1 Monitoring und Überwachung nach der Richtlinie 90/220/EWG	18
2.2 Monitoring nach der geplanten Abänderung der EU-Richtlinie 90/220/EWG	19
2.2.1 Der neue Anhang VII (Überwachungsplan für das Inverkehrbringen von GVO).....	19
2.2.2 Präzisierung des Anhangs VII durch Leitlinien	20
2.2.3 Erstellung und Beurteilung von Monitoringplänen.....	20
2.2.4 Austausch von Informationen und Berichtspflichten hinsichtlich der Überwachung....	21
2.2.5 Vertraulichkeit	21
2.3 Überschneidungen der Richtlinie 90/220/EWG mit anderen EU-Richtlinien	22
2.4 Umweltmonitoring im Österreichischen Gentechnikgesetz und der Freisetzungsverordnung	22
2.5 Die geänderte Biolandbauverordnung	22
3 GESETZLICHE REGELUNGEN IN HINBLICK AUF DIE ÖKOLOGISCHEN SCHUTZGÜTER ÖSTERREICHS	23
3.1 Naturschutzgesetze	23
3.2 Übereinkommen über die biologische Vielfalt	25
4 RAHMENKONZEPT UND LEITLINIEN VON GVOs	27
4.1 Rahmenkonzept zum ökologischen Monitoring von Gentechnisch veränderten Organismen	27
4.1.1 Fallspezifisches Monitoring.....	28
4.1.2 Allgemeine überwachende Beobachtung (Allgemeines Monitoring).....	29
4.1.3 Ökosystemares Monitoring der Umwelteffekte von GVO	31
4.1.4 „Monitoring“ des aktuellen Wissensstandes	31
4.1.5 Monitoring als Frühwarnsystem	32
4.2 Leitlinien zur Erstellung und Überprüfung von ökologischen Monitoringplänen	32
4.2.1 Leitlinien für ökologisches Monitoring bei Freisetzungen	33
4.2.2 Leitlinien für ökologisches Monitoring zum Inverkehrbringen	34
4.3 Finanzierung	34
4.3.1 Geschätzte Monitoringkosten bei Freisetzungen	35
4.3.2 Finanzierung des Monitorings nach dem Inverkehrbringen.....	36

4.4	Öffentlichkeitsbeteiligung	36
4.4.1	Öffentlichkeitsbeteiligung in der EU-Richtlinie 90/220/EWG und im österreichischen Gentechnikgesetz	36
4.4.2	Vorschläge für Öffentlichkeitsbeteiligung bei der Bewertung von Monitoringplänen	37
4.5	Organisation, Durchführung und Zuständigkeit	38
4.5.1	Zuständigkeit für Monitoring von GVO.....	38
4.5.2	Sortenprüfung	39
4.5.3	Adressenliste von ExpertInnen	40
4.6	Begriffsbestimmung	43
4.6.1	Sicherheitsforschung	43
4.6.2	Unklare Abgrenzung von Begleitforschung und Monitoring	43
4.6.2.1	Nachgenehmigungsmonitoring	44
4.6.2.2	Anbaubegleitendes Monitoring.....	44
4.6.2.3	Teilbereiche des Umweltmonitorings	44
4.6.3	Direkte, indirekte, unmittelbare und spätere Auswirkungen	45
4.6.4	Schaden und Risiko	45
4.6.5	Aktives und passives Monitoring.....	46
4.7	Zusammenspiel von Risikoabschätzung und Monitoring	46
4.8	Monitoring im Stufenprinzip von der Freisetzung bis zum Inverkehrbringen	47
4.8.1	„Wissensdurst“ versus Sicherheit bei Freisetzungen	48
4.9	Kriterien des ökologischen Monitorings	49
4.9.1	Zeithorizont der Untersuchungen	49
4.9.2	Meßbarkeit von Parametern	50
4.9.3	Vergleich der transgenen Kulturpflanze mit der konventionellen Kultursorte	51
4.9.4	Risiko- und Schadensparameter.....	51
4.9.5	Abbruchkriterien	52
4.9.6	Auswertung und Interpretation der Ergebnisse	52
4.9.7	Harmonisierung und Weiterentwicklung von Monitoringmethoden	53
4.9.8	Interdisziplinäre Aspekte der Flächenauswahl	53
4.9.9	Untersuchungsnetzwerke in internationaler Kooperation	54
4.10	Erhöhte Risikofaktoren	55
4.10.1	Lebensraum der Anbaufläche	55
4.10.2	Ausbreitung der GVO auf entfernte Flächen.....	55
4.10.3	Introgression von transgenem Erbmaterial in verwandte Arten.....	58
4.11	Experimentelle Anforderungen an Versuchsanlagen bei Freisetzung und Inverkehrbringen	58
4.11.1	Untersuchungsdesign in Freisetzungsanlagen.....	58
4.11.2	Größe der Versuchsfelder.....	59
4.11.3	Floristische Grunderhebung des Freisetzungsortes	60
4.11.4	Homogenitätskriterien.....	60
4.11.5	Untersuchungsdesign, räumliche Replikationen	61
4.11.6	Destruktive Methoden und Störeffekte der Versuchspartzellen.....	61

5	ERHEBUNGSPARAMETER UND UNTERSUCHUNGSMETHODEN	62
5.1	Vegetationsökologische Standardparameter und -methoden	62
5.2	Invasionsbiologie	63
5.2.1	Messungen zum Invasionspotential	65
5.3	Versuchsdesign zur Bestimmung der Auskreuzungsfrequenz	66
5.4	Konkurrenzversuche	68
5.4.1	Methodik der Konkurrenzversuche.....	70
5.4.2	Relativer Lichtgenuß als Konkurrenzfaktor für Wildkräuter	72
5.5	Untersuchungen zur Diasporenbank und zum Diasporenfall	73
5.5.1	Methodik zur Untersuchung der Samenbank	74
5.5.2	Fragestellungen zur Samenbank.....	75
5.5.3	Methodik zur Untersuchung des Diasporenfalls.....	75
5.6	Untersuchungen zum Keimverhalten und zur Keimökologie	78
5.7	Biochemische Monitoringmethoden	79
5.7.1	Auswildern	79
5.7.2	Auskreuzung	79
5.7.3	Phänotyp.....	80
5.7.4	Genotyp	81
5.8	Ornithologische Monitoringmethoden	84
5.8.1	Zusammenfassung.....	84
5.8.2	Einleitung	84
5.8.3	Schutzziele des vogelkundlichen Monitorings	84
5.8.4	Methoden des allgemeinen Monitorings.....	85
5.8.4.1	Artenschutzprogramme und andere Bestandserhebungen	85
5.8.4.2	Monitoring der Brutvögel Österreichs (BirdLife Österreich)	85
5.8.5	Methoden des fallspezifischen Monitorings	85
5.8.6	Konkrete Formulierung der Abbruchkriterien	89
5.8.7	Zusatzparameter für die Begleitforschung	89
5.8.8	Methodische Grenzen des ornithologischen Monitorings	90
5.9	Entomologische Monitoringmethoden	91
5.9.1	Zusammenfassung.....	91
5.9.2	Einleitung	91
5.9.3	Entomologische Schutzziele.....	92
5.9.4	Entomologische Methoden und Parameter	92
5.9.5	Auswertung und Dateninterpretation.....	96
5.9.6	Methodische Grenzen des entomologischen Monitorings	97
5.10	Bodenuntersuchungen	97
5.10.1	Zusammenfassung.....	97
5.10.2	Einleitung	97
5.10.3	Auswahl der Flächen	98
5.10.4	Bodenmikrobiologie/Bodenfunktion	98
5.10.4.1	Probenziehung	98
5.10.4.2	Probenpunkte, Zeit und Dauer der Beobachtung	99

5.10.4.3	Parameter.....	99
5.10.4.4	Methodenbeschreibung.....	99
5.10.5	Bodenzoologische Erhebungen.....	105
5.10.6	Abbruchkriterien.....	106
5.10.7	Monitoring während der Freisetzung bzw. nach dem Inverkehrbringen.....	106
5.10.8	Methodische Grenzen.....	106
6	GENTECHNISCH VERÄNDERTER RAPS UND MAIS ALS FALLBEISPIELE FÜR DIE ANFORDERUNGEN AN EIN ÖKOLOGISCHES MONITORING	107
6.1	Raps	107
6.1.1	Der Rapsanbau in Österreich.....	107
6.1.2	Beschreibung der transgenen Rapsorte.....	108
6.1.3	Gentechnische Veränderung.....	108
6.1.4	Auswirkungen auf die landwirtschaftliche Praxis.....	109
6.1.5	Risikoanalyse.....	109
6.1.5.1	Vegetationsökologische Risikoabschätzung.....	113
6.1.5.2	Ornithologische Risikoanalyse.....	118
6.1.5.3	Entomologische Risikoanalyse.....	119
6.1.5.4	Bodenmikrobiologische Risikoanalyse.....	121
6.1.6	Zusammenfassende Monitoringvorschläge für die Freisetzung von Raps.....	122
6.1.6.1	Erstes Jahr: Vorerhebung.....	124
6.1.6.2	Zweites Jahr: Auswertung, Konkretisierung des Monitoringplanes und herbstliche Aussaat von transgenem Raps.....	124
6.1.6.3	Drittes bis siebentes Jahr: Durchführung des Monitoringprogrammes.....	125
6.1.6.4	Achtes Jahr: Auswertung.....	127
6.1.7	Zusammenfassende Monitoringvorschläge für das Inverkehrbringen von Raps.....	127
6.1.8	Untersuchungsparameter der Begleitforschung für PGS-Raps.....	129
6.2	Mais	131
6.2.1	Der Maisanbau in Österreich.....	131
6.2.2	Beschreibung der transgenen Maissorte.....	132
6.2.3	Gentechnische Veränderung.....	133
6.2.4	Wirkungsweise der neu eingebrachten Gene.....	133
6.2.4.1	Das <i>cryIA(b)</i> -Gen.....	133
6.2.4.2	Das <i>bar</i> -Gen.....	133
6.2.5	Auswirkungen auf die landwirtschaftliche Praxis.....	134
6.2.6	Risikoanalyse.....	134
6.2.6.1	Vegetationsökologische Risikoabschätzung.....	138
6.2.6.2	Ornithologische Risikoanalyse.....	138
6.2.6.3	Entomologische Risikoanalyse.....	141
6.2.6.4	Bodenbiologische Risikoanalyse.....	143
6.2.6.5	Schädigung von Bodenorganismen durch das Herbizid.....	144
6.2.7	Monitoringvorschläge für die Freisetzung von Bt-Mais.....	144
6.2.8	Monitoringvorschläge für das Inverkehrbringen von Bt-Mais.....	146

7	ÖKOLOGISCHE SCHUTZGÜTER ÖSTERREICHS	148
7.1	Lebensräume der landwirtschaftlich genutzten Kulturlandschaft	148
7.1.1	Anthropogene Pionierbiotope	149
7.1.1.1	Äcker	149
7.1.1.2	Landwirtschaftliche Förderungsprogramme zur Erhöhung der biologischen Vielfalt in der Agrarlandschaft	157
7.1.1.3	Monitoringstrategien für Acker- und Stillungsflächen	162
7.1.2	Agrotope	162
7.1.2.1	Entomologische Aspekte der Agrotope	165
7.1.2.2	Monitoringstrategien für Agrotope	166
7.1.3	Ruderalbiotope	167
7.1.3.1	Entomologische Aspekte von Ruderalbiotopen	167
7.1.4	Acker-, Grün- und Weingartenbrachen	168
7.1.4.1	Ackerbrachen (Schwarzbrachen)	168
7.1.4.2	Grünlandbrachen	168
7.1.4.3	Weingartenbrachen	168
7.1.4.4	Entomologische Aspekte von Brachen	168
7.1.4.5	Monitoringthemen für agrarische Brachflächen	169
7.1.5	Kies-, Sand- und Tongruben, Steinbrüche (Aufgelassene Abbauflächen)	169
7.1.5.1	Offene Abbauflächen (Sand-, Schotterflächen und Schutthalden)	170
7.1.5.2	Offene Abbauflächen mit schweren Böden (Tegel-, Lehm- und Schlamm Böden) (z. B. Lehmgruben)	170
7.1.5.3	Entomologische Aspekte von Sand-, Kies- und Tongruben	171
7.1.5.4	Monitoringthemen für Sand-, Kies- und Tongruben	172
7.1.6	Naturnahe oder natürliche Lebensräume	172
7.1.6.1	Anlandungen von Fließgewässern und Uferbereichen	172
7.1.7	Der Boden als Lebensraum	173
7.1.7.1	Bodenschutz	173
7.1.7.2	Bedeutung der Bodenorganismen für die Bodenfunktion	175
7.2	Vogelkundliche Schutzgüter der Agrarlandschaft	176
7.2.1	Erhaltung der Artenvielfalt	176
7.2.2	Auflistung gefährdeter, charakteristischer Brutvögel der Agrarlandschaft	177
7.2.3	Auflistung gefährdeter Nahrungs- bzw. Wintergäste der Agrarlandschaft	178
7.2.4	Erhaltung vogelkundlich besonders bedeutender Lebensräume in der Agrarlandschaft	179
7.2.4.1	Sandböden	179
7.2.4.2	Saure und nährstoffarme Böden	179
7.2.4.3	Nasse und schwere Böden	180
7.2.4.4	Hochlagenäcker in inneralpinen Tälern	180
7.2.4.5	Kies-, Sand- und Tongruben	181
7.2.4.6	Agrotope	181
7.2.4.7	Ackerflächen mit biologischem Landbau	182
7.2.4.8	Brachflächen	182
7.2.4.9	Schotterfluren (entlang von Fließgewässern)	183
7.2.5	Schutz von Important Bird Areas	183
7.2.6	Schutzgüter in Lebensräumen außerhalb der Agrarlandschaft	183
7.2.6.1	Schutzgüter in Obstbaumbeständen	184
7.2.7	Relevanz der ornithologischen Schutzziele	184
7.2.7.1	Schutzziele mit europaweiter Relevanz	184
7.2.7.2	Schutzziele mit nationaler oder regionaler Relevanz	184

7.3	Schutzgüter nach der Fauna-Flora-Habitatrichtlinie	185
7.3.1	Pflanzenarten und Lebensräume nach Anhang I und II der FFH-Richtlinie.....	185
7.3.2	Insekten der Agrarlandschaft nach Anhang II der FFH-Richtlinie	186
7.4	Schützenswerte Pflanzengesellschaften	187
7.4.1	Segetalgesellschaften (Ackerwildkräuter)	188
7.4.1.1	Stellarietea mediae (Terophytenreiche synanthrope Gesellschaften)	188
7.4.2	Anthropogene Ruderalstandorte.....	190
7.4.2.1	Polygono arenastri-Poetea annuae (Einjährigen Trittpflanzengesellschaften)	190
7.4.2.2	Stellarietea mediae (Therophytenreiche synanthrope Gesellschaften)	191
7.4.3	Naturnähere, anthropogen beeinflusste Standorte.....	194
7.4.3.1	Galio-Urticetea (Nitrophile Säume, Uferstaudenfluren, anthrop. Gehölzges.).....	194
7.4.3.2	Epilobietea angustifolii (Klasse der Schlagfluren und Vorwald-Gehölze)	195
7.4.3.3	Trifolio-Geranietea sanguinei (Thermophile und subthermophile Saumgesellschaften)	195
7.4.3.4	Calluno-Ulicetea (Zwergstrauchheiden und Magertriften)	197
7.4.3.5	Koelerio-Corynephoretea (Sandrasen, Felsgrusfluren, Felsband-Ges.)	197
7.4.3.6	Isoeto-Nanojuncetea (Zwergbinsen-Gesellschaften).....	197
7.4.4	Natürliche oder naturnahe Standorte mit hoher Invasibilität	198
7.4.4.1	Bidentetea tripartiti (Zweizahn-Knöterich-Melden-Ufersäume).....	198
7.5	Rote Listen gefährdeter Pflanzen Österreichs	198
7.6	Rote Listen gefährdeter Tiere Österreichs	199
7.7	Biodiversitäts- und Ökosystemschutz	200
8	REGIONALITÄTSASPEKTE IN ÖSTERREICH	202
8.1	Biogeographische Regionen	202
8.2	Kulturlandschaften	205
8.3	Landwirtschaftliche Regionen	206
8.4	Vogelkundliche Regionen	208
8.4.1	Flächenauswahl anhand vogelkundlicher Kriterien.....	208
8.4.2	Verbreitungstypen österreichischer Brutvögel	208
8.4.2.1	Einteilung österreichischer Brutvögel nach Verbreitungstypen	209
8.5	Regionalität und Bodenorganismen	209
8.6	Regionalitätsaspekte anhand potentieller Kreuzungspartner von Raps	210
9	LITERATUR	225
10	DANKSAGUNG	240

ZUSAMMENFASSUNG

In der Risikobewertung möglicher Umwelteffekte von gentechnisch veränderten Organismen (GVO) herrscht derzeit noch große Unsicherheit vor. Ökologisches Monitoring ist eines der wenigen Hilfsmittel, um die Sicherheit im Umgang mit GVO zu erhöhen und geht zuallererst von einer Sicherung der nationalen ökologischen Schutzziele (z. B. Biodiversität, Lebensräume, Artenschutz) aus.

Ökologisches Monitoring von gentechnisch veränderten Organismen (GVO) dient

- zur empirischen Überprüfung potentieller Risiken, die in der Risikoabschätzung genannt wurden,
- zur Früherkennung möglicher negativer Auswirkungen auf die Umwelt,
- zur rechtzeitigen Verhinderung negativer Auswirkungen (Frühwarnsystem),
- zur Sicherung der ökologischen Schutzziele,
- zur ständigen Neubewertung der ökologischen Risiken von GVO und
- zum Wissensgewinn über den Einsatz einer neuen Technologie.

Es besteht ein weitgehender Konsens darüber, daß ein begleitendes Umweltmonitoring von GVO bei Freisetzungen und beim Inverkehrbringen notwendig ist. Das wird besonders beim Änderungsvorschlag zur Richtlinie 90/220/EWG unterstrichen, in dem grundsätzliche Ziele und Vorgehensweisen des Umweltmonitorings umfangreicher festgelegt wurden als in der derzeit gültigen Richtlinie.

Im Detail herrscht allerdings größte Unklarheit, in welcher Form das ökologische Monitoring durchgeführt werden soll. Es ist weder die Finanzierung geklärt, noch sind die durchführenden Organisationen festgelegt. Detailliertere Fragestellungen, Methoden, Dauer des Monitorings usw. werden derzeit in verschiedenen Monitoringkonzepten nur andiskutiert (AMMANN & VOGEL, 1999; MAYER et al., 1995; NEEMANN et al., 1999; RAPS et al., 1999; SRU, 1998; SUKOPP, 1998; UMWELTBUNDESAMT BERLIN, 1999).

Für eine zukünftige Anwendung des ökologischen Monitorings von GVO sind viele Fragen noch nicht geklärt. Beispielsweise ist der „ökologische Schaden“ im Zusammenhang mit GVO nicht im Detail definiert. Stellt das reine Vorhandensein von GVO in Ruderallebensräumen schon einen ökologischen Schaden (intrinsischer Schaden) dar oder müssen erst lokale Populationen einheimischer Arten durch Konkurrenzeffekte zurückgedrängt werden? Eng damit verbunden sind die „Abbruchkriterien“ des ökologischen Monitorings. Welche negativen ökologischen Effekte müssen vorliegen, um einen Antrag zum Inverkehrbringen abzulehnen, aufzuschieben oder ein Produkt wieder vom Markt zu nehmen? Ökologisches Monitoring darf nicht zur halbherzigen Gewissensberuhigung eingesetzt werden, sondern muß klaren, zielorientierten Bewertungskriterien folgen, wie sie die genannten Abbruchkriterien darstellen.

Wenn Molekularbiologen, Vertreter der Industrie und Ökologen über ökologisches Monitoring diskutieren, prallen oft völlig verschiedene Vorstellungswelten aufeinander: „Unkraut versus schützenswertes botanisches Kleinod“ sei hier stellvertretend genannt. Ursachen-Wirkungsmodelle, Vorhersehbarkeit und genaue Meßbarkeit stehen den komplexen, nicht vorhersehbaren Ökosystembeziehungen und Umwelteffekten gegenüber, die vielleicht erst in 100 Jahren wirksam werden (siehe Abb. 1). Überraschend ist, daß in allen Interessensgruppen breiter Konsens über die Notwendigkeit eines begleitenden ökologischen Monitorings herrscht. Aber im Detail haben Vertreter der Industrie und der Ökologie stark unterschiedliche Auffassungen, in welchem Umfang welche Untersuchungen über welchen Zeitraum durchgeführt werden sollen.

Ökologisches Monitoring muß von Ökologen in Zusammenarbeit und intensivster Diskussion mit Molekularbiologen geplant und durchgeführt werden und darf nicht wie bisher als „stiefmütterliche Pflichtübung“ bei Freisetzungen geduldet werden.

Das Rahmenkonzept enthält Vorschläge für ein:

- fallspezifisches Monitoring,
- eine allgemeine überwachende Beobachtung (allgemeines Monitoring),
- ein Monitoring des aktuellen Wissensstandes und
- eine ökosystemare Überwachung.

Das **fallspezifische** Monitoring beschränkt sich auf hypothesengestützte Untersuchungen in Versuchsfeldern und deren Umland und ist zeitlich begrenzt.

Das **allgemeine Monitoring** soll als österreichweit repräsentatives Langzeitmonitoring ohne zeitliche Beschränkung alle zugelassenen GVO überwachen. Diese Stichprobenuntersuchungen sollen in die nationale Umweltüberwachung eingegliedert werden und schwerpunktmäßig indirekte, unerwartete und verspätete Effekte aufzeigen.

Das **Monitoring des aktuellen Wissensstandes** sollte die internationalen Monitoringergebnisse und die daraus resultierenden Risikobewertungen sammeln und strukturiert aufbereiten. Die laufenden Monitoringprojekte müssen anhand dieser Grundlage methodisch und thematisch regelmäßig adaptiert werden.

Die **ökosystemare Überwachung** an einem oder an wenigen Standorten könnte durch eine verstärkte Interdisziplinarität und die Einbeziehung von abiotischen und biotischen Faktoren neue Erkenntnisse liefern, die beim fallspezifischen und allgemeinen Monitoring aus methodischen und finanziellen Gründen nicht in dieser umfassenden Weise erbracht werden können.

Eine Risikoanalyse von GVO setzt sich schwerpunktmäßig mit den „neuen“ transgenen Kulturpflanzen auseinander. Dabei wird vernachlässigt, daß auch Grundlagendaten der möglicherweise von GVO beeinflussten **ökologischen Schutzgüter** benötigt werden, die großteils nicht ausreichend erforscht sind. Diese beiden Blickwinkel setzen sich in den unterschiedlichen Vorstellungen zum Monitoring von GVO fort: Bei Molekularbiologen und Industrievertretern steht der GVO im Mittelpunkt des Monitorings, bei Ökologen hingegen die umweltrelevanten Aspekte.

In dieser Studie wird versucht, speziell für Österreich Grundlagen zu erstellen, die den vielfältigen Anforderungen eines ökologischen Monitorings gerecht werden. Das umfaßt beispielsweise die Gliederung Österreichs in biogeographische Regionen, um Testgebiete auswählen zu können, oder die Auflistung von bereits bestehenden Monitoringprogrammen, die für ein Monitoring von GVO genutzt werden können. Weiters werden die nationalen Schutzgüter genannt, die im Zentrum der Überwachung stehen sollen (siehe Kapitel 7).

Diese ökologischen Schutzziele geben die Untersuchungsobjekte und Fragestellungen für das Monitoring vor. Ziel des ökologischen Monitorings ist die Verhinderung eines ökologischen Schadens für die genannten Schutzgüter.

Gängige Monitoring-Methoden und Untersuchungsparameter werden ebenso dargestellt wie die methodischen Grenzen bei der Erfassung ökologischer Effekte. Das vorliegende Monitoringkonzept deckt die Fachbereiche Vegetationsökologie, Ornithologie, Entomologie und Bodenökologie ab. Die von GVO betroffenen Lebensgemeinschaften sind aber wesentlich vielfältiger und wichtige Tiergruppen, wie beispielsweise Säuger, Reptilien und Amphibien konnten aus praktischen Gründen nicht bearbeitet werden. Hier besteht daher Handlungsbedarf für weiterführende und vertiefende Arbeiten.

Sollte in Österreich zukünftig ein Antrag auf Freisetzung oder Inverkehrbringen eines GVO gestellt werden, so müssen folgende Punkte für ein effizientes Monitoring geklärt werden:

- Festlegung der ausführenden Institutionen
- Definition von Abbruchkriterien, Schwellenwerten, Stellgrößen (siehe Kapitel 4.9.5)
- Definition von ökologischem Schaden
- Aufbau eines Informationsnetzwerkes (siehe Kapitel 4.5.1)

So früh wie möglich sollten folgende Punkte diskutiert und geklärt werden:

- Planung eines landesweit repräsentativen Beobachtungsnetzes für Tiere und Pflanzen (siehe Kapitel 4.1.2)
- Diskussion und Festlegung der ökologischen Schutzgüter Österreichs, die von GVO betroffen werden könnten (siehe Kapitel 7)
- Klärung der Finanzierung (siehe Kapitel 4.3).

SUMMARY

There is great uncertainty about environmental effects of genetically modified organisms (GMOs). Ecological monitoring is one of the major tools which enhances environmental safety for commercial use of GMOs. The main goal is to protect the national targets of nature conservation (e.g. biodiversity, habitats and species).

The aim of ecological monitoring of genetically modified organisms (GMOs) is

- to detect possible negative effects on the environment,
- to prevent negative effects (early warning system),
- to protect ecological targets of nature conservation,
- to periodically re-evaluate the risks of GMOs and
- to gain knowledge for the application of a new technology.

There is a broad consensus that ecological monitoring is necessary to control the potential risks of deliberate release and placing on the market of GMOs. That is particularly underlined in the proposal for an amendment of the directive 90/220/EEC, where suggestions, basic targets and methods of the ecological monitoring are more extensively elaborated as in the current directive. In detail however, there are still uncertainties on how ecological monitoring should be performed. Targets, methods, duration and locations of monitoring are just considered in a very general way in different monitoring concepts (AMMANN & VOGEL, 1999; MAYER et al., 1995; NEEMANN et al., 1999; RAPS et al., 1999; SRU, 1998; SUKOPP, 1998; UMWELTBUNDESAMT BERLIN, 1999).

The implementation and handling of an ecological monitoring is not yet clarified. For example the term "ecological damage" with respect to GMOs is not properly defined. Does the simple occurrence of a GMO in ruderal biotops have to be considered as an ecological damage (intrinsic damage) or is the level of damage reached only if local plant populations are suppressed? Criteria for suspension of deliberate release or placing on the market of GMOs due to results of the ecological monitoring are still missing. It has to be clarified which negative ecological effects are considered sufficient to reject a notification or stop the commercialization.

If molecular biologists, representatives of the industry and ecologists discuss about monitoring of GMOs, it often seems that completely different worlds meet. Just to give an example: What the one side calls "endangered little jewel" the other speaks of "undesirable weed". One attitude comprises cause-effect- and cost-benefit-models, proper anticipation and accurate measurements, the other refers to the complex function of ecosystems and long-term effects becoming occasionally effective only in about 100 years or so (see Fig. 1). Surprisingly, it prevails general consent in the necessity of ecological monitoring during deliberate release or after placing on the market of GMOs, but in detail greatest distinction exists on what, to which extent and how long monitoring has to be performed. Ecological monitoring has to be planned and carried out by ecologists in co-operation with molecular biologists and should not be treated as undesirable burden like sometimes in current experiments.

The aim of this study was to create a framework concept for the ecological monitoring of GMOs in Austria which is adapted to the proposed amendments of the directive 90/220/EEC. In case the amended directive 90/220/EEC becomes effective (not before the end of 2000), the Annex VII (monitoring plan) has to be supplemented by guidance notes within 18 months to specify monitoring on GMOs. In the current study preliminary guidelines are worked out in order to encourage national discussion and forward the results in the discussion on the European Community level.

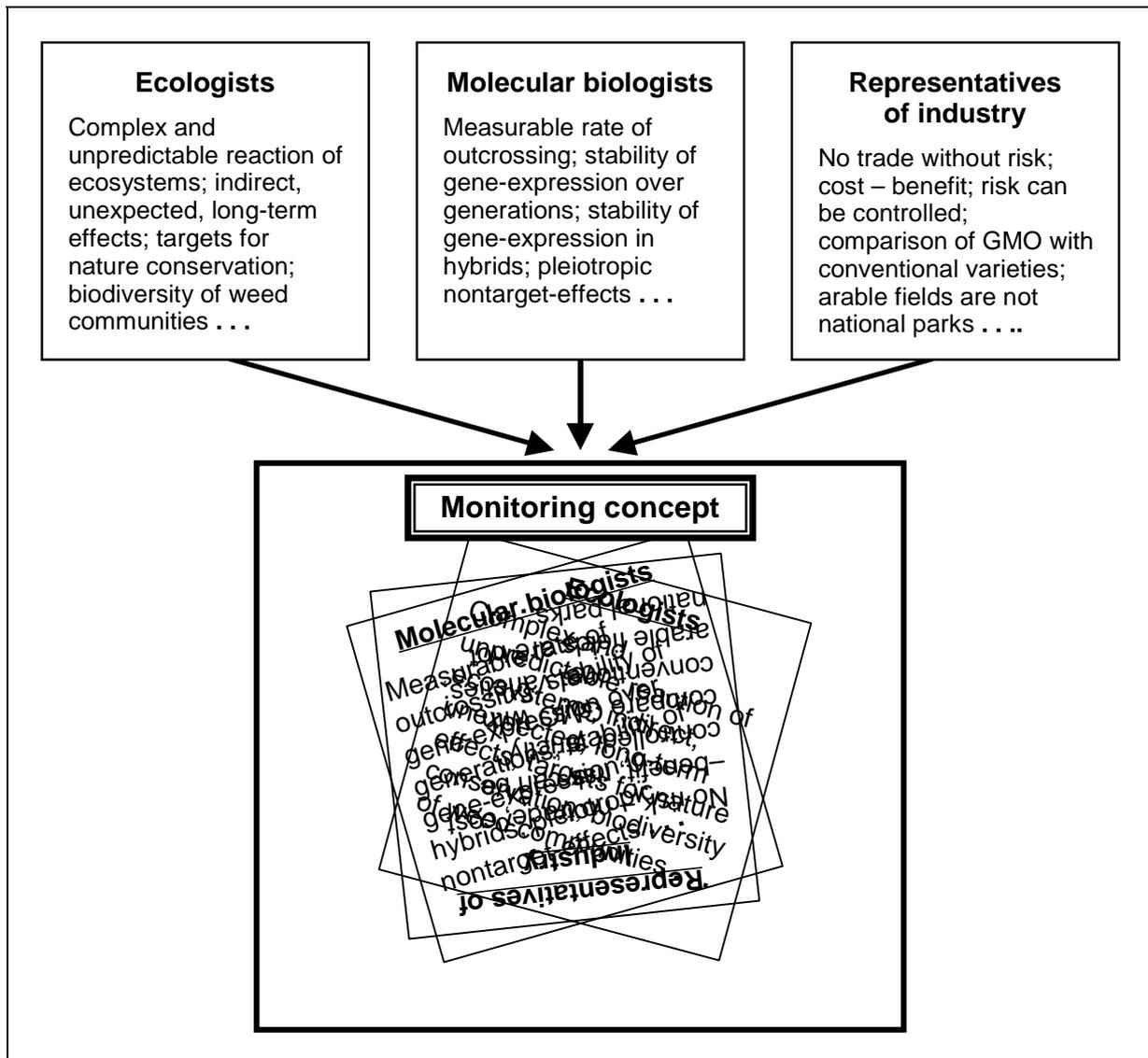


Fig. 1: If ecologists, molecular biologists and representatives of industry discuss a monitoring programme for GMOs, the outcome is far from consensus and reflects the different attitudes.

Each notification for the deliberate release or placing on the market of GMOs must contain a detailed monitoring plan (case by case). Our framework monitoring concept functions only as a guideline for the development and evaluation of case-by-case monitoring plans and has to guarantee the general requirements of an ecological monitoring of GMO.

The framework monitoring concept contains suggestions for:

- case-specific monitoring,
- general surveillance,

- monitoring on the state of the art
- and the ecosystem monitoring.

The **case-specific monitoring** is limited in time and functions as a hypothesis-testing instrument in field-experiments and the adjacent areas.

The **general surveillance** is suggested as a nation-wide long-term monitoring programme without any time limitations and is designed to observe the effects of all in future used GMOs in Austria. It particularly should detect long-term, unexpected and indirect effects of GMOs and should be integrated into the national environmental monitoring programmes.

Monitoring on the state of the art covers a structured data collection of international monitoring results as an instrument to re-evaluate and adapt the current monitoring programmes periodically.

Ecosystem monitoring is suggested to take place at one or few locations in each country to perform comprehensive interdisciplinary investigations regarding biotic as well as abiotic factors. It is expected to get new results on the environmental effects of GMOs, which cannot be gained by case-specific monitoring or general surveillance.

Risk assessment of a GMO is mainly focusing on the new transgenic organism, but neglects that the ecological protection targets, potentially influenced by GMO, demand also further research. Both points of view are found in the different attitudes of monitoring: Molecular biologists and representatives of industry emphasize the monitoring of the GMO, ecologists the monitoring of the environment.

The current study tries to establish baselines for a future implementation of an ecological monitoring in Austria. That comprises for example a list of Austrian monitoring programmes already existing, which can partly be used for a monitoring of GMOs. Further on it contains the definition of biogeographical regions for the selection of monitoring sites, or a list of ecological targets for Austria, on which the monitoring should focus.

A suggestion for the list of these protection targets is given in chapter 7, mainly focusing on the agricultural landscapes. Objects being part of ecological monitoring are defined by these ecological protection targets. Further on the study summarizes monitoring methods and parameters as well as methodological problems to detect adverse ecological effects in general.

This monitoring concept covers only aspects of plant ecology, ornithology, entomology and soil ecology. The ecosystems potentially affected by GMO are however substantially more complex and in the current study important groups of animals, like mammals, reptiles and amphibians were not treated for practical reasons. In order to complement this, a follow-up and more detailed work will be needed in the future.

In case of future notifications for GMOs in Austria the following topics must be clarified with regard to ecological monitoring:

- determination of the executing institutions
- definition of threshold values (see chapter 4.9.5)
- definition of ecological damage
- structure of a national network for information on monitoring of GMOs (see chapter 4.5.1).

As soon as possible, the following points should be discussed:

- planning of a country-wide monitoring network for animals and plants (see chapter 4.1.2)
- definition of the ecological protection targets for Austria, which are likely to be affected by GMOs (see chapter 7)
- financing (see chapter 4.3).

1 EINLEITUNG

Ökologische Standpunkte des Monitorings müssen diskutiert werden!

In Österreich wurde bisher noch kein genehmigter Freisetzungsvorversuch mit GVO (gentechnisch veränderten Organismen) durchgeführt und derzeit (Dezember 1999) liegen auch keine entsprechenden Anträge vor. Nach dem momentanen Kenntnisstand wurden bisher auch keine EU-weit nach der Richtlinie 90/220/EWG zum Inverkehrbringen genehmigten GVO angepflanzt. Es gibt in Österreich keine entsprechenden Versuchsfelder und daher auch keine praktischen Erfahrungen mit ökologischem Monitoring von GVO.

In dieser Studie wurde ein erstes Rahmenkonzept für das Monitoring von GVO entwickelt, das entsprechende Unterstützung für Antragsteller und zuständige Behörden bieten soll. Zukünftige Anträge zur Freisetzung oder zum Inverkehrbringen von GVO können bezüglich des eingereichten Monitoringplanes anhand des vorliegenden Rahmenkonzeptes evaluiert werden (siehe Abb. 2).

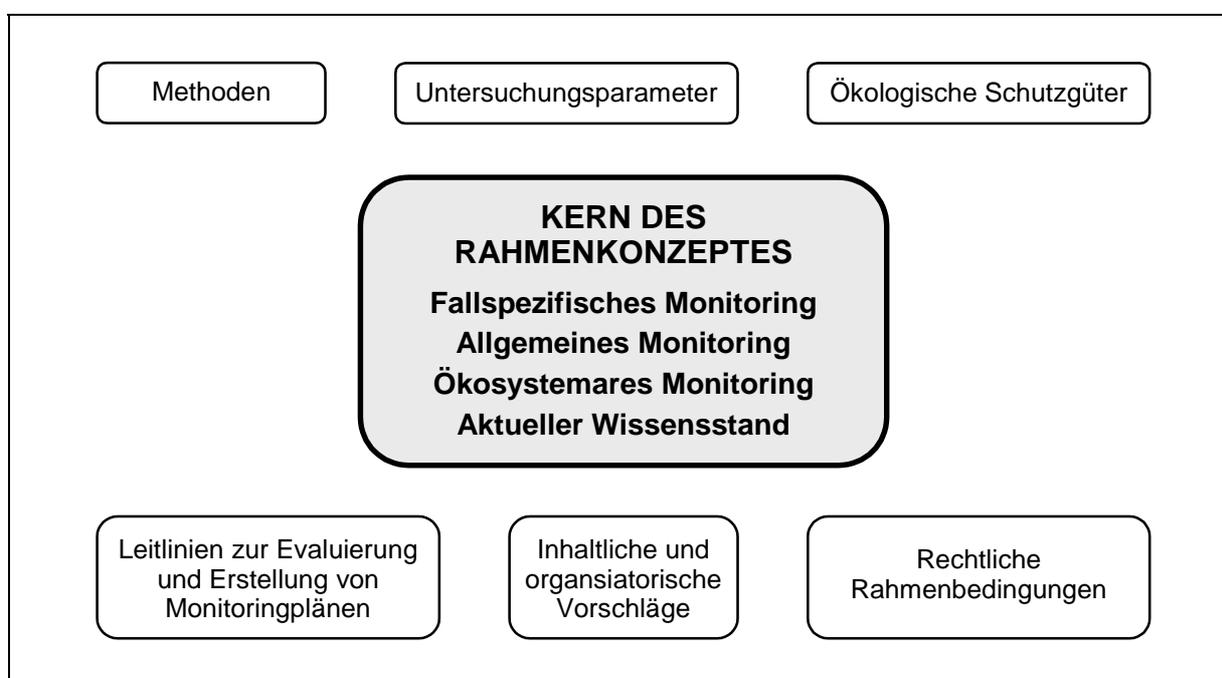


Abb. 2: Thematischer Aufbau des Rahmenkonzeptes für das ökologische Monitoring von GVO in Österreich.

Die Entwicklung dieses Monitoringkonzeptes stellt keinen Freibrief für das Freisetzen oder das Inverkehrbringen von GVO dar, sondern ist eine Sichtung von Kriterien, praktikablen Methoden, nutzbarer Infrastruktur und Expertenwissen, um ohne Zeitdruck in einer österreichischen Expertendiskussion Standpunkte klären zu können. Es bedarf einer ständigen intensiven Diskussion zwischen Vertretern der Industrie, Anwendern, Molekularbiologen und Ökologen, um die unterschiedlichen Standpunkte zu verstehen und zu bewerten.

Monitoring ist kein Wundermittel!

Monitoring ist sicher kein unfehlbares Wundermittel, um Fehler der Risikoabschätzung, unvorhersehbare negative Effekte von GVO oder entstandene Schäden rückgängig zu machen.

Ein banaler Vergleich über die Leistungsfähigkeit von Monitoring wäre eine Geisterfahrerwarnung im Verkehrsfunk. Dieses Frühwarnsystem kann zu einer Unfallvermeidung führen, im

schlimmsten Fall ist aber ein folgenschwerer Zusammenstoß nicht auszuschließen. Über die Ursachen der Geisterfahrt ist aber aufgrund dieses Monitoringsystems noch nichts ausgesagt (Irrtümlich falsche Auffahrt? Mutprobe?). Die Kausalanalyse und die Verschuldensfrage kann erst durch nachgeschaltete Untersuchungen geklärt werden.

Ökologisches Monitoring ist notwendig, hat aber auch seine Schwächen. Leistungsfähiges Monitoring ist relativ kostspielig, zeitaufwendig und stößt oft auf methodische Grenzen; es ist aber die einzige Möglichkeit, um

- Hypothesen empirisch zu beweisen,
- unvorhersehbare Effekte zu erkennen,
- negative Auswirkungen möglicherweise rechtzeitig zu verhindern
- und Wissenszuwachs über die ökologischen Risiken von GVO zu erhalten.

Ökologisches Monitoring ist ein eigenständiges Modul!

Die Studie beschäftigt sich mit Monitoringstrategien zur Erkennung von ökologisch relevanten Effekten der GVO, aber nicht mit Monitoring der landwirtschaftlich relevanten Merkmale (agricultural performance) der Kulturpflanze (z. B. Erträge) oder molekularbiologischem Monitoring (genotypische Stabilität von GVO). Diese Merkmale müssen durch ein ergänzendes agrartechnisches oder molekularbiologisches Monitoring abgeklärt werden, obwohl einige Erkenntnisse sehr wohl relevant für ökologische Fragestellungen und Hypothesen sein können.

Das ökologische Monitoring steht bei den derzeitig praktizierten Untersuchungen zu Freisetzung nicht im Mittelpunkt (RAPS et al., 1999). Primär wird die agronomische Leistungsfähigkeit und die genetische Stabilität des GVO erforscht und anhand dieser Untersuchungen die Umweltwirkung abgeschätzt. Jene Themenbereiche, die für die Produktentwicklung des GVO und nebenbei auch für die Ökologie interessant sind, werden durchaus bearbeitet (Konkurrenzverhalten, Auskreuzung und Introgression) und oft als einzige Grundlage für ökologische Aussagen verwendet. Es fehlt ein eigenständiger ökologischer Ansatz.

Ökologisches Monitoring braucht eigene ökologisch relevante Fragestellungen, und das erfordert ein eigenes Untersuchungsdesign. Die Fragen lauten aber primär nicht, ob der GVO mehr Ertrag liefert oder gegenüber den gängigen Ackerunkräutern konkurrenzstärker als eine vergleichbare konventionelle Sorte ist. Wichtiger ist der Themenkomplex, ob eine gentechnisch veränderte Kulturpflanze ökologische Schutzgüter beeinträchtigt bzw. schädigt oder ob sie das entsprechende Potential dafür besitzt.

Konkurrenzversuche im ökologischen Monitoring messen das Konkurrenzverhalten der GVO gegenüber Arten von schützenswerten Lebensräumen oder von Habitaten, die dem GVO als Medium zur weiteren Ausbreitung dienen. Ein Konkurrenzversuch zwischen transgenem Raps und dem Konkurrenten Gerste ist zwar agronomisch interessant, aber es gäbe wichtigere ökologische Fragestellungen zum Themenkreis Konkurrenzverhalten von GVO. Ökologisches Monitoring darf kein ungeliebtes Anhängsel der agrartechnischen Feldversuche sein, sondern ist als ein eigenständiges Modul zu sehen, das von Ökologen geplant, durchgeführt und bewertet werden soll.

Ökologische Schutzgüter sind national festzulegen!

Bei der Planung eines ökologischen Monitorings gilt es zu klären, welche ökologischen Schutzgüter mit erhöhter Wahrscheinlichkeit beeinflusst werden könnten. Diese müssen großteils auf nationaler Ebene festgelegt werden. Eine exemplarische Auflistung der Schutzgüter Österreichs (weitgehend beschränkt auf die Agrarlandschaft) in Kapitel 7 soll mithelfen, die Themen und Untersuchungsobjekte des ökologischen Monitorings zu konkretisieren. In einem **fallspezifischen Monitoringplan** ist zu klären, welche Arten oder Lebensräume der räumlich begrenzten Untersuchungsfläche ein fixer Bestandteil des Überwachungsplanes sein sollen.

Für das **allgemeine Monitoring**, das verstärkt auf langfristige, indirekte und unerwartete Effekte abzielt, ist die Gesamtheit der nationalen Schutzgüter die Grundlage für eine langfristige Dauerbeobachtung.

Unklare Hypothesen bringen unklare Ergebnisse!

In der Praxis lassen sich Formulierungen der EU-Richtlinien, wie z. B. „die Vermeidung schädlicher Auswirkungen auf die Umwelt“, im biotischen Naturschutz nicht überprüfen. Im Schadstoffmonitoring gibt es gesetzlich festgelegte Grenzwerte, die grundsätzlich nicht überschritten werden dürfen. Beim Monitoring von GVO sind keine eindeutig meßbaren Grenzwerte definiert. Ein Monitoring aufgrund dieser unscharfen Vorgaben basiert auf dem reinen Beobachten und der nachträglichen (oft kontroversiellen) Interpretation der Ergebnisse. Es fehlt die „**blinkende Alarmlampe**“, die zielgerichtete Maßnahmen auslöst. Es wird beobachtet, aber nicht überwacht und kontrolliert. Ein ökologischer Schaden, der vor Beginn der Messung nicht definiert wurde, ist schwer überprüfbar und schafft Interpretationsspielraum.

2 GESETZLICHE REGELUNGEN FÜR MONITORING VON GVO

In der EU werden die Anwendungen von GVO u. a. durch die Richtlinien

- **90/220/EWG** vom 23.04.90 über die absichtliche Freisetzung genetisch veränderter Organismen in die Umwelt,
- **94/15/EG** der Kommission vom 15.04.94 zur ersten Anpassung der Richtlinie 90/220/EWG des Rates über die absichtliche Freisetzung genetisch veränderter Organismen in die Umwelt an den technischen Fortschritt,
- **90/219/EWG** vom 23.04.90 über die Anwendung genetisch veränderter Mikroorganismen in geschlossenen Systemen,
- **98/81/EG** des Rates vom 26.10.98 zur Änderung der Richtlinie 90/219/EWG über die Anwendung genetisch veränderter Mikroorganismen in geschlossenen Systemen

geregelt.

Diese EU-Richtlinien sind durch das österreichische Gentechnikgesetz (REPUBLIK ÖSTERREICH, 1994 und REPUBLIK ÖSTERREICH, 1998a in der novellierten Fassung) und eine Reihe von Verordnungen in die nationale Gesetzgebung implementiert worden. Für Freisetzungen ist die Freisetzungsverordnung (REPUBLIK ÖSTERREICH, 1997a) relevant.

Grundsätzlich sei erwähnt, daß die Richtlinie 90/219/EWG (Mikroorganismen in geschlossenen Systemen) eine Umweltschutzrichtlinie ist, während die Richtlinie 90/220/EWG eine Binnenmarktrichtlinie ist. Im ersten Fall werden nur Mindeststandards gefordert. Die Mitgliedstaaten können daher verstärkte Sicherheitsmaßnahmen ergreifen. Die Freisetzungsrichtlinie 90/220/EWG setzt hingegen Mindest- und Höchststandards ein, die auf nationaler Ebene nicht durch noch höhere Sicherheitsstandards übertroffen werden können (LESKIEN, 1992).

Da in der vorliegenden Studie ausschließlich Freisetzungen und Inverkehrbringen transgener höherer Pflanzen und keine Mikroorganismen behandelt werden, wird nur Bezug auf die Richtlinie 90/220/EWG und auf ihre Anpassung genommen.

Die Änderung der gültigen Richtlinie 90/220/EWG wird derzeit verhandelt. Ein aktuelles Dossier (der sogenannte „Gemeinsame Standpunkt“) mit dem Textvorschlag der Änderung liegt in deutscher Sprache vor (RAT DER EUROPÄISCHEN UNION, 1999a). Die geänderte Version der Richtlinie 90/220/EWG wird im Jahr 2000 einer zweiten Lesung im Europaparlament unterzogen und könnte bei einer Zustimmung der Mitgliedstaaten Ende des Jahres 2000 verabschiedet werden. Das österreichische Gentechnikgesetz müßte anschließend erneut an die veränderte Richtlinie angepaßt werden. Das betrifft auch die Überwachung und das Monitoring (Bsp.: Art. 19, Anhang VII des Änderungsvorschlags).

2.1 Monitoring und Überwachung nach der Richtlinie 90/220/EWG

In der derzeit gültigen Richtlinie 90/220/EWG wird nur sehr rudimentär auf die Überwachung und das Monitoring von Umweltwirkungen der GVO bei Freisetzungen und nach dem Inverkehrbringen verwiesen. Allgemein ist das ökologische Monitoring nur ein Teil des übergreifenden Überwachungsplanes, der z. B. auch für die Sicherung der menschlichen Gesundheit gilt. In der deutschsprachigen Übersetzung der Richtlinie wird anstatt „Monitoring“ der Begriff „Überwachung“ und für „Environmental Risk Assessment“ der Begriff „Umweltverträglichkeitsprüfung“ verwendet.

Ein Ziel der Richtlinie ist der Schutz der menschlichen Gesundheit und der Umwelt, und daher soll sie eine gebührende Kontrolle der Risiken beinhalten. Die Entwicklung und Anwendung von GVO muß daher eingehend überwacht werden.

Informationen über die Überwachung müssen vom Antragsteller sowohl den Anträgen zur Freisetzung (Teil B, Art. 5/2/v) als auch jenen zum Inverkehrbringen (Teil C, Art. 11/1) beigelegt sein. Die Erstellung eines Überwachungsplanes wird aber vom Antragsteller nicht dezidiert gefordert.

Im Anhang II (V/A) werden jene Informationen genannt, die bei Anträgen in Hinblick auf Überwachung und Kontrolle vorgesehen sind.

Überwachungsverfahren:

1. Methoden zum Aufspüren des/der GVO und zur Überwachung ihrer Wirkung,
2. Spezifität, Empfindlichkeit und Verlässlichkeit der Überwachungsverfahren,
3. Verfahren zur Ermittlung einer Übertragung der übertragenen genetischen Eigenschaften auf andere Organismen,
4. Dauer und Häufigkeit der Überwachung.

In der ersten Anpassung der Richtlinie 90/220/EWG durch die Richtlinie 94/15/EG wurde der Anhang II erneuert. Bei Freisetzungsanträgen werden im Anhang II nun Beschreibungen von Überwachungstechniken und -plänen gefordert.

Zusammenfassend werden nach der Richtlinie 90/220/EWG bei Produktanträgen von GVO Informationen zur Kontrolle und zur Überwachung gefordert, aber keinerlei Angaben gemacht, wie präzise diese vorliegen müssen. Ein Monitoringplan wurde erst nach der ersten Anpassung der Richtlinie für Freisetzungen gefordert.

Anlaß für einen Änderungsvorschlag der EU-Richtlinie 90/220/EWG war unter anderem auch folgende Begründung: „In die Richtlinie 90/220/EWG muß die Verpflichtung aufgenommen werden, einen Überwachungsplan durchzuführen, um etwaige direkte, indirekte, unmittelbare, spätere oder unvorhergesehene Folgen für die menschliche Gesundheit und die Umwelt von GVO als Produkt oder in Produkten nach dem Inverkehrbringen feststellen und zuordnen zu können. Es ist ferner erforderlich, gemeinsame Ziele für die Überwachung von GVO nach ihrer absichtlichen Freisetzung oder ihrem Inverkehrbringen als Produkte oder in Produkten festzulegen.“ (RAT DER EUROPÄISCHEN UNION, 1999a).

2.2 Monitoring nach der geplanten Abänderung der EU-Richtlinie 90/220/EWG

2.2.1 Der neue Anhang VII (Überwachungsplan für das Inverkehrbringen von GVO)

Der Textvorschlag zur abgeänderten Version der Richtlinie 90/220/EWG enthält wesentlich detailliertere Angaben zur Überwachung als die derzeit gültige Richtlinie. Der neu geschaffene Anhang VII umfaßt Ziele, allgemeine Prinzipien und Konzepte des Überwachungsplanes (nur beim Inverkehrbringen).

Ziel des Überwachungsplanes ist es:

- zu bestätigen, daß eine Annahme in der Umweltverträglichkeitsprüfung über das Auftreten und die Wirkung einer etwaigen schädlichen Auswirkung eines GVO oder dessen Verwendung zutrifft und
- das Auftreten schädlicher Auswirkungen des GVO oder dessen Verwendung auf die menschliche Gesundheit oder die Umwelt zu ermitteln, die in der Umweltverträglichkeitsprüfung nicht erkannt wurden (Anhang VII/B).

Im Konzept des Überwachungsplanes sollte

- eine allgemeine überwachende Beobachtung (general surveillance) unerwarteter schädlicher Auswirkungen
- und eine (fall-)spezifische Überwachung (case specific monitoring) vorgesehen sein.

Die **fallspezifische Überwachung** soll über einen ausreichend langen Zeitraum hinweg erfolgen, um unmittelbare und direkte aber auch spätere oder indirekte Auswirkungen im Sinne der Umweltverträglichkeitsprüfung erfassen zu können. Anmerkung: Die fallspezifische Überwachung versucht daher streng hypothesengestützt, vermutete Auswirkungen im Sinne der Umweltverträglichkeitsprüfung zu evaluieren. Die Untersuchungsthemen werden durch die Hypothesen der Umweltverträglichkeitsprüfung bereits vorgegeben.

Bei der **überwachenden Beobachtung (allgemeines Monitoring)** könnte gegebenenfalls von bereits bestehenden routinemäßigen Überwachungspraktiken, wie z. B. der Überwachung landwirtschaftlicher Kulturformen, des Pflanzenschutzes, oder der Tier- und Humanarzneimittel, Gebrauch gemacht werden. Es sollte erläutert werden, wie die relevanten Informationen, die durch bestehende routinemäßige Überwachungspraktiken gewonnen wurden, dem Inhaber der Zustimmung zugänglich gemacht werden. Anmerkung: Für ökologische Fragestellungen sollten bereits bestehende Monitoringprogramme und Inventare genutzt werden.

2.2.2 Präzisierung des Anhangs VII durch Leitlinien

Der Anhang VII (Überwachungsplan) soll durch weitere Leitlinien ergänzt und präzisiert werden, die 18 Monate nach Inkrafttreten der neuen Richtlinie nach dem Verfahren des Artikels 29 erstellt werden.

Die allgemeinen Prinzipien (Anhang VII/CC) müssen an den technischen Fortschritt angepaßt werden (Teil D, Art. 26).

2.2.3 Erstellung und Beurteilung von Monitoringplänen

Wird in Österreich ein Antrag zur **absichtlichen Freisetzung** gestellt, so muß ein Überwachungsplan (inkl. Überwachungstechniken, also Methoden) entsprechend den einschlägigen Teilen von Anhang III zur Ermittlung der Auswirkungen auf die Umwelt enthalten sein (Teil B, Art. 5/2/v und Anhang III B/X/4). Es müssen auch Vorschläge zur Überwachung für den Zeitraum nach Beendigung der Freisetzung enthalten sein (Anhang III B/G/4).

Ein Antrag zum **Inverkehrbringen** muß einen Überwachungsplan gemäß Anhang VII, einschließlich eines Vorschlags für den Zeitraum, für den der Überwachungsplan gelten soll, enthalten (Teil C, Art. 12/2/e und Teil C, Art. 18/3/f). Die Zustimmung ist beim Inverkehrbringen von GVO auf 10 Jahre beschränkt (Teil C, Art. 14/4), wobei der Überwachungsplan auch kürzer oder länger gültig bleiben kann. Spätestens neun Monate vor dem Ablauf der Genehmigung muß dem Ansuchen um Verlängerung ein Bericht über die Ergebnisse der Überwachung beigelegt sein (Berichtspflicht für Monitoring) (Teil C, Art. 16/2/b). Die zuständige Behörde des Landes, in der die Anmeldung erfolgte, kann auf Grundlage der oben genannten Berichte den ursprünglichen Überwachungsplan anpassen (Teil C, Art. 19/1).

Der eigentliche „Monitoringparagraph“ beim Inverkehrbringen ist Artikel 19 (Überwachung und Behandlung neuer Informationen). Der Antragsteller ist für die Überwachung und die Berichterstattung an die Kommission und die zuständigen Behörden der Mitgliedstaaten verantwortlich. Die zuständige Behörde übermittelt der Kommission einen Bewertungsbericht mit klaren Angaben zum vorgeschlagenen Überwachungsplan (Anhang VI/B.3). Für die zuständigen Behörden der anderen Mitgliedsländer besteht aber auch die Möglichkeit, neue Informationen

hinsichtlich der von dem GVO ausgehenden Gefahren für die menschliche Gesundheit oder die Umwelt an die Kommission weiterzuleiten und dadurch begründete Einwände gegen das weitere Inverkehrbringen des betreffenden GVO auszusprechen (Teil C, Art. 19/2 und 3).

Schon in der Phase der Umweltverträglichkeitsprüfung können besondere Strategien zur Bewältigung der Risiken der absichtlichen Freisetzung oder des absichtlichen Inverkehrbringens von GVO vorgeschlagen werden (Anhang II/C.2./5). Unter diesem Punkt könnten spezielle Anforderungen an ein Monitoringprogramm formuliert werden.

Ein Mitgliedsland hat die Möglichkeit, aufgrund neuer wissenschaftlicher Erkenntnisse, die Auswirkungen auf die Umweltverträglichkeitsprüfung haben und möglicherweise eine Gefahr für die Gesundheit oder die Umwelt darstellen, vorübergehend den Verkauf oder Einsatz des betreffenden GVO in seinem Hoheitsgebiet einzuschränken oder zu verbieten. (Anmerkung: Diese Erkenntnisse können aus der Literatur, der Begleitforschung oder aus einem Monitoringprogramm stammen.) Gründe für diesen Beschluß bzw. Bedingungen für eine veränderte Zustimmung müssen an die Kommission und die übrigen Mitgliedstaaten gesandt werden (Teil C, Art. 22/1 Schutzklausel). Die Kommission muß dann die zuständigen wissenschaftlichen Ausschüsse zu dem geäußerten Sachverhalt konsultieren (Teil D, Art. 27/1). Das Inverkehrbringen von GVO, die den Anforderungen der Richtlinie 90/220/EWG entsprechen, darf hingegen nicht verboten, eingeschränkt oder behindert werden (Teil C, Art 21; Freier Verkehr).

2.2.4 Austausch von Informationen und Berichtspflichten hinsichtlich der Überwachung

Die Vertreter der Mitgliedstaaten kommen regelmäßig zusammen, um Erfahrungen über die Überwachung auszutauschen (Teil D, Art. 30/1). Alle drei Jahre übermitteln u. a. auch die Mitgliedstaaten einen Bericht über die Maßnahmen zur Durchführung der Richtlinie (auch Monitoring) und einen Tatsachenbericht über die Erfahrung mit GVO, die in Verkehr gebracht wurden (Teil D, Art. 30/3). Eine Zusammenfassung der Berichte wird von der Kommission veröffentlicht (Teil D, Art. 30/4) und dem europäischen Parlament und dem Rat übermittelt (Teil D, Art. 30/5). Die Kommission erstellt einen gesonderten Bericht zur Durchführung und den Erfahrungen bei Freisetzungen und dem Inverkehrbringen von GVO, der alle Auswirkungen (unter besonderer Berücksichtigung der Vielfalt der Ökosysteme in Europa) bewertet und die eventuelle Notwendigkeit zur Ergänzung des Regelungsrahmens enthält (Teil D, Art. 30/6).

2.2.5 Vertraulichkeit

Methoden und Pläne der Überwachung (Monitoringprogramm) dürfen nicht vertraulich behandelt werden, müssen also zugänglich sein (Teil D, Art. 24/4); ebenso die Berichte über die Ergebnisse der Überwachung.

2.3 Überschneidungen der Richtlinie 90/220/EWG mit anderen EU-Richtlinien

Die ökologischen Auswirkungen bei Freisetzungen und beim Inverkehrbringen von GVO werden zwar grundsätzlich durch die Richtlinie 90/220/EWG geregelt, wobei aber z. B. bei herbizid-resistenten Sorten in bezug auf die möglichen Umweltwirkungen aufgrund der veränderten Herbizidanwendung auch andere Richtlinien wirksam werden. Zitat: „Die Genehmigung chemischer Herbizide sowie die Beurteilung ihrer Auswirkungen auf die menschliche Umwelt fällt in den Geltungsbereich der Richtlinie des Rates 91/414/EWG vom 15. Juli 1991 über das Inverkehrbringen von Pflanzenschutzmitteln, zuletzt geändert durch die Richtlinie 96/68/EG der Kommission und nicht in den der Richtlinie 90/220/EWG“ (BJERREGARD, 1997). Die Durchführung beider Richtlinien soll aber in enger Verbindung durch die zuständigen Stellen der Kommission und auf nationaler Ebene koordiniert ablaufen (RAT DER EUROPÄISCHEN UNION, 1999a).

2.4 Umweltmonitoring im Österreichischen Gentechnikgesetz und der Freisetzungsverordnung

Laut § 37 Abs. 2f sind im österreichischen Gentechnikgesetz (1994, geändert 1998) und der Freisetzungsverordnung (1997a) bei Freisetzungsanträgen auch die Informationen zur Überwachung (Dauer, Häufigkeit und Methoden) gefordert. Bei den Bestimmungen zu Anträgen zum Inverkehrbringen von GVO fehlt jeder Bezug zum Monitoring.

Es wird nicht dezidiert auf Umweltüberwachung hingewiesen, sondern nur eine generelle Überwachung ohne Bezug zu Umweltwirkungen gefordert. Dadurch ist nicht präzisiert, welche Ziele die Überwachung verfolgt und ob überhaupt ökologisches Monitoring angesprochen ist (eine Kontrolle der Sicherheitsstandards und der landwirtschaftlichen Produktionsfaktoren ist auch eine Überwachung).

Sollte die novellierte Richtlinie 90/220/EWG verabschiedet werden, so müsste das österreichische Gentechnikgesetz im Bereich des Umweltmonitorings entsprechend überarbeitet werden.

2.5 Die geänderte Biolandbauverordnung

Eine Änderung der entsprechenden EU Verordnung regelt die „Gentechnik – Freiheit“ im ökologischen Landbau (RAT DER EUROPÄISCHEN UNION, 1999b). Demnach sind genetisch veränderte Organismen (GVO im Sinne der Definition der EU Richtlinie 90/220/EWG) und deren Derivate mit der ökologischen Wirtschaftsweise unvereinbar. GVO, Teile davon oder auf deren Grundlage hergestellte Erzeugnisse dürfen nicht in Erzeugnissen, die als Erzeugnisse aus ökologischem Landbau gekennzeichnet sind, verwendet werden. Diese Regelung wird mit der Verbrauchererwartung argumentiert. In der Verordnung wird näher ausgeführt, daß GVO und GVO – Derivate nicht in Lebensmitteln, Lebensmittelzutaten (einschließlich Zusatzstoffe und Aromen), Futtermitteln, Pflanzenschutzmitteln, Saatgut etc. verwendet werden dürfen. Es wird auch auf eine zukünftige Festlegung von Mindestschwellenwerten für unvermeidbare Kontaminationen, die nicht überschritten werden dürfen, hingewiesen. Da es sich bei der „Gentechnik – Freiheit“ im allgemeinen und im besonderen für den ökologischen Landbau um eine sehr komplexe Angelegenheit handelt, besteht hier teilweise noch Interpretationsbedarf der erlassenen Regelungen.

3 GESETZLICHE REGELUNGEN IN HINBLICK AUF DIE ÖKOLOGISCHEN SCHUTZGÜTER ÖSTERREICHS

Im folgenden werden Gesetze und Übereinkommen zum Schutz des österreichischen Naturschutzhaushaltes in Hinblick auf das zukünftige Inverkehrbringen von GVO behandelt. Es wird davon ausgegangen, daß die Naturschutzziele in der nationalen Gesetzgebung konkreter und praxisorientierter vorliegen als in den allgemeinen Formulierungen von EU-Richtlinien. Die österreichischen Naturschutzgesetze bieten etwa Hilfestellung, um die nationalen Schutzgüter möglichst genau zu definieren (z. B. geschützte Arten und Biotope) und die Bewertung des ökologischen Risikos und des ökologischen Schadens, der durch GVO verursacht werden könnte, im nationalen Interesse zu bewerten. Dies ist besonders bei Einwänden durch die zuständige Behörde Österreichs von Bedeutung, weil dann der beanstandete Effekt oder das erkannte Risiko auf die Umwelt der GVO bewertet und mit naturschutzfachlichen und rechtlichen Inhalten versehen werden muß; dieser Schritt soll u. a. im Einklang mit den Naturschutzgesetzen erfolgen. Welche Gesetze im konkreten Anlaßfall tatsächlich angewandt werden und inwiefern transgene Pflanzen auch Landesgesetzen unterliegen, wird kontroversiell diskutiert. Diese Fragen bedürfen aber einer juristischen Auslegung und sind nicht Thema der Studie. Die Anwendung der Naturschutzgesetze wird hier nur als mögliche Hilfestellung zur Definition von Schutzgütern, Schutzziele, ökologischen Risiken und Schäden gesehen.

3.1 Naturschutzgesetze

Naturschutz ist in Österreich Ländersache und wird daher durch die Naturschutzgesetze der einzelnen Bundesländer geregelt, die stark divergieren können. Ein Rahmengesetz auf Bundesebene fehlt. In Konfliktfällen wird aber immer das Naturschutzinteresse gegen das öffentliche Interesse abgewogen.

Das Zusammenspiel von Landes-Naturschutzgesetzen und dem Österreichischen Gentechnikgesetz wird schon seit längerem als heikles juristisches Thema diskutiert. Es betrifft vor allem die Fragen, ob z. B. nach einem Landesnaturschutzgesetz eine Genehmigung nach dem Gentechnikgesetz aufgehoben oder abgeändert werden kann, oder, ob die Schaffung von „GVO-freien Zonen“ möglich ist, was beispielsweise von HOPPICHLER (1999) angesprochen wird. Das Vorarlberger Naturschutzgesetz weist beispielsweise im § 16/2 (Aussetzen nicht heimischer Pflanzen und Tiere) explizit auf GVO hin (VORARLBERGER LANDTAG, 1997).

Zitat: *„Das Aussetzen oder Aussäen genetisch veränderter Organismen in der Natur ist verboten. Dies gilt nicht, soweit diese Maßnahmen im Rahmen der Land- und Forstwirtschaft unter Einhaltung der Bestimmungen des Gentechnikgesetzes erfolgen. Diese Maßnahmen bedürfen jedoch einer Bewilligung nach diesem Gesetz, wenn eine Beeinträchtigung heimischer wildlebender Tier- und Pflanzenarten, des Wirkungsgefüges der Natur oder eine wesentliche Veränderung der Landschaft nicht auszuschließen ist.“*

Die Kompatibilität dieses Paragraphen mit der EU-Richtlinie 90/220/EWG wird derzeit kontroversiell diskutiert.

Im Zusammenhang mit dem Inverkehrbringen von GVO ist das Spannungsfeld Naturschutz versus Landwirtschaft ausschlaggebend. In der Praxis ist die Akzeptanz von Naturschutzaufgaben in ausgewiesenen Schutzgebieten in der Regel hoch, da in diesen Flächen die Interessen des Naturschutzes prioritär bewertet werden. Maßnahmen des Naturschutzes außerhalb der Schutzgebiete (Konzept des flächendeckenden Naturschutzes, z. B. Wiener Naturschutzgesetz), aber insbesondere in landwirtschaftlich genutzten Gebieten, führen zu erheblichen Konflikten, da es sich aus agronomischer Sicht um Produktionsflächen handelt. Aus

der Perspektive des Naturschutzes müssen hingegen die zahlreichen Schutzgüter der Kulturlandschaft (z. B. seltene Segetalarten, biologische Vielfalt) erhalten und gefördert werden. Die Konflikte sind auch aufgrund der zersplitterten Kompetenzlage (WEBER, 1995) vorprogrammiert und die Bewertung von agronomischen und naturschutzfachlichen Interessen verläuft oft zum Nachteil des Naturschutzes.

Bezüglich der GVO ist der Themenkreis der indirekten Wirkung von Beeinträchtigungen, die außerhalb der Schutzgebiete stattfinden, aber in den Schutzgebieten zu Schäden führen, in den Naturschutzgesetzen kaum angeführt (Genfluß, Verwilderung, Schädigung durch invasive Arten).

Auch wenn die Zulassung von GVO, die Umweltverträglichkeitsprüfung und die Überwachung durch die Richtlinie 90/220/EWG geregelt wird, so dienen die Landesnaturschutzgesetze beispielsweise zum Schutz

- der Vielfalt, Eigenart, Schönheit und des Erholungswertes der Landschaft,
- des ungestörten Wirkungsgefüges des Naturhaushaltes,
- des Artenreichtums der heimischen Tier- und Pflanzenwelt (Artenschutz) sowie deren natürlichen Lebensräumen und Lebensgrundlagen (Biotopschutz) und
- der Mineralien und Fossilien;

(OBERÖSTERREICHISCHE LANDESREGIERUNG, 1996).

Was in der Richtlinie 90/220/EWG als allgemein formulierter Begriff „Schutz der Umwelt“ angesprochen wird, ist durch die Landesnaturschutzgesetze mit konkreteren Inhalten gefüllt (geschützte Arten, Biotope und Schutzgebiete).

Das neu überarbeitete **Naturschutzgesetz von Wien** (WIENER LANDTAG, 1995) sieht wesentlich detailliertere Art- und Biotopschutzmaßnahmen vor. Die Naturschutzstrategie zielt verstärkt in Richtung des flächendeckenden aktiven Naturschutzes und umfaßt nicht nur schwerpunktmäßig die ausgewiesenen Schutzgebiete (vom sektoralen zum integralen Naturschutz). Statt des bewahrenden klassischen Naturschutzes soll ein aktiver vorsorgender Naturschutz praktiziert werden. Weiters wurde das Naturschutzgesetz an die entsprechenden EU-Richtlinien (Vogelschutzrichtlinie und Fauna-Flora-Habitatrichtlinie) angepaßt.

Als Eingriff wird jede vorübergehende oder dauerhafte Maßnahme definiert, die geeignet ist, nachteilige Auswirkungen auf den Schutzzweck eines Schutzgebietes, auf ein Schutzobjekt oder im Rahmen des allgemeinen Landschaftsschutzes zu haben. **Ein Eingriff liegt auch dann vor, wenn die Maßnahme selbst außerhalb des Schutzgebietes oder des Schutzobjektes ihren Ausgang nimmt.** Darunter fällt natürlich auch der Anbau transgener Kulturpflanzen, die durch Auskreuzung oder Verwilderung in geschützten Biotopen oder an Populationen geschützter Arten einen ökologischen Schaden verursachen können.

Der **Lebensraumschutz** (§8) umfaßt jene Lebensraumtypen, die in Anhang I der EU-Richtlinie 92/43/EWG (FFH-Richtlinie) genannt sind, und jene Biotope, die vom Verschwinden bedroht sind. Durch einen Bescheid sind diese zu geschützten Lebensräumen zu erklären.

Zum **Artenschutz** (§9) sollen per Verordnung streng geschützte, geschützte und teilweise geschützte Arten genannt werden. Streng geschützte (prioritäre) Arten unterliegen z. B. einem strengen Lebensraumschutz für die gesamte Population oder einem Verbot jeglicher Eingriffe (Kulturflächen sind ausgenommen).

Obwohl der Art und Biotopschutz verständlicherweise auf naturnahe (Rest-)flächen abzielt, werden auch Biotoptypen genannt, die in landwirtschaftlich genutzten Flächen liegen oder an solche angrenzen können. Das sind z. B. Magerwiesen, Trocken-, Halbtrocken- und bodensaure Magerrasen, Magerwiesen, Lesesteinhaufen, Feuchtwiesen und wechselfeuchte Wiesen.

In der Tabelle 1 werden jene streng geschützten Arten genannt, die in der Ackerlandschaft vorkommen.

Tab. 1: Streng geschützte Arten der Agrarlandschaft, für die nach einer geplanten Verordnung zum Wiener Naturschutzgesetz ein Lebensraumschutz in ganz Wien besteht. RL = Rote Liste (NIKL FELD & SCHRATT-EHRENDORFER, 1999). Eine Beschreibung der Gefährdungskategorien (0-4) findet sich in Tabelle 27, Kapitel 7.5.

Deutscher Name	Wissenschaftlicher Name	RL
Flammen-Adonisröschen	Adonis flammea	2 r!
Rund-Lauch	Allium rotundum	3
Gemeiner Frauenspiegel	Legousia speculum-veneris	– r
Acker-Schwarzkümmel	Nigella arvensis	2 r!
Niedriger Bergflachs	Thesium dollineri	2
Ästiger-Bergflachs	Thesium ramosum	3
Gewöhnlicher Vogelkopf	Thymelaea passerina	2 r!

Die Landes-Naturschutzgesetze thematisieren das nationale Schutzinteresse und die Schutzziele, die in der (Gentechnik-) Richtlinie 90/220/EWG in bezug auf die Umweltrisiken der GVO nur allgemein formuliert sind. Dadurch wird die Interpretation des ökologischen Schadens vereinfacht und kann auf nationaler Ebene konkreter formuliert werden. In bezug auf das Inverkehrbringen von GVO könnte bei der Überarbeitung bestehender Naturschutzgesetze auf indirekte (von entfernten Flächen stammende) Wirkungen hingewiesen werden, die das Schutzziel beeinträchtigen könnten (Auskreuzung, usw.).

3.2 Übereinkommen über die biologische Vielfalt

Österreich hat bei der Umweltkonferenz UNCED (1992) in Rio de Janeiro zusammen mit weiteren 103 Staaten ein internationales „Übereinkommen über die biologische Vielfalt“ unterzeichnet und in der Folge (NATIONALRAT, 1995) ratifiziert. Ziel dieses Übereinkommens ist es, die Biodiversität und die biologischen Ressourcen möglichst umfassend zu schützen. Die Biodiversitätskonvention ist aber keine bloße Willensbekundung, sondern verpflichtet die unterzeichnenden Staaten zur Identifizierung ihrer Biodiversität und zur Beobachtung (Monitoring) ihrer Entwicklung (BEIERKUHNLEIN, 1999).

Als Mangel an der Umsetzung der Biodiversitätskonvention wird u. a. die zersplitterte Kompetenzlage und die unzureichende finanzielle Ausstattung der Umsetzung angegeben (DICK & TIEFENBACH, 1996).

In der Diskussion zur Umsetzung der Biodiversitätskonvention wird darauf verwiesen, daß die In-situ Erhaltung der Biodiversität nur mit umfassendem Naturschutz gewährleistet werden kann, der nicht ausschließlich auf Schutzgebiete beschränkt sein darf.

Für die Schutzziele der Kulturlandschaften (Artikel 8c und 10) werden naturschutzverträgliche Bewirtschaftungsmethoden (**nachhaltige Nutzung**) zum Schutz der Biodiversität gefordert. Nachhaltige Nutzung bedeutet die Nutzung von Bestandteilen der biologischen Vielfalt in einer Weise, die nicht zum (langfristigen) Rückgang führt. Weiters sollen traditionelle Nutzungsformen zum Schutz der biologischen Vielfalt erhalten bleiben. Die nachhaltige Nutzung wurde in den Nationalen Umweltplan (BUNDESMINISTERIUM FÜR UMWELT, 1995) eingebunden. Ziele der nachhaltigen Nutzung werden z. B. im ÖPUL gefördert (siehe Kapitel 7.1.1.2.2). Als Defizit in der Umsetzung der nachhaltigen Nutzung werden die unklaren Definitionen von biologischer Vielfalt in der Landwirtschaft genannt. Als Beitrag zur Umsetzung der Biodiversitätskonvention wurde die Sicherung seltener Genkombinationen durch die Schaffung von Gen-

Erhaltungswäldern mit 200-500 m Pufferzone diskutiert (DICK & TIEFENBACH, 1996). Dadurch soll unerwünschter Polleneintrag, in der Zukunft möglicherweise auch von transgenen Waldbäumen, vermieden werden.

Artikel 7 (Identification and Monitoring) der Biodiversitätskonvention sieht eine Überwachung der biologischen Vielfalt vor. Dieses Monitoring der biologischen Vielfalt könnte im Sinne der **allgemeinen überwachenden Beobachtung** (Anhang VII des Änderungsvorschlags für die Richtlinie 90/220/EWG) auch für das Monitoring von GVO herangezogen werden.

4 RAHMENKONZEPT UND LEITLINIEN VON GVOs

4.1 Rahmenkonzept zum ökologischen Monitoring von Gentechnisch veränderten Organismen

Ökologisches Monitoring ist die regelmäßige und systematische Beobachtung von Ökosystemen durch die Erhebung von ökologisch relevanten Parametern (z. B. Vegetations-, Populations- und Landschaftsökologie).

Monitoring ist ein Überbegriff für Überwachungs- und Beobachtungssysteme und kann unterschiedlichste Ziele verfolgen (Frühwarnsystem, Erfolgskontrolle, Kontrolle der gesetzlichen Regelungen).

Bei der Überwachung von GVO handelt es sich einerseits um ein „regulatorisches Monitoring“, das gesetzlich festgelegte Zielparameter beobachtet (Umwelteffekte von GVO nach der Richtlinie 90/220/EWG) und gegebenenfalls einen steuernden Eingriff veranlassen kann. Andererseits soll auch neues Wissen über die Effekte von GVO gewonnen werden, welches in die Risikobeurteilung der GVO einfließen kann.

Im folgenden wird ein erster Vorschlag für ein Rahmenkonzept zum Monitoring von GVO vorgelegt, das für Freisetzungen oder nach dem Inverkehrbringen in Österreich konzipiert ist.

Im Sinne der geplanten Novellierung der Richtlinie 90/220/EWG umfaßt das Umweltmonitoring eine

- **fallspezifische Überwachung** und eine
- **allgemeine überwachende Beobachtung** (allgemeines Monitoring) (siehe Kapitel 2.2.1 und 4.6).

Diese begriffliche und konzeptionelle Trennung ist aufgrund der Kompetenzverteilung und der Finanzierung entscheidend (siehe Kapitel 4.3). Bei den konkreten Untersuchungen wird diese Trennung nicht immer leicht durchzuführen sein. Es ist durchaus vorstellbar, daß Teile des fallspezifischen und allgemeinen Monitorings in der praktischen Durchführung von unterschiedlichen Instituten ausgeführt werden.

Tab. 2: Thematische Trennung von fallspezifischem und allgemeinem Monitoring.

Fallspezifisches Monitoring	Allgemeines Monitoring
Schwerpunkt bei Freisetzungen.	Schwerpunkt nach dem Inverkehrbringen.
Streng hypothesengeleitet und auf einen speziellen GVO ausgerichtet.	Allgemeine Überwachung der gesamten zugelassenen GVO.
Schwerpunktmäßige Überwachung der direkten und unmittelbaren Umwelteffekte.	Schwerpunktmäßige Überwachung der indirekten, verspäteten und unerwarteten Umwelteffekte.
Untersuchungen der Versuchspartzen und des näheren Umlandes.	Bundesweit repräsentative Stichprobenerhebung.
Zeitlich begrenzt.	Zeitlich nicht begrenzt.

Fallspezifisches und allgemeines Monitoring beinhalten bei Freisetzung und Inverkehrbringung unterschiedliche Schwerpunkte in Bezug auf Dauer und Bearbeitungsintensität (siehe Abb. 3). Die Laufzeit und Bearbeitungsintensität des **fallspezifischen Monitorings** hängt von den erzielten Monitoringergebnissen und dem aktuellen Wissensstand über die Umwelteffekte des betreffenden GVO ab (siehe Kapitel 4.9.1).

Die **allgemeine überwachende Beobachtung** soll als ständiges Langzeitmonitoring geplant werden.

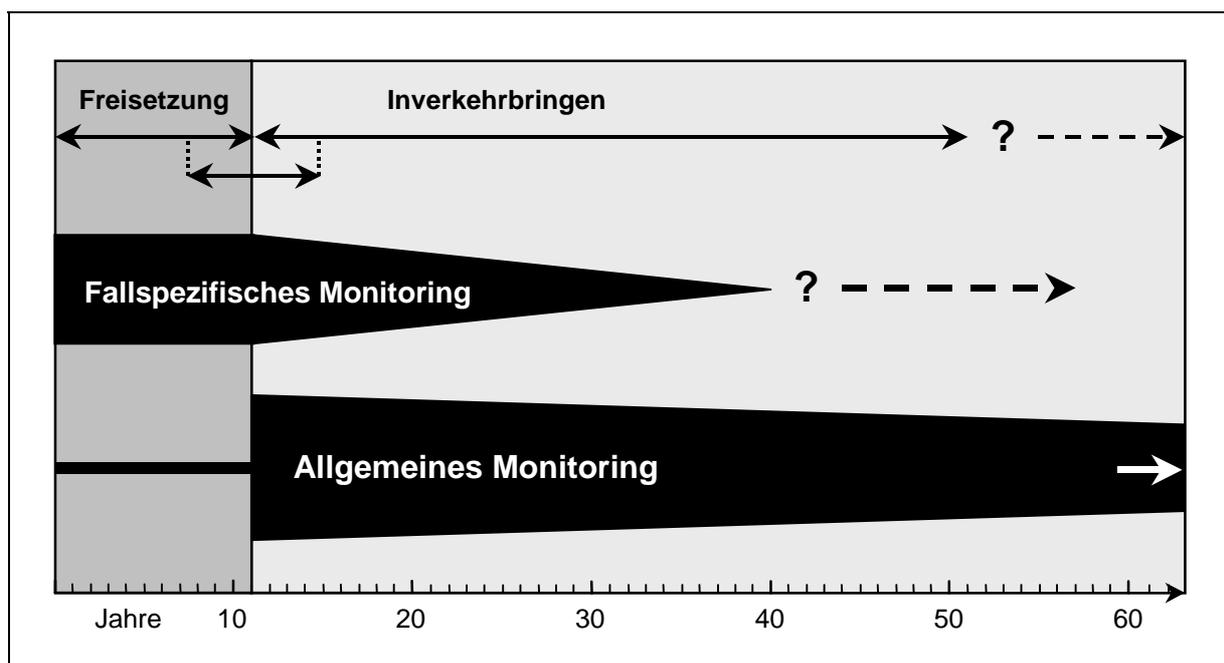


Abb. 3: Schwerpunkte des fallspezifischen und des allgemeinen Monitorings bei Freisetzung und Inverkehrbringen entlang der Zeitachse. Die Bedeutung der jeweiligen Monitoringstrategie wird durch die Dicke der schwarzen Balken verdeutlicht. Die in der Abbildung suggerierte Trennung von fallspezifischem und allgemeinem Monitoring ist in der praktischen Durchführung nicht immer gegeben. Es werden hier nur Schwerpunkte herausgearbeitet. Beispielsweise kann auch im fallspezifischen Monitoring durchaus ein indirekter, unerwarteter und verspäteter Effekt erkannt werden.

4.1.1 Fallspezifisches Monitoring

Das fallspezifische Monitoring ist streng hypothesengestützt und orientiert sich an den potentiellen Risiken, die in der Risikoabschätzung formuliert werden. Die Hypothesen werden im zielgerichteten Experiment bestätigt oder verworfen. Fallspezifisches Monitoring liefert auf konkrete und klare Fragestellungen (Hypothesen) klare Antworten; auf unscharfe Fragestellungen können nur allgemein gehaltene Antworten geliefert werden.

Klar formulierte Hypothesen sollten definierte Standards (Grenzwerte) beinhalten, die im Experiment überprüft werden können. Diese Grenzwerte können beispielsweise den Bereich der nicht akzeptierten Umweltrisiken oder -effekte abgrenzen und die Warnfunktion (blinkende Lampe) in einem überwachenden Frühwarnsystem übernehmen (siehe Abb. 4).

Typische Fragestellungen für das fallspezifische Monitoring sind beispielsweise die Kontrolle der Ausbreitung von GVO, der Genfluß in Flächen des biologischen Landbaus (siehe Tab. 3) oder die Überwachung der Wildkrautdiversität in einem Freisetzungsfeld. Das fallspezifische Monitoring sollte schwerpunktmäßig so ausgerichtet sein, daß direkte und unmittelbare Effekte erkannt werden. Damit wird das fallspezifische Monitoring schwerpunktmäßig (aber nicht ausschließlich) bei Freisetzungen und in den ersten Jahrzehnten nach dem Inverkehrbringen eingesetzt (siehe Abb. 3).

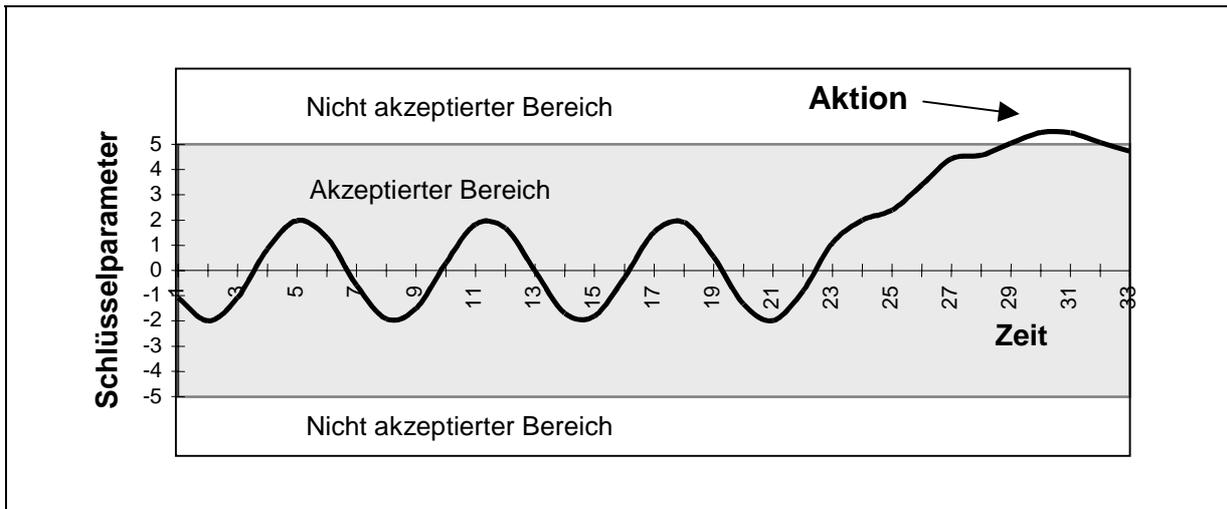


Abb. 4: Festlegung des akzeptierten Schwankungsbereiches eines Schlüsselparameters. Wird der akzeptierte Bereich überschritten, kommt es zur Aktion (z. B. vertiefende Experimente, erhöhte Sicherheitsmaßnahmen oder Abbruch der Freisetzung) (aus TRAXLER, 1998).

Verändert man etwa das System von LATOUR & REILING (1994) für „Comparative environmental threat analysis“, so könnte man exemplarisch folgende Standards für ein fallspezifisches Monitoring von transgenem Mais aufstellen (siehe Tab. 3):

Tab. 3: Strukturierte Aufbereitung der Hypothesen beim fallspezifischen Monitoring mit Festlegung von Schwellenwerten (verändert nach LATOUR & REILING, 1994).

Threat	Protection level	Objective of protection	Method of calculation
Fallspezifische Hypothese	Schutzstatus	Schutzobjekt	Methode und Schwellenwert
Genfluß in Flächen des biologischen Landbaus	Gentechnikfreiheit nach der Biolandbauverordnung	Anbauflächen des biologischen Landbaus	PCR-Analytik der Bio-Mais-Samen ausgesuchter Betriebe. Schwellenwert: z. B. 0,1 % transgene Samen

4.1.2 Allgemeine überwachende Beobachtung (Allgemeines Monitoring)

Die allgemeine überwachende Beobachtung sollte als interdisziplinär angelegtes, ökologisches Langzeitmonitoring verstanden werden, das schwerpunktmäßig indirekte, verspätete und unerwartete Umwelteffekte von GVO überwachen soll. Der Einsatzbereich beschränkt sich daher weitgehend auf die Phase nach dem Inverkehrbringen von GVO.

Es wird empfohlen, das allgemeine Monitoring in eine **nationale Umweltbeobachtung** einzugliedern, das heißt in ein für Österreich repräsentatives Überwachungsnetz.

Für viele Umweltparameter wie beispielsweise Luftgüte, Ozon, Wassergüte, Bodenzustand und Waldzustand gibt es ein landesweites Kontrollnetz, und die Daten fließen in den Umweltkontrollbericht ein (UMWELTBUNDESAMT WIEN, 1996 und 1998). Ein österreichweites Netzwerk zur Kontrolle der Art- und Lebensraumdiversität für den biotischen Naturschutz fehlt hingegen. Auf den dringenden Bedarf dieses landesweiten Monitoringnetzwerkes wurde besonders bei der Diskussion zu den „Umweltindikatoren für Österreich“ (UMWELTBUNDESAMT WIEN, 1999) hingewiesen.

Ein Überwachungsnetz der Pflanzen und Tiere Österreichs dient nicht nur dem Monitoring von GVO, sondern den mannigfaltigen Anforderungen von Naturschutz-Richtlinien und Abkommen (z. B. Fauna-Flora-Habitatrichtlinie, Vogelschutzrichtlinie, Biodiversitätskonvention usw.). Das allgemeine Monitoring von GVO wäre daher nur ein Teilbereich dieser Umweltbeobachtung und könnte zugleich mit anderen Kartierungen miterhoben werden.

In einzelnen Fachbereichen liegen bereits österreichweite Erhebungen vor: Floristische Kartierung (NIKL FELD et al., o.J.), Flechten (TÜR K, 1999), Brutvögel (DVORAK et al., 1993) und die faunistische Datenbank (ZOODAT in Linz). Es handelt sich um Artinventare, die auf z. T. unterschiedliche Rasterkartierungen zurückgehen. Diesen Inventaren fehlt einerseits eine systematische Überwachungsfunktion, andererseits aber auch regelmäßige Wiederholungskartierungen.

Auf Lebensraumbene werden in den einzelnen Bundesländern z. T. flächige Biotopkartierungen durchgeführt (mit unterschiedlicher Methodik!). Landesweit repräsentative Daten liefern hingegen die „Waldinventur“ (FORSTLICHE BUNDESVERSUCHSANSTALT, 1995), die „Hemerobie österreichischer Waldökosysteme“ (GRABHERR et al., 1995) und der Moor- schutzkatalog (STEINER, 1992).

Diese Grundlagen sind für eine österreichweite Umweltbeobachtung von Organismen und Lebensgemeinschaften somit bereits vorhanden; die Daten liegen aber in vielen Instituten verstreut. Es bedarf daher einer Zusammenführung der Daten in eine zentrale Datenbank. Weiters ist eine Vereinheitlichung der Methoden und der Erhebungsraster (z. B. Quadranten nach der floristischen Kartierung, 5 Längs- x 3 Breitenminuten) durchzuführen. Für die spezifischen Anforderungen der Gentechnikrichtlinie sind ergänzende Beobachtungsparameter einzuführen. Die Erhebungen sind danach in regelmäßigen Abständen zu wiederholen (Langzeitmonitoring).

Der organisatorische Aufbau einer nationalen Umweltbeobachtung nimmt inkl. Testphase mehrere Jahre in Anspruch und sollte möglichst rasch geplant werden.

Internationale Beispiele für landesweite Überwachungsprogramme sind der „Countryside Survey 1990“ in Großbritannien und die Ökologische Flächenstichprobe (ÖFS) in Deutschland.

Eines der umfassendsten Projekte zur landesweiten Dokumentation des Landschaftswandels wurde in Großbritannien mit dem „**Countryside Survey 1990**“ durchgeführt (BARR et al., 1993). Satellitendaten wurden mit stichprobenartiger Felderhebung kombiniert. Die Felderhebung wurde im sechsjährigen Rhythmus (1978, 1984, 1990) durchgeführt. Stichprobeneinheiten sind 1 km² große Flächen. Die Erhebungen des „Countryside Survey 1990“ bilden eine gigantische ökologische Datenbank (Countryside Information System; CIS), in welcher für jeden Quadratkilometer des Landesrasters Informationen abrufbar sind (Bsp.: Landwirtschaft, Böden, Klima, Artenverteilung, sozioökonomische Daten). Die Daten sind zusätzlich graphisch mit GIS aufbereitet, und jede Fragestellung kann mit landesweitem Raumbezug als Karte dargestellt werden.

In Deutschland wird die **Ökologische Flächenstichprobe** als landesweite Stichprobenerhebung der Landschaftsausstattung vorbereitet, die sich methodisch grob am "Countryside Survey 1990" orientiert. Sie soll in die "Umweltökonomische Gesamtrechnung" (UGR) des Statistischen Bundesamtes Wiesbaden integriert werden (BACK et al., 1996). Ziel ist es, ein bundesweit einheitliches Informationssystem über den Zustand und Wandel von Biotoptypen zu schaffen (aus TRAXLER, 1998).

Ein ähnliches Vorgehen, nämlich eine Eingliederung und Zentralisierung der landesweiten Erhebungen von Arten und Lebensräumen in die bestehende nationale Umweltüberwachung, sollte auch in Österreich initiiert werden.

4.1.3 Ökosystemares Monitoring der Umwelteffekte von GVO

Die Forderungen der Richtlinie 90/220/EWG in Bezug auf das Monitoring der Umwelteffekte von GVO sind zumindest theoretisch ökosystemar orientiert. In der Praxis beschränkt sich das ökologische Monitoring von GVO derzeit (international) auf relativ wenige Untersuchungsparameter und Fragestellungen. Es wäre jedoch denkbar, nach dem Inverkehrbringen von GVO an einem oder an wenigen Standorten ein langfristiges ökosystemares Monitoring der Umwelteffekte von GVO zu etablieren, das sich im Bearbeitungsumfang beispielsweise am „Integrated Monitoring“ (MIRTL, 1996), am MAB-Projekt „Ökosystemforschung Berchtesgaden“ (KERNER et al., 1991) oder dem "Pilotprojekt für Biosphärenreservate" (SCHÖNTHALER et al., 1994) orientiert.

Ziel dieser Projekte ist es, eine sektorenübergreifende Umweltbeobachtung im Sinne eines integrierten, ökosystemar verstandenen Monitorings zu initiieren. Vegetationskundliches Monitoring wird beispielsweise auf Individuen-, Populations- und Landschaftsebene eingesetzt und ist nur ein Baustein eines "Ökologischen Bilanzmodells", mit dem entscheidende Ökosystemgrößen gemessen werden. Ein wichtiger Schwerpunkt ist die Bilanzierung von Stoff-, Energie- und Wasserbewegungen in den Ökosystemen.

Der hohe Grad an Interdisziplinarität und die gesamtheitliche Berücksichtigung von abiotischen und biotischen Prozessen würde für das Monitoring und die Risikoanalyse von GVO wesentliche neue Erkenntnisse liefern. Ökosystemares Monitoring könnte ergänzend zu den limitierten Untersuchungsprogrammen bei Freisetzungen und dem flächig angelegten allgemeinen Monitoring durchgeführt werden. Ökosystemares Monitoring würde sowohl Teilbereiche des fallspezifischen als auch des allgemeinen Monitorings abdecken. Die ökosystemare Beobachtung von GVO ist selbstverständlich methodisch an die speziellen Anforderungen anzupassen. Die Kosten für ökosystemare Untersuchungen sind beträchtlich!

4.1.4 „Monitoring“ des aktuellen Wissensstandes

Die Monitoringprogramme von GVO müssen für Änderungen offen bleiben. Es hat keinen Sinn, die Rapsauskreuzung zum „zweihundertsten Mal“ in Feldversuchen zu überprüfen, wenn dies nichts an der grundlegenden Aussage und der Risikoabschätzung ändert. Es genügt beispielsweise das Wissen, daß die Wahrscheinlichkeit der Auskreuzung unter Freilandbedingungen hoch ist und auch tatsächlich stattfindet („need to know – nice to know“).

Da erkannt wurde, daß aus dem Auskreuzungspotential ein potentielles Umweltrisiko resultieren kann, sollten daher zukünftig verstärkt Monitoringuntersuchungen zu den Umwelteffekten der Auskreuzung durchgeführt werden.

Es ist daher eine langfristige Beobachtung des aktuellen Wissensstandes notwendig, welche ebenfalls als Monitoring bezeichnet werden kann. Dazu müssen alle relevanten Studien themenspezifisch ausgewertet und aufbereitet werden. Ein derartiges Monitoring wird vom TAB durchgeführt (TAB, 1999). Die Erhebungen eines derartigen Monitorings sollten in einer internationalen Datenbank aufbereitet werden und öffentlich zugänglich sein. Institutionen, die über Umwelteffekte von GVO arbeiten, sollten der durchführenden Monitoringstelle ihre Ergebnisse selbständig zusenden. Es wäre zu diskutieren, ob sich die zuständige Behörde in Österreich beteiligt, den Datenfluß der nationalen Projekte und Studien zur zentralen Monitoringstelle zu koordinieren.

Anhand dieses Monitorings soll ein ökologisches Monitoring regelmäßig (z. B. alle 3-5 Jahre) auf die „Sinnhaftigkeit“ der durchgeführten Untersuchungen in Hinblick auf den aktuellen Wissensstand überprüft werden.

4.1.5 Monitoring als Frühwarnsystem

Eine wichtige Funktion des ökologischen Monitorings von GVO ist die Früherkennung von unerwünschten Effekten (kognitive Komponente). Auf Organismen basierende ökologische **Frühwarnsysteme** sind nicht so effizient wie technische Frühwarnsysteme (z. B. Luftschadstoffmessungen) und liefern die Ergebnisse aufgrund der langsamen und komplexen Reaktion von Organismen oder Ökosystemen oft zu spät. Frühwarnsysteme benötigen genau festgelegte und meßbare ökologische Standards (Grenzwerte), die in einer Zeitreihe überprüft werden können (normative Komponente nach AMMANN & VOGEL, 1999). Wird der Standard überschritten (Vergleich der blinkenden Warnlampe bei der technischen Überwachung), so wird eine festgelegte Handlungskette ausgelöst (Überprüfung, Kausalanalyse, Folgen für den Verursacher, Sicherheitsmaßnahmen).

In vielen Monitoringkonzepten werden Frühwarnsysteme (im biotischen Bereich) gefordert, aber selten umgesetzt. Die Festlegung der biotischen Grenzwerte scheitert oft aufgrund der Komplexität von Ökosystemreaktionen. Organismen und Populationen reagieren auf unterschiedlichste Umweltparameter in ähnlicher Weise und der Bezug zu einem speziellen Verursacher (z. B. GVO) ist schwer herstellbar. Dennoch wird etwa von der OECD die Einführung von quantifizierbaren Umweltzielen gefordert, die im Monitoring überprüft werden können. Ein Beispiel für eines der wenigen Monitoringprogramme, in dem quantitative biotische Parameter überprüft werden, ist das Biodiversitätsmonitoring der Schweiz (HINTERMANN & WEBER AG, 1999). Mit Hilfe von 32 quantitativen Indikatoren wird die Biodiversität in der Schweiz mittels landesweitem Stichprobenraster beobachtet. Ein weiteres Kontrollprogramm mit quantitativ kontrollierbaren Qualitätsstandards wird im Kanton Aargau (Schweiz) durchgeführt (MAURER et al., 1997).

Da bisher keine meßbaren ökologischen Schäden für GVO definiert wurden, kann auch die Früherkennung der unerwünschten Effekte derzeit nicht effektiv durchgeführt werden. Das Monitoring bleibt auf eine allgemeine Beobachtung bestimmter Parameter beschränkt. Die Ergebnisse können demnach nur nachgeschaltet diskutiert und bewertet werden. Die blinkende Warnlampe und die nachgeschalteten Handlungen fehlen.

Die Grenzwerte für ein Monitoring von GVO müssen daher nach der „case-by-case“ Vorgangsweise für jeden Einzelversuch definiert werden. Generelle Leitlinien zur Definition von Grenzwerten sollten zukünftig auf EU-Ebene entwickelt werden.

4.2 Leitlinien zur Erstellung und Überprüfung von ökologischen Monitoringplänen

Anhand des Rahmenkonzeptes für das Monitoring von GVO (siehe Kapitel 4.1) sollen zusammenfassende Leitlinien erstellt werden, die es ermöglichen,

- Monitoringpläne im Rahmen von Anträgen zur Freisetzung oder zum Inverkehrbringen auf ihre Eignung für ökologisches Monitoring zu überprüfen bzw.
- ökologische Monitoringpläne für GVO zu erstellen.

Die generellen Leitlinien für Monitoringkonzepte sind Empfehlungen und sollen möglichst fallunabhängig sein und für die Zulassung von gentechnisch veränderten Pflanzen gelten. Es handelt sich um eine Diskussionsgrundlage für Leitlinien, die nach dem Inkrafttreten der novellierten Richtlinie 90/220/EWG erstellt werden müssen (siehe Kapitel 2.2.2).

4.2.1 Leitlinien für ökologisches Monitoring bei Freisetzungen

1. Notwendige Angaben zum ökologischen Umfeld des Freisetzungsortes

- Sind detaillierte Angaben über das floristische und faunistische Artenspektrum und über die Lebensraumausstattung am und im Nahbereich des Freisetzungsortes vorhanden (aus Datenbanken, Biotopkartierungen, floristischer Kartierung und ergänzenden Freilandkartierungen; siehe Kapitel 4.11.3)?
- Sind den aufgelisteten Arten und Lebensräumen die Gefährdungs- bzw. Schutzgrade nach den Roten Listen, diversen Richtlinien und dem jeweiligen Landes-Naturschutzgesetz zugewiesen (siehe Kapitel 3.1, 7.3, 7.5, 7.6)?
- Ist der Freisetzungsort der betreffenden biogeographischen Region Österreichs (siehe Kapitel 8.1) zugeordnet? Werden Angaben gemacht, ob durchgeführte Voruntersuchungen mit der Situation der biogeographischen Region des Freisetzungsortes grob vergleichbar sind?

2. Methode und Design

- Sind ökologisch relevante Fragestellungen von landwirtschaftlichen und molekularbiologischen Fragestellungen klar abgetrennt? Gibt es ein eigenes Modul „ökologisches Monitoring“?
- Ist das Monitoringkonzept methodisch an die speziellen Risiken des Lebensraumes angepaßt, in dem der GVO freigesetzt wird (siehe Kapitel 4.10.1)?
- Entspricht das Versuchsdesign nachvollziehbaren Kriterien der „schließenden“ Statistik, und wird sowohl in der Auswertung als auch im Bewertungsprozeß die subjektive Komponente möglichst gering gehalten (siehe Kapitel 4.9.6 und 4.11.5)?
- Entspricht die Größe und das Versuchsdesign des Freisetzungsortes den speziellen Anforderungen der zu untersuchenden ökologischen Fachbereiche? Besonders zoologische Untersuchungen benötigen aufgrund der Mobilität der Tiere genügend große Flächen und ausreichend Abstand zur Referenzfläche mit der konventionellen Vergleichssorte (siehe Kapitel 4.11.1, 4.11.2, und 4.11.5).
- Ist die Dauer des Monitorings so angesetzt, daß (zumindest) Kurzzeitveränderungen erkannt werden können?
- Sind die Untersuchungsparameter so ausgewählt, daß im Sinne der Frühwarnfunktion Umwelteffekte rasch erkannt werden können?
- Enthält die Freisetzungsanlage und ihr Umfeld überhaupt Lebensräume, die für ein ökologisches Monitoring relevanter Organismengruppen überwacht werden können oder sind diese aus sicherheitstechnischen Aspekten gänzlich ausgeschlossen (siehe Kapitel 4.8.1)? Wird bei der Wahl des Freisetzungsgeländes ein Mittelweg gefunden, um ökologische Fragestellungen nicht nur auf die Zeit nach dem Inverkehrbringen zu verschieben, aber trotzdem ein hoher Sicherheitsstandard im Falle unerwarteter Umweltschäden eingehalten?
- Wird zumindest ein Teil der ökologischen Untersuchungen von unabhängigen Instituten und nicht vom Antragsteller selbst durchgeführt, um die Objektivität und Akzeptanz des Monitorings zu erhöhen?

3. Bewertungskriterien

- Sind für das fallspezifische Monitoring klar formulierte und meßbare Zielwerte, Schwellenwerte und Abbruchkriterien festgelegt (siehe Kapitel 4.1.1 und 4.9.5)? Sind Aktionspläne und Handlungsabläufe festgelegt, wenn einer dieser Werte überschritten wird?
- Sind Angaben enthalten, welche ökologischen Schutzziele Österreichs (siehe Kapitel 7) vom GVO am ehesten beeinflusst werden könnten (nach dem aktuellen Wissensstand)?

4. Aktueller Wissensstand

- Sind die Monitoringuntersuchungen an den aktuellen Wissensstand über Risikobewertung und Umwelteffekte von GVO angepaßt („need to know – nice to know“) (siehe Kapitel 4.1.4)?

5. Erhöhte Sicherheitsvorkehrungen

Besonders **hohe Sicherheitsbestimmungen** beim Monitoring sind erforderlich bei (siehe Kapitel 4.10):

- erhöhter Streßtoleranz des GVO (Trockenheit, Kälte oder salzhaltige Böden),
- Freisetzungen in Lebensräumen außerhalb der Ackerstandorte (z. B. Grünland, naturnahe Lebensräume) (siehe Kapitel 4.10.1),
- Introgressionspotential in nah verwandte Wildarten (siehe Kapitel 4.10.3),
- erhöhter Invasionsfähigkeit des GVO (siehe Kapitel 5.2).

6. Öffentlichkeitsarbeit

Wurde die Öffentlichkeit bei der Erstellung der Monitoringpläne eingebunden und gibt es detaillierte Angaben, in welcher Form und zu welchem Zeitplan der Öffentlichkeit die (Zwischen-) Ergebnisse zugänglich gemacht werden (siehe Kapitel 4.4)?

4.2.2 Leitlinien für ökologisches Monitoring zum Inverkehrbringen

Im wesentlichen können die Leitlinien für Monitoring bei Freisetzungsanträgen auch für die Evaluierung des fallspezifischen Monitorings nach dem Inverkehrbringen der GVO herangezogen werden. Das allgemeine Monitoring sollte von der zuständigen Behörde zentral verwaltet werden, wobei vom Antragsteller Untersuchungsparameter vorgeschlagen werden, die in diese nationale Umweltbeobachtung einfließen sollen (siehe Kapitel 4.1.2 und 4.8).

Im Antrag soll klar getrennt sein, welche Aufgabe das fallspezifische Monitoring auf Versuchsfeldern, und welche das allgemeine Monitoring in einem landesweiten Kontrollsystem zu leisten hat. Die geplante Dauer des fallspezifischen Monitorings auf Versuchsfeldern ist anzugeben.

4.3 Finanzierung

Eine der wichtigsten Fragen zur Umsetzung des Umweltmonitorings von GVO ist nicht geklärt. Wer soll Monitoringuntersuchungen bezahlen: die Nutznießer, der Antragsteller, der Staat oder ein EU-Fond? Dazu finden sich im Vorschlag zur Änderung der Gentechnikrichtlinie 90/220/EWG keine Angaben!

Das UMWELTBUNDESAMT BERLIN (1999) schlägt vor, das Nachgenehmigungsmonitoring und bestimmte Teile des anbaubegleitenden Monitorings dem Antragsteller im Rahmen der Zulassung aufzuerlegen. Die langfristige Umweltüberwachung soll hingegen sowohl konzeptionell als auch finanziell dem Bund und den Ländern unterliegen.

Dieses Finanzierungssystem scheint durchaus praktikabel zu sein und würde bedeuten, daß das Monitoring bei Freisetzungen in der Versuchsanlage und in deren Nahbereich vom Antragsteller finanziert wird. Nach dem Inverkehrbringen übernimmt z. B. der Antragsteller die Kosten des fallspezifischen Monitorings für eine festgelegte Zeitspanne (z. B. 20 Jahre). Für die Kosten der allgemeinen Umweltüberwachung von GVO kommen Bund und Länder auf.

4.3.1 Geschätzte Monitoringkosten bei Freisetzungen

Die Gesamtkosten für ein ökologisches Monitoring sind kaum abschätzbar, weil sie fallspezifisch von der Umsetzung abhängig sind.

An dieser Stelle soll versucht werden, die jährlichen Personalkosten für die vorgeschlagenen Monitoringuntersuchungen anhand des Fallbeispiels PGS-Hybridrap (siehe Kapitel 6.1) an einem einzigen Freisetzungsstandort sehr grob anzuschätzen. Dadurch soll die ungefähre Größenordnung der Kosten bewußt werden, die allerdings aufgrund der vagen und hypothetischen Ausgangsbedingungen bei der Schätzung sehr vorsichtig gehandhabt werden muß.

Tab. 4: Grobe Kostenabschätzung für das ökologische Monitoring bei einer Freisetzung von PGS-Hybridrap.

Fachbereich	Personenmonate/Jahr	Kosten ATS
Koordination und Öffentlichkeitsarbeit	6	300.000,-
Vegetationsökologie	24	1.200.000,-
Ornithologie	*1	*50.000,-
Entomologie	10	500.000,-
Bodenmikrobiologie	12	600.000,-
Wissenschaftliche Hilfskräfte	30	1.200.000,-
Durchschnittliche jährliche Kosten		3.850.000,-

* Aufgrund der geringen Flächengröße der Freisetzungsanlage kann für dieses Fallbeispiel nur ein sehr eingeschränktes ornithologisches Monitoring durchgeführt werden!

Ein Personenmonat wird mit ATS 50.000,- kalkuliert; wissenschaftliche Hilfskräfte mit ATS 40.000,-. Die Personalkosten für das ökologische Monitoring von GVO an einem hypothetischen Freisetzungsstandort (siehe Kapitel 6.1.6) werden auf ca. 3,9 Mio. Schilling geschätzt.

In den ersten beiden Versuchsjahren (Vorerhebung und Versuchsplanung) und in der Auswertungsphase im letzten Jahr könnten höhere Kosten auftreten als im Routinebetrieb der Untersuchungen.

Begleitend dazu fallen noch eine Reihe weiterer Kosten an, z. B.:

- Overheadkosten des durchführenden Institutes
- Kosten für technische Hilfsmittel (Meßgeräte, Fallen, Analyse, usw.)
- Pachtkosten für Versuchsflächen und Kosten der Bewirtschaftung, usw..

Dieses Finanzierungsbeispiel darf nicht den Eindruck vermitteln, daß das vorgeschlagene Untersuchungsprogramm in jeder Freisetzungsanlage über Jahrzehnte durchgeführt werden soll. Aufgrund des derzeitigen hohen Wissensbedarfs und der großen Unsicherheiten in der Risikoabschätzung sollte das Monitoring in den ersten Dekaden nach dem Inverkehrbringen von GVO sehr umfangreich durchgeführt werden. Mit zunehmender Erfahrung im Umgang mit transgenen Kulturpflanzen werden viele ökologische Fragen geklärt werden und der Monitoringaufwand wird sich stark verringern. Die Sinnhaftigkeit und die Intensität der Untersuchungen sind laufend zu überprüfen und an den aktuellen Wissensstand anzupassen (siehe Kapitel 4.1.4).

Es ist aber zu beachten, daß das ökologische Monitoring nur einen Teilbereich der Untersuchungen am Freisetzungsstandort einnimmt, die für die Risikobeurteilung notwendig sind. Kosten für ergänzende ökologische Begleitforschung, agrartechnisches Monitoring, molekularbiologische Untersuchungen usw. kommen noch hinzu.

4.3.2 Finanzierung des Monitorings nach dem Inverkehrbringen

Nach dem Inverkehrbringen des GVO sollten für das **fallspezifische Monitoring** anstatt der wenigen Freisetzungsanlagen mehrere Untersuchungsflächen in der Kulturlandschaft überwacht werden. Dadurch entstehen in der Summe höhere Kosten, die in dieser Studie nicht abgeschätzt werden können.

Allgemein kann angenommen werden, daß sich die Kosten für das fallspezifische Monitoring im Laufe der Zeit verringern werden. Der fortlaufende Erkenntnisgewinn erlaubt es, die Untersuchungen sukzessive zu verringern. Die generelle Durchführung des Monitorings (Konzeptentwicklung, Versuchsplanung, Auswertung) wird aufgrund standardisierter Leitlinien und Verfahren immer stärker vereinfacht werden.

Wenn die **allgemeine überwachende Beobachtung von GVO** in ein standardisiertes österreichweites Umweltbeobachtungssystem eingegliedert wird, so teilen sich die gewaltigen Kosten auf. Jener Untersuchungsteil, der das Monitoring von GVO betrifft, kann gleichzeitig mit anderen ökologischen Erhebungen durchgeführt werden (z. B. floristische Kartierung, Vogelkartierungen, usw.).

Da eine Umweltüberwachung eine dauerhafte Einrichtung ist, sind die jährlichen Kosten dafür langfristig einzuplanen.

4.4 Öffentlichkeitsbeteiligung

4.4.1 Öffentlichkeitsbeteiligung in der EU-Richtlinie 90/220/EWG und im österreichischen Gentechnikgesetz

Die EU – Richtlinie 90/220/EWG (RAT DER EUROPÄISCHEN GEMEINSCHAFT, 1990) stellt es im Artikel 7 den Mitgliedstaaten frei, für Anträge auf absichtliche Freisetzung von GVO in die Umwelt die Anhörung bestimmter Gruppen oder der Öffentlichkeit vorzusehen. Konkretere Bestimmungen zur Durchführung solcher Anhörungen sind nicht vorgesehen, die EU Mitgliedstaaten haben von dieser Möglichkeit hinsichtlich rechtlicher Umsetzung und praktischer Anwendung unterschiedlich Gebrauch gemacht (BERGSCHMIDT, 1995). Für das Inverkehrbringen von Produkten, die GVO enthalten oder aus solchen bestehen, sind in der Richtlinie 90/220/EWG keine Bestimmungen enthalten.

Da fehlende Transparenz und mangelnde öffentliche Akzeptanz als ein Hauptgrund für die verstärkte Opposition von gesellschaftlichen Gruppen, aber auch politischer Entscheidungsträger gegen die Anwendung von Gentechnik in der Landwirtschaft erkannt wurde (KOMMISSION DER EUROPÄISCHEN GEMEINSCHAFTEN, 1996), wird die Beteiligung der Öffentlichkeit im Änderungsvorschlag zur EU – Richtlinie 90/220/EWG verstärkt vorgesehen. In der derzeit vorliegenden politischen Einigung für einen gemeinsamen Standpunkt wird die Information der Öffentlichkeit bzw. die Anhörung der Öffentlichkeit (oder gegebenenfalls von Gruppen) innerhalb einer angemessenen Frist sowohl bei Anträgen auf Freisetzungen als auch auf Inverkehrbringen verpflichtend vorgesehen. Im Falle von Freisetzungsanträgen müssen die Mitgliedstaaten hierfür entsprechende Regelungen erstellen. Bei Anträgen auf Inverkehrbringen kommt der Europäischen Kommission bei der Unterrichtung der Öffentlichkeit eine Schlüsselrolle zu (Weitergabe von Zusammenfassungen der Anträge, der Bewertungsberichte, der Stellungnahmen der wissenschaftlichen Ausschüsse). Zu den Bewertungsberichten kann die Öffentlichkeit bei der Europäischen Kommission innerhalb von 30 Tagen Bemerkungen vorbringen. Auf die Vertraulichkeit bestimmter Daten ist Bedacht zu nehmen.

Das österreichische Gentechnikgesetz (REPUBLIK ÖSTERREICH, 1994) sieht nach § 43 eine öffentliche Anhörung bei Anträgen auf Freisetzung von GVO vor, nicht jedoch bei An-

trägen auf Inverkehrbringen von Produkten. Die Abläufe einer öffentlichen Anhörung (Kundmachung, öffentliche Auflage und Möglichkeit der Einsichtnahme, Abgabe von Stellungnahmen, Anhörung im Rahmen einer Sitzung unter dem Vorsitz der zuständigen Behörde) wurden in der Anhörungsverordnung spezifiziert (REPUBLIK ÖSTERREICH, 1997b und REPUBLIK ÖSTERREICH, 1998b). Die Parteistellung bei Freisetzungsanträgen wurde mit der Gentechnikgesetzesnovelle (REPUBLIK ÖSTERREICH, 1998a) vom Antragsteller auf Gemeinde, Nachbargemeinde, Grundstückseigentümer, Nachbarn und das Bundesland, sofern diese eine Einwendung nach § 43 des Gentechnikgesetzes formuliert haben, ausgeweitet.

Keine dieser Regelungen nimmt explizit auf die Öffentlichkeitsbeteiligung bei Monitoringplänen Bezug. Sofern Monitoringpläne Teile der jeweiligen Anträge darstellen, wird die Öffentlichkeit – je nach Bestimmung – darüber informiert oder kann auch Stellungnahmen abgeben.

4.4.2 Vorschläge für Öffentlichkeitsbeteiligung bei der Bewertung von Monitoringplänen

Die Einbindung der Öffentlichkeit bei der Erstellung und Bewertung von Monitoringplänen im Einklang mit den entsprechenden rechtlichen Grundlagen wird als möglicher Beitrag zur Verbesserung der Akzeptanz und zur Versachlichung der Diskussionen um die Anwendungen der Gentechnik in der Landwirtschaft erachtet. Mögliche Effekte von GVO können in der Umwelt geographisch weitreichend und langfristig sein und sollen durch entsprechende Monitoringprogramme erkannt werden. Daher ist eine Einbindung der Öffentlichkeit an der Kenntnis und der Stellungnahmemöglichkeit bei der Erarbeitung und Bewertung von Monitoringprogrammen unter dem demokratie- und gesellschaftspolitischen Blickwinkel sinnvoll.

Die mit einer Einbindung der Öffentlichkeit verbundene Möglichkeit einer breiteren Sichtweise und einer damit eventuell verbundenen fachlichen Verbesserung der auszuarbeitenden Monitoringprogramme ist ebenfalls nicht zu unterschätzen.

So wie im derzeit vorliegenden Änderungsvorschlag für die EU Richtlinie 90/220/EWG vorgesehen, sollte die Öffentlichkeit über Monitoringprogramme als Teil der Antragsunterlagen für Anträge auf Freisetzungen und Inverkehrbringen von GVO informiert werden. Die öffentliche Auflage mit dem Recht auf Einsicht- und Stellungnahme innerhalb einer bestimmten Frist, so wie es nach dem österreichischen Gentechnikgesetz gegenüber der zuständigen Behörde bzw. nach dem Änderungsvorschlag für die Richtlinie gegenüber der Europäischen Kommission vorgesehen ist, wird als praktikable Form dieser Einbindung erachtet. Anträge auf Inverkehrbringen sollten jedoch nicht nur über die Europäische Kommission, sondern auch über die im Rahmen des Zulassungsverfahrens mitbefaßten österreichischen Behörden analog zu Freisetzungsanträgen zugänglich sein. Die endgültig in Form von Genehmigungen verbindlichen Monitoringprogramme sollten ebenfalls in transparenter Form der Öffentlichkeit mitgeteilt werden. Hierzu bieten sich in Österreich die Internetseiten der zuständigen Behörden (Bundesministerium für Frauenangelegenheiten und Verbraucherschutz; Bundesministerium für Wissenschaft und Verkehr; Bundesministerium für Umwelt, Jugend und Familie; Umweltbundesamt), insbesondere das Gentechnikregister an.

Im Falle der Beauftragung von unabhängigen Instituten mit der Durchführung von zusätzlichen Monitoringaufgaben (wie z. B. das Umweltbundesamt) in Ergänzung von Arbeiten der Betreiber, sollte die Öffentlichkeit auch über die Konzepte und Programme dieser unabhängigen Institute in geeigneter Form informiert werden.

Als positiv im Sinne der Konsensfindung wird auch die breitere und interdisziplinäre Einbindung verschiedener Fachrichtungen und Interessensvertreter (z. B. Universitäten, Versuchs- und Forschungsanstalten) im Vorfeld der Erstellung von Monitoringkonzepten und -programmen bzw. der Kriterien hierfür erachtet (PFANZAGL, 1999).

4.5 Organisation, Durchführung und Zuständigkeit

4.5.1 Zuständigkeit für Monitoring von GVO

Das fallspezifische Monitoring von GVO wird voraussichtlich zum Teil vom Antragsteller durchgeführt. Das allgemeine Monitoring liegt hingegen größtenteils im Kompetenzbereich des Bundes. Weitere wichtige Erhebungen werden im Rahmen bereits bestehender Überwachungsprogramme von Instituten und Forschungseinrichtungen durchgeführt. Relevante Monitoringdaten werden daher von einer Vielzahl an Institutionen erhoben. Die Sammlung, Strukturierung, Weitergabe und Verwaltung der Monitoringdaten und der Ergebnisse sollte von einer zentralen Koordinationsstelle für das Monitoring von GVO durchgeführt werden (siehe Abb. 5).

Die zuständigen österreichischen Behörden für GVO sind der Bundesminister für Wissenschaft und Verkehr (geschlossene Systeme und Freisetzung in wissenschaftlichen Hochschulen oder wissenschaftlichen Einrichtungen des Bundes) und in allen anderen Fällen der Bundesminister für Frauenangelegenheiten und Verbraucherschutz (§ 100, Gentechnikgesetz; REPUBLIK ÖSTERREICH, 1994). Diesen Behörden unterliegt somit auch das Monitoring von GVO. Sie können aber diese Aufgabe an andere unabhängige Institute delegieren. Zur Kontrolle der Sicherheit für in Verkehr gebrachte Produkte sollten in einer Dokumentationsstelle im Bundeskanzleramt sicherheitsrelevante Daten verwaltet werden (§ 101d, Änderung des Gentechnikgesetzes; REPUBLIK ÖSTERREICH, 1998a). Monitoringpläne und Aktionspläne, die beim Überschreiten von Schwellenwerten oder Abbruchkriterien wirksam werden sollen, könnten in der Dokumentationsstelle ebenfalls gesammelt werden. Die inhaltlichen Fragen zum Monitoring müssen aber in Zusammenarbeit der zuständigen Behörden, dem Bundesministerium für Umwelt, Jugend und Familie, dem Umweltbundesamt und den wissenschaftlichen Ausschüssen geklärt werden.

Die praktischen Monitoringarbeiten können nicht von einer einzigen Institution durchgeführt werden, da unterschiedlichste Fachrichtungen eingebunden werden müssen. Daher sollte rasch abgeklärt werden, welche Institutionen dafür grundsätzlich in Frage kämen.

Die wichtigsten Fragen der Zuständigkeit in bezug auf das Monitoring von GVO sind:

- Welche Institutionen sind fachlich und personell in der Lage, die unterschiedlichen Teilbereiche des ökologischen Monitorings durchzuführen?
- Wer koordiniert und finanziert das allgemeine Monitoring?
- Wer koordiniert und überprüft die Festlegung der Schwellenwerte, Abbruchkriterien?
- Wer sammelt und verwaltet die Monitoringdaten und -ergebnisse?
- Wer übernimmt die Öffentlichkeitsarbeit?

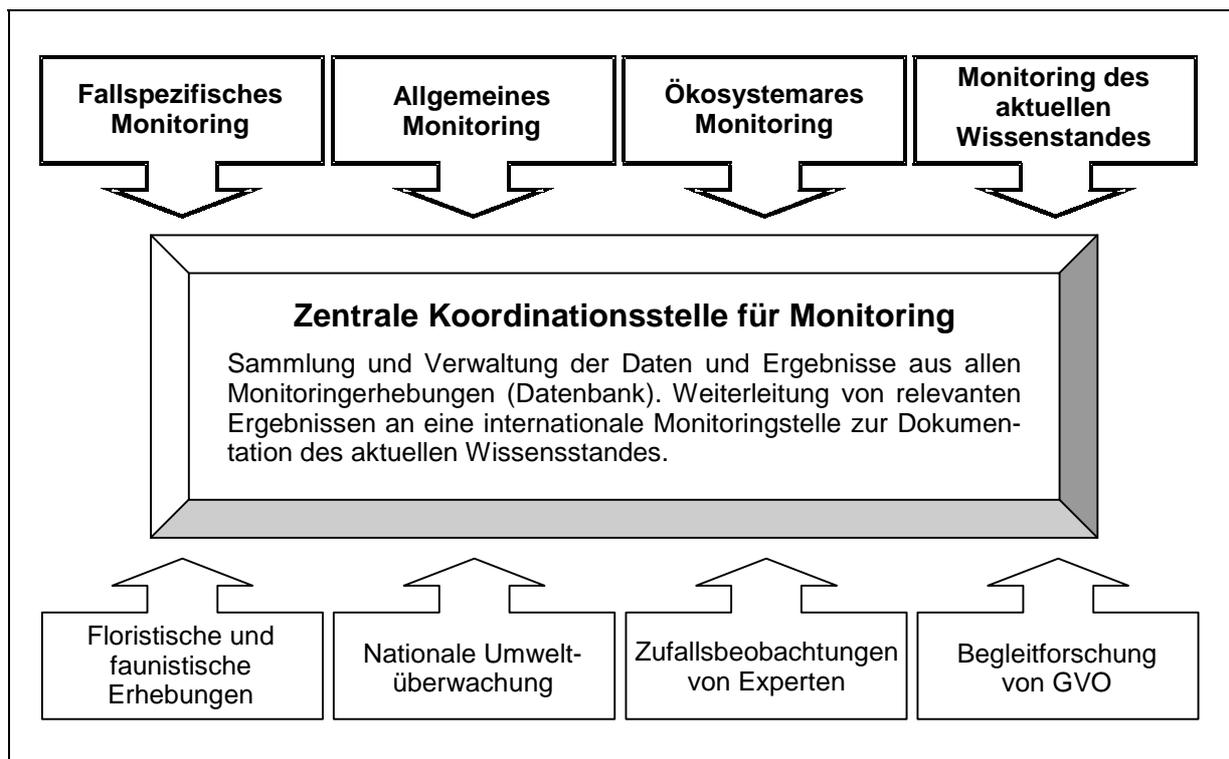


Abb. 5: Eine zentrale Koordinationsstelle sollte die vielfältigen Anforderungen des Monitorings von GVO übernehmen.

4.5.2 Sortenprüfung

In Deutschland werden Freisetzungen bei vereinfachten Verfahren in enger Zusammenarbeit mit der Sortenprüfung durchgeführt. Dadurch kann die Sortenzulassung beim Inverkehrbringen beschleunigt werden.

Erhält eine transgene Kulturpflanze eine Genehmigung zum uneingeschränkten Inverkehrbringen nach der EU-Richtlinie 90/220/EWG, so muß diese spezielle Sorte in Österreich nach dem Saatgutverkehrsgesetz beantragt werden und unterliegt danach der Sortenprüfung (TAB, 1999). Die Sortenprüfung regelt die Zulassung von neuen Kulturpflanzensorten in Österreich und wird in sechs Versuchsstationen vom Bundesamt und Forschungszentrum für Landwirtschaft (BFL, 1999) durchgeführt. Das BFL kooperiert bei der Sortenprüfung mit anderen Instituten, z. B. mit dem Bundesamt für Agrarbiologie in Linz. In sogenannten Streuversuchen werden zusätzlich mit vertraglich verpflichteten Landwirten dezentrale Untersuchungsfelder eingerichtet.

Die Sortenprüfung bedarf einer einjährigen Vorprüfung durch den Züchter und der zwei- bis dreijährigen Sortenprüfung durch das BFL. Die Merkmale der Sorten sollen homogen und dauerhaft stabil ausgeprägt sein (Registerprüfung). Weiters muß ein landeskultureller Wert der neuen Sorte nachgewiesen werden, das heißt, die neue Sorte muß einen Vorteil gegenüber bereits vorhandenen Sorten haben (Wertprüfung).

Methodisch arbeitet die Sortenprüfung mittels Kleinparzellen (bei Getreide, Mais ca. 7-14 m², Ölkürbisse ca. 25-40 m²), die zur statistischen Auswertung drei- bis vierfach wiederholt werden.

Ökologisches Monitoring kann hingegen nicht auf den Versuchsstandorten der Sortenprüfung durchgeführt werden, da diese Standorte auf die Standarduntersuchungen ausgerichtet sind. Agrartechnisch relevante Merkmale von GVO könnten theoretisch in Kooperation mit der Sortenprüfung durchgeführt werden.

4.5.3 Adressenliste von ExpertInnen

In der folgenden Tabelle 5 sind ExpertInnen aufgelistet, die Erfahrung mit ökologischem Monitoring oder vergleichbaren Studien haben. Die hier angegebene Liste erhebt keinen Anspruch auf Vollständigkeit, sondern soll die Möglichkeit für erste Kontakte bieten.

Tab. 5: Kontaktadressen der ExpertInnen und Institutionen, die Auskunft über das ökologische Monitoring geben können.

Name	Adresse	Telefon/Fax/e-mail
Vegetationsökologie, Botanik, Integrated Monitoring		
Univ. Prof. Mag. Dr. Georg Grabherr	Universität Wien Institut für Ökologie u. Naturschutz Althanstraße 14 A-1090 Wien	Tel.: 01-31336-1422 Fax.: 01-31336-776 grabh@pflaphy.pph.univie.ac.at
DI Michael Mirtl	Umweltbundesamt GmbH Abt. Allg. Ökologie/Naturschutz Spittelauer Lände 5 A-1090 Wien	Tel.: 01-31304-3410 mirtl@ubavie.gv.at
Univ. Prof. Harald Niklfeld	Universität Wien Institut für Botanik A-1030 Wien Rennweg 14	Tel.: 01-4277-54060
Ornithologie		
Hans-Martin Berg	Naturhistorisches Museum Wien Erste Zoologische Abteilung Vogelsammlung Burgring 7 A-1014 Wien	Tel.: 01-521 77-296 Fax.: 01-523 52 54 hans-martin.berg@nhm-wien.ac.at
Konrad Lorenz Institut für Vergleichende Verhaltensforschung der Österreichischen Akademie der Wissenschaften	Savoyenstraße 1a A-1160 Wien	Tel.: 01-486 21 21 Fax.: 01-486 21 21
Otto König-Institut für angewandte Ökoethologie	Am Umlauf 2 A-3591 Altenburg	Tel.: 02982/2818
Institut für Zoologie der Universität Salzburg	Hellbrunnerstraße 34 A-5020 Salzburg	Tel.: 0662-8040-5600 Fax.: 0662-454-5698 zoo.webmaster@sbg.ac.at
Institut für Zoologie der Universität Wien	Althanstraße 14 A-1090 Wien	Tel.: 01-31336-1349 Fax.: 01-31336778
Institut für Zoologie und Limnologie der Universität Innsbruck	Technikerstraße 25 A-6020 Innsbruck	Tel.: 0512-507-6161 Fax.: 0512-507-2930
Dr. Andreas Ranner	BirdLife Österreich Gesellschaft für Vogelkunde Museumsplatz 1/10/8 A-1070 Wien	Tel.: 01-523-4651 Fax.: 01-524-7040 BirdLife@blackbox.at
Ass. Prof. Dr. Ulrich Straka	Universität für Bodenkultur Insitut für Zoologie Gregor Mendel Straße 33 A-1190 Wien	Tel.: 01-476 54/3212 h320p0@edv1.boku.ac.at

Name	Adresse	Telefon/Fax/e-mail
Entomologie, Taxonomie, Pflanzenschutz		
DI Dr. Sylvia Blümel	Bundesamt und Forschungszentrum für Landwirtschaft Institut für Pflanzenschutz Spargelfeldstraße 191 A-1226 Wien	Tel.: 01-73216-5154 Fax: 01-73216-5194 sbluemel@bfl.at
Dr. Peter Cate	Bundesamt und Forschungszentrum für Landwirtschaft Institut für Pflanzenschutz Spargelfeldstraße 191 A-1226 Wien	Tel.: 01-73216-5223 Fax: 01-73216-5194 pcate@bfl.at
Dr. Andreas Kahrer	Bundesamt und Forschungszentrum für Landwirtschaft Institut für Pflanzenschutz Spargelfeldstraße 191 A-1226 Wien	Tel.: 01-73216-5162 Fax: 01-73216-5194 akahrer@bfl.at
Mag. Dr. Christa Lethmayer	Bundesamt und Forschungszentrum für Landwirtschaft Institut für Pflanzenschutz Spargelfeldstraße 191 A-1226 Wien	Tel.: 01-73216-5157 Fax: 01-73216-5194 clethmayer@bfl.at
Dr. Norbert Milasowszky	Universität Wien Institut für Zoologie Althanstraße 14 A-1090 Wien	Tel.: 01-31336-1393 Fax: 01-31336-778 norbert.milasowszky@- univie.ac.at
Dr. Ruth Contreras Lichtenberg und Mitarbeiter	Naturhistorisches Museum Wien Zweite Zoologische Abteilung Burgring 7 A-1014 Wien	Tel.: 01-52177-317 Fax: 01-52177-302 ruth.contreras@nhm-wien.ac.at
Ökoteam	Inst. für Faunistik u. Tierökologie OEG Bergmannsgasse 22 A-8010 Graz	Tel.: 0316-3516-50 Fax: 0316-3516-504 oekoteam@sime.com
Univ. Prof. Dr. Wolfgang Waitzbauer	Universität Wien Institut für Ökologie Althanstraße 14 A-1090 Wien	Tel.: 01-31336-1294 Fax: 01-31336-778 waitz@zoo.univie.ac.at
Dr. Klaus Peter Zulka	Universität Wien Institut für Zoologie Althanstraße 14 A-1090 Wien	Tel.: 01-31336-1393 Fax: 01-31336-778 klaus.peter.zulka@univie.ac.at
Bodenmikrobiologie		
Univ. Prof. Dr. Winfried E. H. Blum	Universität für Bodenkultur Wien Institut für Bodenforschung Gregor Mendel-Strasse 33 A-1180 Wien	Tel.: 01-47654-3100 Fax: 01-31060-27 wblum@edv1.boku.ac.at
Dr. Helmut Gaugitsch	Umweltbundesamt GmbH Abt. Allg. Ökologie/Naturschutz Spittelauer Lände 5 A-1090 Wien	Tel: 01-31 304-3710 Fax: 01-31 304-5400 gaugitsch@ubavie.gv.at

Name	Adresse	Telefon/Fax/e-mail
Univ.-Prof. Mag. Dr. Erwin Heberle-Bors	Universität Wien Institut f. Mikrobiologie und Genetik Dr. Bohrgasse 9 A-1030 Wien	Tel.: 01-4277 54603 Fax: 01-4277 9546
Univ. Doz. Dr. Heribert Insam	Universität Innsbruck Institut für Mikrobiologie Technikerstrasse 25 A-6020 Innsbruck	Tel.: 0512-507-6009 Fax: 0512-507-2929 heribert.insam@uibk.ac.at
Univ. Prof. Dr. Hermann Katinger	Universität für Bodenkultur Wien Institut für Angewandte Mikrobiologie Muthgasse 18 A-1190 Wien	Tel.: 01-36006-6202 Fax: 01-36976-15 office@iam.boku.ac.at
Interuniversitäres Forschungsinstitut für Agrarbiotechnologie	Konrad Lorenz-Straße 20 A-3430 Tulln	Tel.: 02272-66280-0 Fax: 02272-66280-403
Univ. Prof. Dr. Peter Christian Kubicek	Technische Universität Wien Institut für biochemische Technologie und Mikrobiologie Getreidemarkt 7-9 A-1060 Wien	Tel.: +43-1-58801-17250 Fax: +43-1-5874835 peter.christian.kubicek@tuwien.ac.at
Univ.-Prof. Dr. Werner Lubitz	Universität Wien Institut für Mikrobiologie Dr. Bohr-Gasse 9 A-1030 Wien	Tel.: 01-4277-54606 Fax: 01-4277-9546 werner.lubitz@univie.ac.at
Univ.Prof. Dr Franz Schinner	Universität Innsbruck Institut für Mikrobiologie Technikerstrasse 25 A-6020 Innsbruck	Tel.: 0512-507-6004 Fax: 0512-507-2929 franz.schinner@uibk.ac.at
DI Josef Schmidt	Österreichisches Forschungszentrum Seibersdorf Bereich Lebenswissenschaften A-2444 Seibersdorf	Tel.: 02254-780-3519 Fax: 02254-780-3653 josef.schmidt@arcs.ac.at
Sortenprüfung		
DI Josef Hinterholzer	Bundesamt und Forschungszentrum für Landwirtschaft Institut für Pflanzenbau Spargelfeldstraße 191 A-1226 Wien	Tel.: 01-73216-4000 Fax: 01-73216-4211 jhinterholzer@bfl.at

4.6 Begriffsbestimmung

In diesem Kapitel soll auf einzelne Begriffe eingegangen werden, die im Zusammenhang mit Monitoring von GVO stehen.

4.6.1 Sicherheitsforschung

Unter Sicherheitsforschung versteht man:

„Untersuchung möglicher Auswirkungen gentechnisch veränderter Organismen in geschlossenen Systemen (Labor, Klimakammer, Gewächshaus, ...) und bei Freisetzen sowie die Entwicklung von Techniken zur Erhöhung der Sicherheit gentechnisch veränderter Organismen.“ (PFANZAGL, 1999).

Sicherheitsforschung beschränkt sich verstärkt auf Untersuchungen in geschlossenen Systemen (aber teilweise auch auf Freisetzungen) und konzentriert sich auf Schadensvermeidung durch Erhöhung der Sicherheitsstandards. In geschlossenen Systemen wird experimentell geklärt, welche Risiken theoretisch eintreten könnten. Die Untersuchungen dazu werden unter standardisierten ökologischen Bedingungen durchgeführt. Die Ergebnisse müssen daher nicht zwingend freilandrelevant sein. Die Sicherheitsforschung liefert Grundlagen für die Risikoabschätzung und Konzepte zur Rückholung von GVO im Falle einer ernsten Gefahr.

4.6.2 Unklare Abgrenzung von Begleitforschung und Monitoring

Die Begriffe „Ökologische Begleitforschung“ und „Monitoring“ sind inhaltlich nicht klar getrennt (siehe auch AMMANN & VOGEL, 1999). Besonders bei Freisetzungen ist nicht geklärt, welchem Begriff z. B. die Ermittlung der Pollenflugweite oder die Hybridisierungsrate zuzuordnen sind.

Begleitforschung beschäftigt sich verstärkt mit der Merkmalsausprägung der GVO im Vergleich zu konventionell gezüchteten Sorten. Solche Merkmale sind etwa die Keimrate, die Wachstumsrate oder das Pollengewicht der GVO.

Monitoring setzt inhaltlich stärker bei den Effekten an, die durch einen GVO verursacht werden könnten. Kann in einem Experiment eine veränderte Eigenschaft (z. B. Keimrate) festgestellt werden, so ist es Aufgabe des Monitorings zu kontrollieren, ob dadurch unerwünschte Effekte ausgelöst werden (z. B. ein erhöhtes Invasionspotential). Die Begleitforschung muß Themen und Hypothesen vorgeben, die im Monitoringprozeß geklärt werden.

Die unklare Abgrenzung der Begriffe Monitoring und Begleitforschung kann in dieser Studie nicht geklärt werden und sollte im allgemeinen Konsens, z. B. in den zu erarbeitenden Leitlinien zum Anhang VII der abgeänderten Richtlinie 90/220/EWG, festgelegt werden. Die Begriffsabgrenzung ist aber zur Klärung der Durchführungskompetenzen und der Finanzierung notwendig.

Nach PFANZAGL (1999) lautet die Definition für „**Ökologische Begleitforschung**“:

„Zeitlich begrenzte Untersuchungen der ökologischen Auswirkungen gentechnisch veränderter Organismen im Freiland, d. h. bei Freisetzungen oder nach dem Inverkehrbringen.“

Diese Einengung des Begriffs „Begleitforschung“ nur auf Freisetzungen und des Begriffs „Monitoring“ auf das Inverkehrbringen wird im Rahmen dieser Studie als nicht zielführend erachtet, da in den Änderungsvorschlägen zur Richtlinie 90/220/EWG Monitoring auch bei Freisetzungen gefordert wird.

Für das **Monitoring** sieht die überarbeitete Version der Richtlinie 90/220/EWG zwei grundsätzliche Strategien vor:

- eine **allgemeine überwachende Beobachtung (general surveillance)** unerwarteter schädlicher Auswirkungen
- und eine **(fall-)spezifische Überwachung (case specific monitoring)**.

Zur genaueren Definition siehe auch Kapitel 2.2.1.

Beim **allgemeinen Monitoring** zur Erkennung unvorhergesehener Effekte weiß man zu Versuchsbeginn nicht, welche Effekte wann und wo auftreten werden. Das Versuchsdesign muß daher auf eine für möglichst große Flächen repräsentative Erhebung geeigneter Parameter abzielen. Die Chance, unvorhergesehene Effekte zu erkennen, ist allgemein eher gering und erfordert eine lange Beobachtungsperiode.

Das **fallspezifische Monitoring** erhebt nur ausgewählte problemorientierte Parameter, die aber mit einer hohen Wahrscheinlichkeit auch geringe Effekte von GVO erkennen lassen.

4.6.2.1 Nachgenehmigungsmonitoring

Die Begriffe „Nachgenehmigungs-“ und „anbaubegleitendes Monitoring“ wurden vom UMWELTBUNDESAMT BERLIN (1999) eingeführt und definiert. Beide Definitionen verweisen aber auf die Terminologie des Änderungsvorschlages zur Richtlinie 90/220/EWG (fallspezifisches und allgemeines Monitoring).

Das Nachgenehmigungsmonitoring bezieht sich auf die Beobachtung von Wirkungen eines bestimmten Produktes über einen begrenzten Zeitraum. Grundlage dafür sind spezifische Fragestellungen, bei denen noch Unsicherheiten bei der Bewertung eines konkreten Verdachtes bestehen. Es handelt sich hierbei um das fallspezifische Monitoring (gemäß des gemeinsamen Standpunktes zur Novellierung der Richtlinie 90/220/EWG: „case specific monitoring“), das dem Antragsteller im Rahmen der Zulassung zur Auflage gemacht werden kann (UMWELTBUNDESAMT BERLIN, 1999). Die Ergebnisse können nach Ablauf der definierten Zeitspanne für die weitere Zulassung des Produktes herangezogen werden.

4.6.2.2 Anbaubegleitendes Monitoring

Ein anbaubegleitendes Monitoring bezieht sich auf die Beobachtung von Effekten (Beikrautentwicklung, Schaderregerbefall, Resistenzentwicklung, Einsatz von Pflanzenschutzmitteln) von Produkten oder Produktgruppen (z. B. herbizidresistente Pflanzen und Komplementärherbizide) auf die landwirtschaftliche Praxis und das Agrarökosystem. Dies entspricht dem landwirtschaftlichen Modul der allgemeinen überwachenden Beobachtung (general surveillance) im Sinne des gemeinsamen Standpunktes zur Novellierung der Richtlinie 90/220/EWG (UMWELTBUNDESAMT BERLIN, 1999).

4.6.2.3 Teilbereiche des Umweltmonitorings

Das Umweltmonitoring umfaßt viele Aspekte, auf die in dieser Studie nicht näher eingegangen werden kann.

Dazu zählt beispielsweise das Monitoring von **Resistenzphänomenen** oder die Überwachung von Maßnahmen zum **Resistenzmanagement**. Beides sind wichtige Teilbereiche eines Umweltmonitorings von GVO (Resistenzentwicklung bei Ackerwildkräutern oder Insekten).

Ein weiteres Beispiel ist das **agrarische Monitoring**, welches Daten zum agrarischen Verhalten der transgenen Kulturpflanzen erhebt und nur am Rande ökologische Probleme streift. Themen sind beispielsweise der Ertrag der GVO, die gängigen landwirtschaftlichen Praktiken bei der Anwendung von GVO, die Wirksamkeit der Herbizide und auftretende landwirtschaftliche Probleme (z. B. in der Fruchtfolge).

4.6.3 Direkte, indirekte, unmittelbare und spätere Auswirkungen

In der Umweltverträglichkeitsprüfung werden Begriffe verwendet, die auch für das Monitoring relevant sind und einheitlich gebraucht werden müssen. Die überarbeitete Version der Richtlinie 90/220/EWG (RAT DER EUROPÄISCHEN UNION, 1999a; Anhang II) führt Definitionen zu den Begriffen „direkte, indirekte, unmittelbare und spätere Auswirkungen“ ein.

„**Direkte Auswirkungen**“ sind die primären Auswirkungen auf die menschliche Gesundheit oder die Umwelt, die sich durch die GVO selbst ergeben und nicht Teil einer Kausalkette von Ereignissen sind.

„**Indirekte Auswirkungen**“ sind die Auswirkungen auf die menschliche Gesundheit oder die Umwelt, die z. B. durch die Wechselwirkungen mit anderen Organismen, Übertragung von genetischem Material oder durch Änderungen der Verwendung oder der Handhabung ausgelöst werden und Teil einer Kausalkette sind (Anmerkung: z. B. veränderte Herbizidanwendung oder Wirkung von transgenen Hybriden).

„**Unmittelbare Auswirkungen**“ sind die Auswirkungen auf die menschliche Gesundheit oder die Umwelt, die während des Zeitraums der Freisetzung der GVO beobachtet werden. Unmittelbare Auswirkungen können direkt oder indirekt sein.

„**Spätere Auswirkungen**“ sind die Auswirkungen auf die menschliche Gesundheit oder die Umwelt, die nicht während des Zeitraums der Freisetzung beobachtet werden, sondern als direkte oder indirekte Auswirkungen entweder in einer späteren Phase oder nach Abschluß der Freisetzung auftreten.

4.6.4 Schaden und Risiko

KÄPPELI & SCHULTE (1998) geben für diese Begriffe folgende Definitionen an:

Schaden: Maß für die Größe einer Gefährdung, als absolutes Ausmaß der negativen Auswirkungen.

Risiko (im engeren Sinn): Maß für die Größe einer Gefährdung, ausgedrückt als Funktion der Wahrscheinlichkeit eines Schadenereignisses und der möglichen Schadenfolge.

Eine vierstufige Skala zur Bewertung von Schaden entwickelten AMMANN et al. (1998):

Tab.6: Schadensdefinitionen nach AMMANN et al. (1998).

Schadensstufe	Definition
Schwere Schäden	Wesentliche Veränderungen in Populationsdichten, Populationszusammensetzungen (Artenverdrängungen), Funktionsverluste in Ökosystemen.
Mittlere Schäden	Wesentliche Veränderungen von Populationsdichten und Populationszusammensetzungen (funktionelle Veränderungen).
Geringe Schäden	Populationsveränderungen, die keine Funktionsverluste hervorrufen.
Vernachlässigbare Schäden	Individuenbasierte, kurzfristige und reversible Wirkung.

Diese allgemeinen Schadensdefinitionen sind ungefähre Richtgrößen, die unabhängig vom GVO sind. Beim fallspezifischen Monitoring sollten anhand dieser allgemeinen Schadensdefinitionen fallspezifisch für jeden GVO und für jede Untersuchung quantitativ überprüfbare (meßbare) Schadensschwellen festgelegt werden.

4.6.5 Aktives und passives Monitoring

Als unterschiedliche Untersuchungsstrategie kann passives und/oder aktives Monitoring angewandt werden.

Im **passiven Monitoring** werden Organismen an ihren natürlichen Lebensräumen untersucht bzw. vermessen oder diesen entnommen und analysiert. Die Lebewesen sind integrierter Bestandteil des natürlichen Systems und erfahren vor ihrer Untersuchung oder Entnahme keinerlei Vorbehandlung.

Aktives Monitoring ist die Untersuchung von Organismen oder Untersuchungseinheiten, welche zielorientiert vorbehandelt werden (z. B. aktives Ausbringen von Flechten oder Moosen zur Schadstoffindikation) (TRAXLER, 1998).

Beim Monitoring von GVO stellt die Beobachtung der Wildkrautflora ein Beispiel für ein passives Monitoring dar. Die Aussaat von Maispflanzen als Fangpflanzen für Pollen zählt zum aktiven Monitoring.

4.7 Zusammenspiel von Risikoabschätzung und Monitoring

Der erste Schritt in der Auseinandersetzung mit einem neu entwickelten GVO ist immer die ökologische Risikoanalyse und nicht das Monitoring.

In der Risikoabschätzung wird aufgrund

- der Wahrscheinlichkeit und
- der prognostizierten Folgewirkung eines Merkmals von GVO

ein potentiell Risiko ermittelt.

Sollte das potentielle Risiko als vernachlässigbar eingestuft werden, so müssen Restrisiko und unerwartete Effekte in Freisetzungsversuchen oder nach dem Inverkehrbringen mittels Monitoring überprüft werden.

Die Qualität des Monitorings wird dabei wesentlich von der Qualität der Risikoanalyse und den eventuell vorhandenen Ergebnissen der Begleitforschung oder der Sicherheitsforschung bestimmt. Nur genügend Wissen und Erfahrung erlauben es, eine Risikoanalyse durchzuführen, die relevante Risikohypothesen für das Monitoring formuliert. Nicht relevante oder falsche Risikohypothesen leiten das fallspezifische Monitoring auf eine falsche Fährte. Ohne Risikoanalyse kann kein hypothesengeleitetes fallspezifisches Monitoring stattfinden.

Monitoring schafft weiters neues Wissen und Erfahrung über die Umwelteffekte von GVO. Dieses neugewonnene Wissen fließt in die weitere Risikoabschätzung von GVO ein und erlaubt es, zukünftig zielführendere Hypothesen für ein effizienteres Monitoring zu formulieren. Monitoring und Risikoabschätzung schaukeln sich durch diese Wechselwirkung quasi ständig zu einem höheren Qualitätsstandard auf.

4.8 Monitoring im Stufenprinzip von der Freisetzung bis zum Inverkehrbringen

Die Einführung von neuen transgenen Kulturpflanzen soll im Sinne der derzeit üblichen Vorgangsweise nach dem Stufenprinzip erfolgen. Sicherheitsforschung, Begleitforschung und Monitoring werden in den einzelnen Stufen zur Erhöhung der Sicherheit von GVO mit unterschiedlichen Schwerpunkten eingesetzt. Monitoring muß schwerpunktmäßig nach dem Inverkehrbringen von GVO eingesetzt werden, kann aber eingeschränkt auch in Freisetzungsversuchen zur Anwendung kommen.

Die Forschungs- und Monitoringschwerpunkte im Stufenprinzip sind folgendermaßen positioniert:

- Sicherheitsforschung in **geschlossenen Systemen** (Labor, Gewächshaus, Klimakammer).
- Durchführung einer **Umweltverträglichkeitsprüfung** (Risikoabschätzung).
- Begleitforschung und Monitoring in **Freisetzungsversuchen** (zeitlich begrenzte Untersuchungen auf Freisetzungspartellen mit Sicherheitsmaßnahmen und Ausbreitungskontrollen).
- Begleitforschung und Monitoring nach dem **Inverkehrbringen** eines GVO (Handel und Anbau von transgenen Kulturpflanzen).

Unter **absichtlicher Freisetzung** wird jede Art von absichtlichem Ausbringen eines GVO in die Umwelt verstanden, bei dem keine speziellen Einschließungsmaßnahmen angewandt werden. Es handelt sich dabei um Versuchsfelder im Freiland.

Freisetzungsversuche sind kontrollierte Feldversuche in einem definierten Lebensraumschnitt. Das Freilandverhalten von GVO und die Hypothesen aus der Begleit- und Sicherheitsforschung (der geschlossenen Systeme) sollen überprüft werden. Bei Freisetzungen kann das ökosystemare Umfeld noch gut kontrolliert werden. Dadurch ist das Risiko dieser Versuche gegenüber dem Inverkehrbringen gemindert. Die Aussagen der durchgeführten Untersuchungen erlauben nur eine eingeschränkte Übertragung auf die Situation nach dem Inverkehrbringen im Ökosystem. Im Feldversuch können beispielsweise kaum Biodiversitätsfragen oder Probleme der Invasionsbiologie geklärt werden.

Das **Inverkehrbringen** von GVO bedeutet die entgeltliche oder unentgeltliche Bereitstellung von GVO für dritte. Die transgenen Kulturpflanzen können angebaut werden. Monitoring nach dem Inverkehrbringen umfaßt in seiner Überwachungsfunktion theoretisch die ganze österreichische Nationalfläche oder auf EU-Ebene alle Mitgliedstaaten. Beim Monitoring nach dem Inverkehrbringen müssen die eingeschränkten Hypothesen der Feldversuche empirisch geprüft und unerkannte Restrisiken aufgespürt werden.

Tab.7: Monitoringschwerpunkte bei Freisetzungen und nach dem Inverkehrbringen von GVO.

Monitoring bei Freisetzungen	Monitoring nach dem Inverkehrbringen
Ein bis wenige Versuchsfelder.	Mehrere Versuchsfelder und ev. bundesweites Stichprobennetz.
Kleine Beobachtungsräume.	Große Beobachtungsräume.
Begrenzte Laufzeit.	Zeitlich nicht begrenztes Langzeitmonitoring.
Die Versuchsstandorte beinhalten risikomindernde Maßnahmen (z. B. Mantelsaat), die die Ergebnisse verändern können.	Die Beobachtung erfolgt in normal bewirtschafteten oder naturnahen Flächen.
Ökologisch wertvolle Habitats sind aus der Versuchsanlage weitgehend ausgeschlossen.	Ökologisch wertvolle Flächen sind im Beobachtungsnetzwerk (verstärkt) enthalten.
Die landwirtschaftlichen Rahmenbedingungen müssen an den experimentellen Aufbau der Versuchsanlage angepaßt werden (z. B. Kleinparzellen).	Auf den Untersuchungsflächen herrschen gängige landwirtschaftliche Rahmenbedingungen vor.
Die Ergebnisse beziehen sich nur auf die Situation der untersuchten Freisetzungsanlage.	Die Ergebnisse spiegeln die landesweiten Umwelteffekte nach dem Inverkehrbringen von GVO wider.
Es werden verstärkt potentielle Risikofaktoren untersucht (Risikoparameter).	Es werden verstärkt ökologische Effekte und ökologische Schäden überwacht (Schadensparameter).
Schwerpunktmäßige Untersuchung von einzelnen Merkmalen und Parametern.	Es können auch komplexe ökologische Reaktionen beobachtet werden.
Der Schwerpunkt liegt auf dem Testen von Risikohypothesen und dem Wissensgewinn.	Überwachungsschwerpunkt.

4.8.1 „Wissensdurst“ versus Sicherheit bei Freisetzungen

Vor dem uneingeschränkten Inverkehrbringen von GVO werden stufenweise Laborversuche und kontrollierte Feldversuche bei Freisetzungen durchlaufen. Dadurch soll schrittweise das potentielle Risiko der GVO minimiert und die Sicherheit für eine uneingeschränkte Zulassung erhöht werden. Aber jeder neue Schritt im Stufenprinzip birgt ein neu zu erforschendes Risiko in sich. Wenn die Laborversuche zufriedenstellend abgeschlossen wurden, wird der Schritt ins Freiland mit den daraus resultierenden Risikoaspekten gewagt (Freisetzung). Frühestens nach den ersten Freisetzungstests kann abgeklärt werden, ob der GVO in diesem Versuch einen ökologischen Schaden angerichtet hat. Bei der Versuchsplanung von Freisetzungen stellt sich die Frage, wieviel Risiko bei Freisetzungen eingegangen werden soll, um mögliche Umwelteffekte zu überprüfen. Schließt man aus Sicherheitsgründen das ökologische Risiko bei Freisetzungen weitgehend aus, kann man die brennenden ökologischen Fragen nicht beantworten. Werden hingegen zur Abklärung dringender ökologischer Fragestellungen verstärkt gefährdete Lebensräume in die Freisetzungsanlage eingebunden, riskiert man möglicherweise schon in der Phase der Freisetzung einen ökologischen Schaden.

Oft wird bei Freisetzungen versucht, das potentielle Risiko schädlicher Auswirkungen möglichst gering zu halten. Nach der überarbeiteten Richtlinie 90/220/EWG (Anhang III, RAT DER EUROPÄISCHEN UNION, 1999a) müssen Vorsichtsmaßnahmen in Hinblick auf

- Entfernungen zu geschlechtlich kompatiblen Arten von Wild- und Kulturpflanzen und
- Maßnahmen zur Minimierung oder Vermeidung der Verbreitung von Vermehrungsträgern der gentechnisch veränderten Pflanze (z. B. Pollen, Samen, Knollen) getroffen werden.

Die **sicherheitsorientierte Strategie** versucht kritische Situationen, wie etwa das übermäßige Vorkommen kompatibler Kreuzungspartner oder das Vorhandensein artenreicher Lebensräume in der Nähe der Versuchsfelder weitgehend zu vermeiden. In den Freisetzungsanlagen sind weiters aufgrund der geringen Flächengröße kaum ökologisch relevante Strukturen der Agrarlandschaft vorhanden. Das entspringt auch dem ökologischen Bewußtsein, daß bei Versuchen mit potentiell risikoreichen Objekten möglichst wenig irreversibler Schaden angerichtet werden soll. Bei Freisetzungen in besonders reichhaltigen Kulturlandschaftstypen kann dies nicht ausgeschlossen werden. Andererseits lassen sich die meisten ökologischen Fragestellungen nicht anhand von Versuchen auf der Ackerfläche mit einem artenarmen ruderalisierten Ackerrandstreifen abklären.

Die Versuche mit hohem Sicherheitsstandard haben den Vorteil, daß während der Freisetzung kaum ein unvorhergesehener Schaden eintritt, weil die Risikoquellen zum Großteil ausgeschlossen wurden. Das Risiko wird dadurch aber nur für diesen Feldversuch minimiert und die Klärung des Risikos auf die nächste Stufe hinausgeschoben, nämlich auf die Begleituntersuchungen nach dem Inverkehrbringen.

In der Auswahl der Versuchsanlagen muß daher ein sinnvoller Mittelweg gefunden werden, der es erlaubt, bei hohen Sicherheitsstandards auch ökologische Fragestellungen zu beantworten. Im Stufenprinzip sollte daher ein ausgewogenes Risikosplitting stattfinden.

Es wird davor gewarnt, alle ökologischen Untersuchungen aus „Sicherheitsgründen“ auf das Inverkehrbringen zu verschieben und so bei Freisetzungen einen „sicheren“ GVO vorzutäuschen. Die möglichen ökologischen Schäden sind nach dem Inverkehrbringen am schwersten kontrollierbar und betreffen größere Flächen als bei Freisetzungen.

4.9 Kriterien des ökologischen Monitorings

4.9.1 Zeithorizont der Untersuchungen

Die Etablierung von Langzeitmonitoring ist eine unumstößliche Forderung für den Nachweis von unvorhersehbaren Effekten. Das Fehlen eines unmittelbaren Effektes im Experiment bedeutet nicht, daß dieser Effekt nicht später doch auftritt (TIEDJE et al., 1989).

Kurzzeituntersuchungen liefern Kurzeitergebnisse. Langzeituntersuchungen liefern Langzeitergebnisse. Auch durch Verwendung immer genauerer Monitoringmethoden in Kurzzeitexperimenten kann die Zeitachse nicht abgekürzt werden (TRAXLER, 1998).

Freisetzungsversuche sind zeitlich begrenzt und können daher nur Kurzeitergebnisse liefern, die bestenfalls vermuten lassen, daß das Risiko beim Inverkehrbringen als gering eingeschätzt werden kann. Einen GVO in diesem Untersuchungs-Stadium als sicher zu bezeichnen, ist in Hinblick auf Langzeiteffekte nicht gerechtfertigt.

Ökologisch relevante Zeiträume in der Invasionsbiologie sind mindestens Jahrzehnte, meist aber Jahrhunderte (siehe Abb. 6). Diesem relevanten Zeithorizont muß im Monitoring Rechnung getragen werden. Es ist durchaus vorstellbar, daß der invasive Charakter von GVO erst nach 50 Jahren festgestellt werden kann.

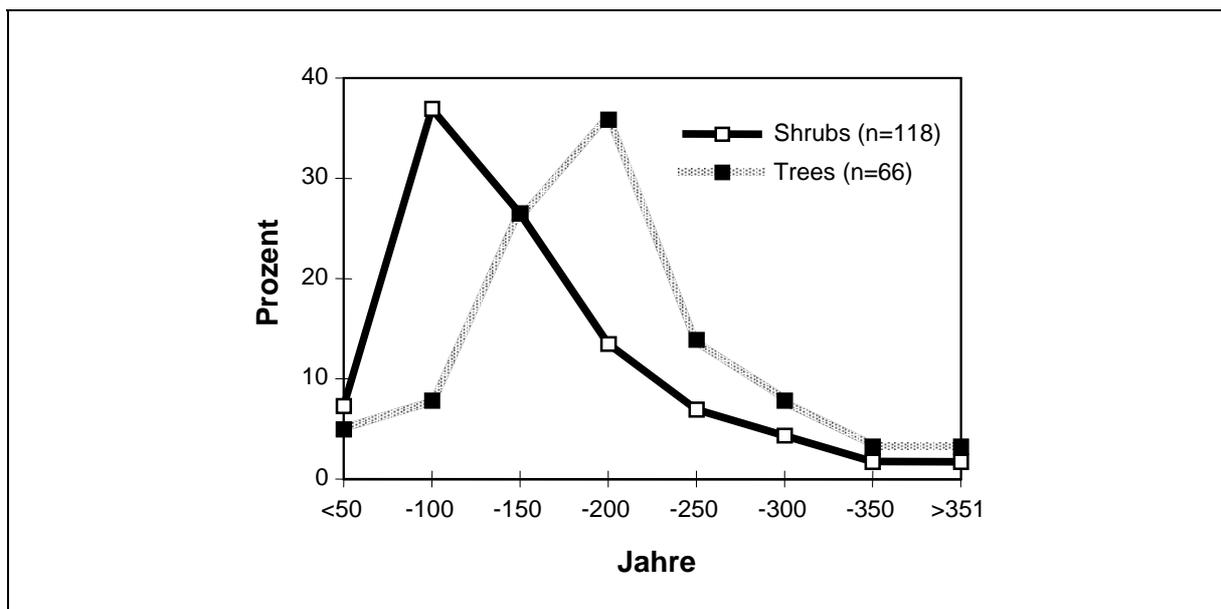


Abb. 6: Zeitverzögerung zwischen der Ersteinführung und dem Beginn der Ausbreitung von 184 nichteinheimischen Gehölzarten in Berlin und Brandenburg (KOWARIK, 1995). Die Darstellung zeigt die Verteilung der „time lags“ für 118 Sträucher (einschl. holziger Lianen; Mittel: 131 Jahre) und 66 Bäume (Mittel: 170 Jahre). Mittel- und viele Einzelwerte liegen erheblich über den populationsbiologisch kalkulierbaren Lebenszyklen der Arten und veranschaulichen die historische Dimension von Ausbreitungsprozessen (aus KOWARIK, 1998).

4.9.2 Meßbarkeit von Parametern

Es gibt **einfach zu messende morphologische Parameter**, die im direkten Vergleich zwischen transgener und nicht transgener Kulturpflanzensorte erfaßt werden können. Diese einfach zu messenden, aber durchaus zeitaufwendigen Parameter sind beispielsweise Biomasse, Pflanzenhöhe, Wachstumsraten, Samenproduktion, Keimrate, Blütenmorphologie und Blühzeitpunkt. Diese Merkmale werden oft als indirekte Parameter zur Interpretation ökologischer Eigenschaften von GVO herangezogen.

Schwierig zu messende **ökologische Eigenschaften** sind beispielsweise Invasionsfähigkeit und Konkurrenzstärke. Diese ökologischen Eigenschaften können zwar teilweise mit morphologischen Eigenschaften beschrieben, aber nicht sicher geklärt oder vorhergesagt werden. Das Merkmal „hohe Samenproduktion“ kann, muß aber nicht zwingend, günstig für invasive Arten sein. Es zeigt sich, daß es kaum möglich ist, von Eigenschaften direkt auf Effekte zu schließen (TORGERSEN, 1996).

Die Messung von Einzelmerkmalen, wie sie in der Begleitforschung und in Freisetzungsvorversuchen durchgeführt wird, eignet sich daher zur Formulierung von Risiko-Hypothesen und des Risikopotentials, nicht aber für endgültige Aussagen zur Sicherheit der untersuchten transgenen Pflanze.

Die Invasionsfähigkeit einer Pflanze kann daher nur durch empirische Untersuchungen festgestellt werden, nämlich durch die Beobachtung, ob die transgene Pflanze tatsächlich außerhalb der Ackerfläche als invasive Art aufgefunden wird oder nicht.

4.9.3 Vergleich der transgenen Kulturpflanze mit der konventionellen Kultursorte

Als Dogma in der Risikoabschätzung gilt der direkte Vergleich des GVO mit einer vergleichbaren konventionellen Sorte. In der Begleitforschung wird dazu überprüft, ob die Merkmalsausprägung (ausgenommen bewußt veränderte Merkmale) der transgenen Sorte von jener der konventionellen Sorte abweicht.

Der direkte Vergleich sollte jedoch nur als ein Hilfswerkzeug der Risikobeurteilung von GVO betrachtet werden. Es muß darüber hinaus aber eine Ebene der Risikoabschätzung geben, die über den Vergleich mit konventionellen Sorten hinausgeht.

Der direkte Vergleich mit der konventionellen Sorte hat besonders in der Interpretation der Versuchsergebnisse seine Grenzen. Verhält sich beispielsweise die transgene Pflanze in Feldversuchen in ihrer morphologischen Ausprägung ähnlich wie die konventionelle Sorte, so wird meist argumentiert, daß sich der GVO beim Inverkehrbringen ähnlich verhalten wird wie die konventionelle Sorte. Das ist allerdings eine Vermutung, die von der Messung ausgewählter morphologischer Merkmale auf das gesamte ökologische Verhalten schließt.

Besonders bei Konkurrenzversuchen wird oft der GVO mit der konventionellen Sorte als Competitor im direkten Vergleich getestet. Dabei wird nur die relative Konkurrenzfähigkeit der beiden Arten zueinander festgelegt, aber nicht, wie sich jede der beiden Arten gegenüber bestimmten Wildkräutern verhält (siehe auch Kapitel 5.4).

Das ökologische Verhalten von konventionellen Kulturpflanzen ist meist über längere Zeit aus der Agrarpraxis bekannt. GVO, die in der Phase der Freisetzung sind, besitzen den erhöhten Risikofaktor der fehlenden empirischen Erfahrung bezüglich ihres ökologischen Verhaltens. Ökologisches Verhalten läßt sich nicht mit Sicherheit aus der Summe von Merkmalsausprägungen vorhersehen.

Zudem stellt das transgene Erbmateriale einen intrinsischen Risikofaktor der GVO dar. Fordert etwa der biologische Landbau einen garantiert gentechnikfreien Anbau, so birgt alleine das Merkmal des transgenen Erbmateriale schon ein erhöhtes Risiko, weil dieses durch Ausbreitungsereignisse oder durch Pollenübertragung in Flächen des biologischen Landbaues gelangen kann. Ebenso verhält es sich mit der Forderung des Biodiversitätsschutzes nach gentechnikfreien Schutzgebieten.

Zusammenfassend sind GVO im Sinne des Vorsorgeprinzips grundsätzlich als risikoreicher einzustufen, weil

- keine oder geringe Erfahrungen über die Umwelteffekte des neuen GVO vorliegen, und weil
- die gentechnische Veränderung im Biolandbau oder in Schutzgebieten einen intrinsischen Schaden bedeutet.

4.9.4 Risiko- und Schadensparameter

Im Monitoring können entweder **Risiko-Parameter** oder **Schadens-Parameter** erhoben werden.

Risiko-Parameter sind isoliert betrachtete Merkmale, die zukünftig das Auftreten eines ökologischen Schadens begünstigen können. Beispielsweise stellt die Fähigkeit zur Auskreuzung einen Risikoparameter dar, da die Auskreuzung an sich noch keinen ökologischen Schaden verursachen muß (aber kann).

Ein **Schadens-Parameter** hingegen muß zuvor festgelegt werden, da sonst ein ökologischer Schaden nicht eindeutig definiert und meßbar ist. Wird etwa das Vorhandensein von GVO in Naturschutzgebieten oder Nationalparks als Schaden definiert, da diese Gebiete zur Erhal-

tung der natürlichen Vielfalt dienen, so ist das Auffinden von GVO in diesen Gebieten ein **Schadens-Parameter**.

Einen Schritt weiter geht das folgende Konzept der **Abbruchkriterien**. Es wird definiert, ab welcher Schadensschwelle ein Abbruch der Produktzulassung erfolgt.

4.9.5 Abbruchkriterien

Ein Hauptziel der Risikoabschätzung ist der Ausschluß von nicht akzeptierbaren ökologischen Risiken (SCHULTE & KÄPPELI, 1996). Das Eintreten von nicht akzeptierbaren Effekten kann durch die Festlegung von Abbruchkriterien beim Monitoring weitgehend verhindert werden. Abbruchkriterien sind meßbare Untersuchungsparameter, die über das Inverkehrbringen bzw. über die Anbaueinstellungen von GVO entscheiden sollen (AMMANN & VOGEL, 1999).

Ökologischer Schaden ist derzeit nicht definiert, sondern wird je nach Interessensgruppe subjektiv gehandhabt. Während für manche Ökologen das Eindringen von GVO in Ruderallebensräume aus Sicht des Biodiversitätsschutzes und der Florenverfremdung bereits ein starker ökologischer Schaden ist, sehen das andere als „normalen“ und bekannten Prozeß in landwirtschaftlich genutzten Gebieten.

Ein Monitoring ohne Schadensparameter und Abbruchkriterien ist ein reines Beobachten des ökologischen Verhaltens von GVO ohne konkreten Bewertungshintergrund. Die Ergebnisse werden in diesem Fall nach den ersten Versuchen (z. T. kontroversiell) diskutiert. Danach wird auf zukünftige Monitoringergebnisse verwiesen und auf diese gewartet. Es fehlt die blinkende Warnlampe und ein Aktionsplan. Beim Monitoring von Luftschadstoffen wäre es unvorstellbar, zuerst die Schadstoffe zu messen und erst im Nachhinein zu beraten, ob die gemessenen Konzentrationen nun als schädlich für den Menschen zu werten wären.

Eine Strategie ohne definierte Schadensparameter degradiert das Monitoring zum Instrument der Gewissensberuhigung, wenn politisch oder gesellschaftlich noch keine Einigung stattgefunden hat, ob die Schadensdefinition eher wirtschaftlich oder ökologisch orientiert sein soll.

Die Definition eines ökologischen Schadens mittels Abbruchkriterien hingegen schafft bereits vor Versuchsbeginn eine klare Positionierung über die Bewertung der zukünftigen Ergebnisse und legt einen genau definierten Handlungsablauf als Konsequenz der Ergebnisse fest (z. B. weitere gezielte Untersuchungen zu bestimmten Themen oder Abbruch der Untersuchungen und des Bewilligungsverfahrens).

Abbruchkriterien definieren bedeutet, heftige Kontroversen zu provozieren und unangenehme Entscheidungen treffen zu müssen. Aber es wird dadurch eine klare Positionierung zu Detailfragen der Risikoforschung erzwungen und darauf aufbauend ein effektives Monitoring ermöglicht.

Abbruchkriterien müssen in einem Expertenkreis aus Forschung, Landwirtschaft, Industrie und Ökologie für jeden neuen GVO in der „step-by-step-Vorgangsweise“ festgelegt werden. Derzeit ist man vermutlich weit davon entfernt, in einem oben genannten Expertenkreis eine notwendige Einigung für die Definition von Abbruchkriterien zu erzielen (siehe Abb. 1).

4.9.6 Auswertung und Interpretation der Ergebnisse

Grundsätzlich muß gefordert werden, daß das gewählte Untersuchungsdesign eine nachvollziehbare, möglichst objektive Auswertung erlaubt. Werden bereits im Monitoringplan das Untersuchungsdesign, die Auswerteschritte und die Bewertungskriterien festgelegt, so kann Subjektivität weitgehend vermieden werden. Beispielsweise kann die Ausbreitung des Neophyten *Impatiens parviflora* in europäischen Waldökosystemen je nach (subjektiv) gewähltem Bewertungskriterium (erhöhte Artenvielfalt; vermehrte ökologische Beziehung oder Ur-

sprünglichkeit der Zoönose) naturschutzfachlich sowohl positiv als auch negativ bewertet werden (SCHMITZ, 1999). Die Originaldaten der Untersuchungen (ohne Auswertung) sollten daher der zuständigen Behörde zur Kontrolle zugänglich sein.

Die Wahl der statistischen Tests kann über das Vorhandensein sogenannter statistisch signifikanter Unterschiede entscheiden und erlaubt es, in einem gewissen Rahmen Ergebnisse in Richtung eines vorgefaßten Ergebnis-Schemas zu lenken.

Wird das Signifikanzniveau statistischer Tests auf 90 % gesenkt, so ist die Wahrscheinlichkeit hoch, daß ein „Type I error“ entsteht, also daß fälschlicherweise eine unerwünschte Veränderung angenommen wird, die tatsächlich nicht existiert. Hebt man das Signifikanzniveau gegen 100 % so nimmt der „Type II error“ zu, das heißt, unerwünschte Veränderungen werden nicht erkannt. Für ökologische Untersuchungen, besonders in Frühwarnsystemen wird allgemein gefordert, daß unerwünschte Veränderungen rechtzeitig nachgewiesen werden, auch wenn fallweise ein „Type I error“ in Kauf genommen werden muß. Die Signifikanzniveaus sollten daher nicht zu hoch gelegt werden (TRAXLER, 1998).

Statistisch errechnete Ergebnisse müssen ökologisch interpretiert werden. Statistisch signifikante Veränderungen sind nicht zwingend ökologisch relevante Veränderungen und umgekehrt!

4.9.7 Harmonisierung und Weiterentwicklung von Monitoringmethoden

Eine Vielzahl an gängigen vegetationsökologischen Monitoringmethoden und Erhebungsparametern ist im „Handbuch des Vegetationsökologischen Monitorings“ (TRAXLER, 1998) des Umweltbundesamtes Wien beschrieben. Dieser Überblick kann im Bereich Vegetationsökologie zur Methodenauswahl in der Versuchsplanung verwendet werden, da Methodenvergleiche zu praktischer Durchführung, Genauigkeit, Aussagekraft, Ergebnisqualität, Schwächen, finanzieller Aufwand etc. durchgeführt wurden.

Prinzipiell gibt es keine Einheitsmethode, die erfolgreich für die mannigfaltigen Ansprüche der ökologischen Fragestellungen angewandt werden kann. Es zeigt sich aber, daß es einige Methoden und Untersuchungsparameter gibt, die sehr häufig verwendet werden. Sie haben sich in den letzten Jahrzehnten quasi aus einer „methodischen Evolution“ aufgrund der Selektionsfaktoren „finanzielle Ressourcen“ und „Kosten-Nutzen-Effekt“ entwickelt. Man kann davon ausgehen, daß dieses gängige Methodenrepertoire finanzierbar und praktikabel ist und trotz einiger Kompromisse annehmbare Ergebnisse liefert. Allerdings muß betont werden, daß mit einem aufwendigeren Untersuchungsdesign bessere Ergebnisse erzielt werden können.

Die häufige Forderung nach Methodenvereinheitlichung hat aus Vergleichbarkeitsgründen seine Berechtigung, darf aber nicht den Prozeß der Weiterentwicklung und Verbesserung der Methodik hemmen. Es muß geklärt werden, in welchen Fällen Methodenvereinheitlichung für das Zusammenspiel eines Programmes unbedingt notwendig ist, und in welchen Fällen eine speziell entwickelte problemorientierte Methodik effizientere Daten liefert.

4.9.8 Interdisziplinäre Aspekte der Flächenauswahl

Ein fallspezifisches ökologisches Monitoring von GVO soll von den Fachgruppen durchgeführt werden (z. B. Vegetationsökologie, Bodenmikrobiologie, Entomologie), die in der Risikoanalyse als relevant ausgewählt werden. Jede Fachgruppe besitzt hingegen eigene Prioritäten bei der Auswahl der optimalen Untersuchungsflächen. Freisetzungstandorte sollten aber unter dem interdisziplinären Aspekt ausgewählt werden. Jede Fachgruppe sollte möglichst am selben Standort arbeiten, da die Ergebnisse dann umfassender interpretiert werden können. Beim Inverkehrbringen gilt diese Forderung nur für das fallspezifische Monitoring.

Die allgemeine Überwachung hingegen baut meist in jeder Fachgruppe auf bereits bestehenden Überwachungsprogrammen auf, die zwischen den einzelnen Fachgruppen nicht vereinheitlicht sind. Eine weitestgehende Harmonisierung bezüglich der räumlichen Beobachtungseinheiten dieser Überwachungsprogramme ist aber grundsätzlich anzustreben (z. B. durch eine österreichweite Umweltüberwachung).

4.9.9 Untersuchungsnetzwerke in internationaler Kooperation

Ein europäisches Netzwerk an Freisetzungstandorten, an denen mit exakt gleicher Methodik die gleichen Fragestellungen bearbeitet werden, ist grundsätzlich sinnvoll. Solche europäischen Netzwerke wurden bisher in vielen ökologischen Forschungsinitiativen aufgebaut, gerade um regionale Aspekte herauszufinden. Jeder neue Versuchsstandort festigt die Ergebnisse der bereits bestehenden Standorte bzw. filtert Aussagen heraus, die nicht verallgemeinerbar sind, wenn sich die Ergebnisse widersprechen. Es sollten allerdings jene Untersuchungen einer Kosten-Nutzenanalyse unterzogen werden, die geringere Regionalitätsaspekte aufweisen.

Die Frage lautet: Ab welcher Untersuchungsintensität stehen viel höhere Kosten einer gering verbesserten Aussagekraft der Ergebnisse gegenüber? Diese Fragestellung ist etwa mit der benötigten Anzahl an Wiederholungen bei Dauerflächen vergleichbar, wo ab einer bestimmten Stichprobengröße die Kosten für eine kaum verbesserte Vertrauenswahrscheinlichkeit exorbitant steigen (siehe Abb. 7).

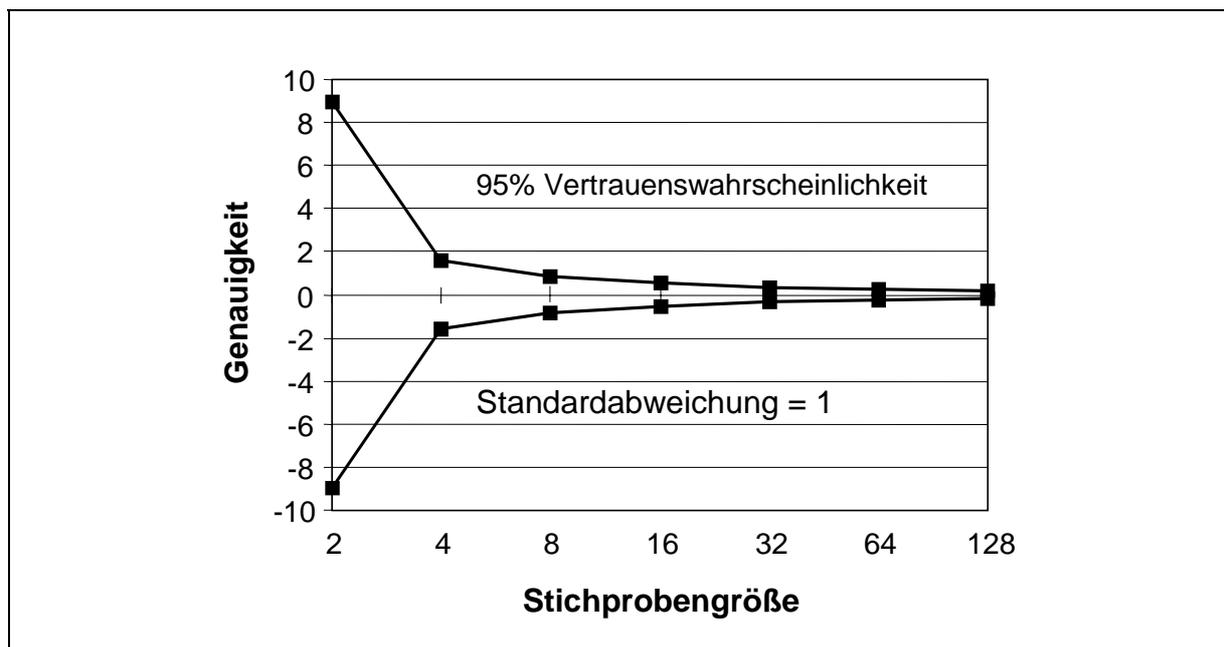


Abb. 7: Bei festgelegter Standardabweichung von eins und 95 % Vertrauenswahrscheinlichkeit zeigt sich, daß die Genauigkeit ab 16 Stichproben, auch bei Verdoppelung des Arbeitseinsatzes, nicht mehr wesentlich zunimmt (nach USHER, 1991).

Durch internationale Kooperation und Entwicklung von zugänglichen Datenbanken, die detaillierte Angaben zu den Untersuchungsparametern und bearbeiteten Fragestellungen geben, könnten finanzielle Mittel für das Monitoring sinnvoll eingesetzt und unnötige Doppelforschung (BRANDT, 1998) eingeschränkt werden.

4.10 Erhöhte Risikofaktoren

4.10.1 Lebensraum der Anbaufläche

Der Lebensraum, in dem der GVO ausgebracht wird, ist für die Intensität der Monitoringuntersuchungen und für das Versuchsdesign ein entscheidender Faktor. Das Untersuchungsprogramm muß auf den betreffenden Lebensraum zugeschnitten sein.

Ist die Anbaufläche

- ein Acker,
- Grünland (Wiesen),
- Wald,
- ein Feuchtlebensraum,
- ein anthropogener Lebensraum,
- ein naturnaher Lebensraum,
- oder sind es andere Standorte?

In dieser Studie wurde verstärkt auf GVO in der Agrarlandschaft eingegangen. Ackerland kann etwa als weniger risikoreich eingestuft werden als Grünland, da die landwirtschaftliche Ackerbewirtschaftung völlig eigenständige Agrarökosysteme schafft. Werden aber etwa transgene Gräser im Grünland verwendet, so müßten völlig andere Sicherheitsmaßnahmen bei Freisetzungen getroffen werden, da anthropogen beeinflusstes Grünland hohe strukturelle und zoenologische Ähnlichkeit mit naturnahen Grünlandbeständen (viele prioritäre ökologische Schutzgüter) aufweist. Die Ausbreitungskontrollen müßten dann beispielsweise über wesentlich größeren Flächen durchgeführt werden. Transgene Gehölze erfordern ebenfalls ein völlig eigenes Untersuchungsdesign. So bedingt etwa der lange Lebenszyklus der Bäume eine verlängerte Versuchsdauer bei Freisetzungen.

4.10.2 Ausbreitung der GVO auf entfernte Flächen

Die Fähigkeit zur Ausbreitung ist ein wesentliches Kriterium für die Planung des Monitoring-systems. Breiten sich Arten selbständig aus, so ist die Untersuchungsfläche nicht mehr auf die Ackerfläche beschränkt, sondern umfaßt eine Reihe weiterer (naturnaher) Lebensräume, die in großer Entfernung zur Anbaufläche liegen können (siehe Abb. 9 und 10). Die GVO und ihre ökologischen Effekte sind nicht mehr überprüfbar, sondern maximal in einem stichprobenhaften System mit einer hohen Zufallskomponente zu verfolgen.

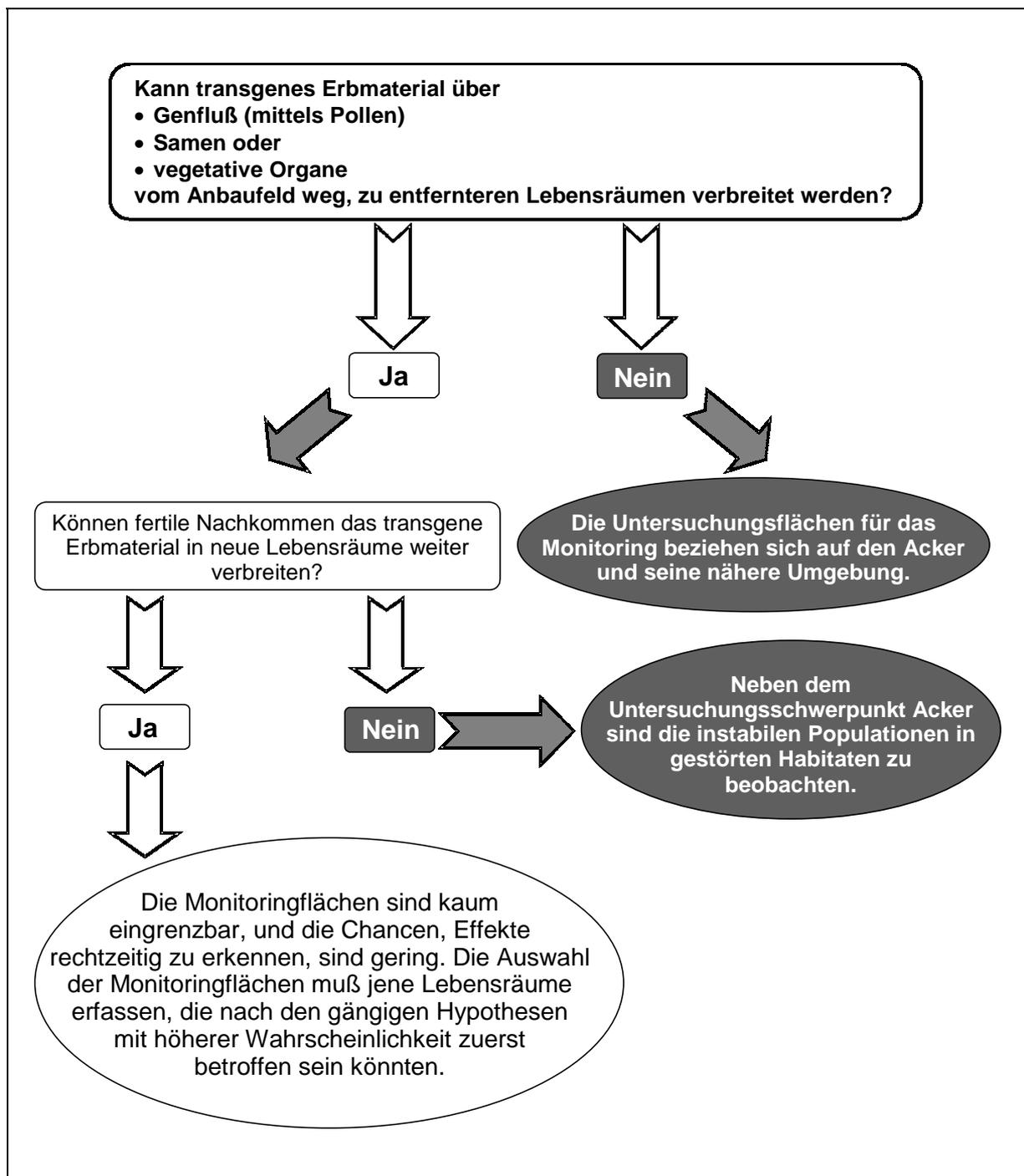


Abb. 8: Entscheidungsfragen zur Ausbreitungsfähigkeit von GVO, die zur Festlegung der Monitoringstrategie dienen.

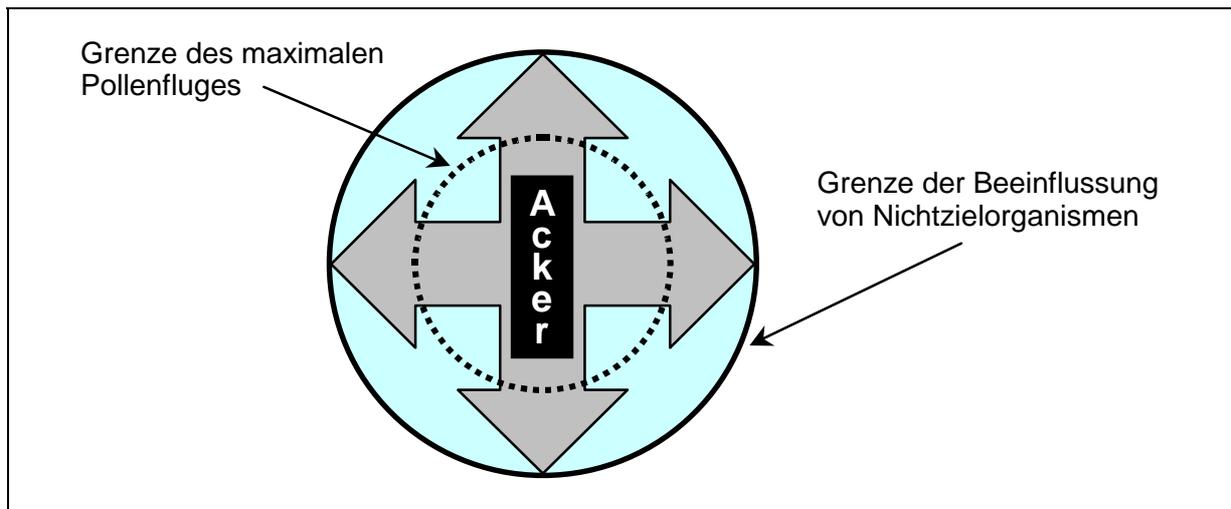


Abb. 9 Fallbeispiel Bt-Mais (siehe Kapitel 6.2). Der Bt-Mais kann sich in ackerfernen Lebensräumen nicht dauerhaft etablieren. Effekte über den Ackerrand hinaus entstehen z. B. durch Pollen und betreffen vor allem Nichtzielorganismen, deren Habitat im Nahbereich der Äcker liegt. Die hellgraue Fläche stellt die Untersuchungsfläche für ein Monitoring dar.

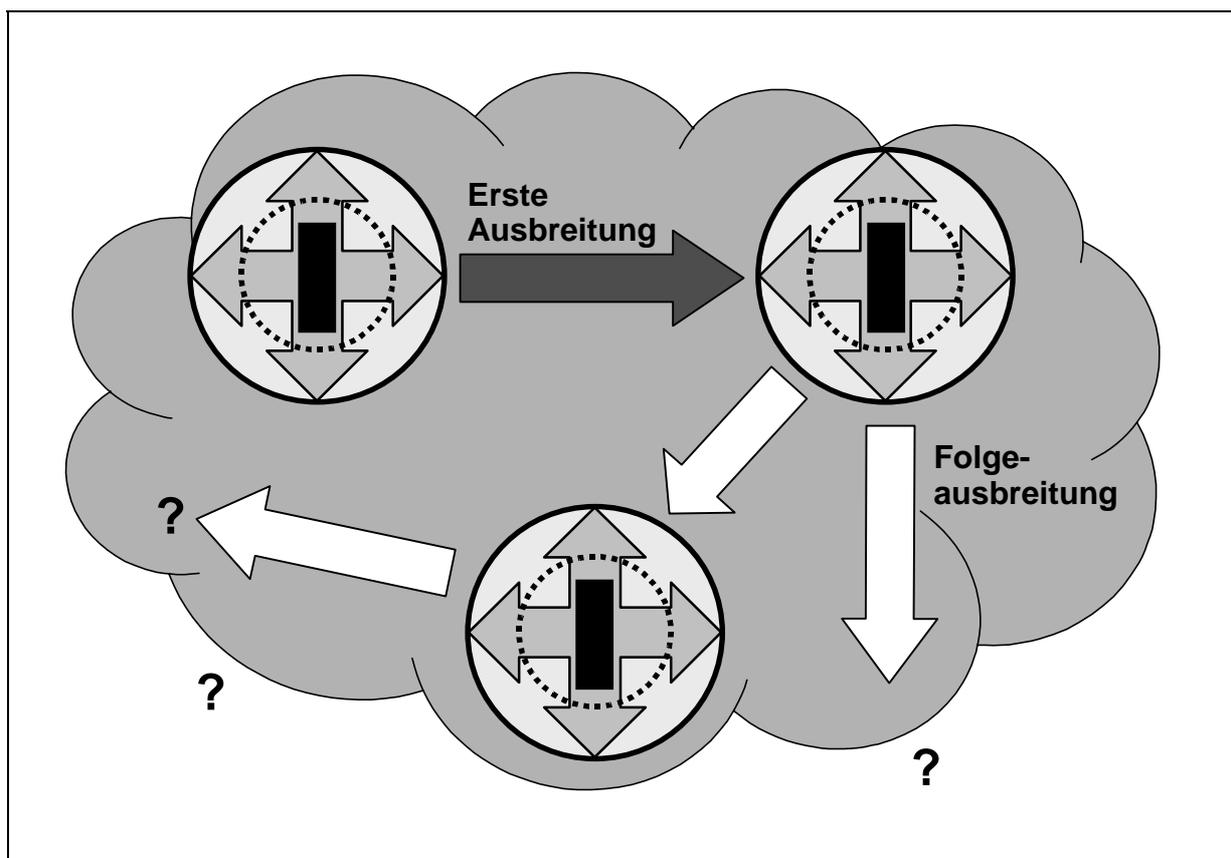


Abb. 10: Fallbeispiel PGS-Hybridtraps (siehe Kapitel 6.1). Die dauerhafte Etablierung in ackerfernen Lebensräumen aufgrund von Verwilderung, Saatgutverlust und Auskreuzung ist nicht auszuschließen. Ökologische Effekte über den Ackerrand hinaus entstehen durch den GVO selbst, seine Kreuzungsprodukte, den Pollen und die Herbizidverdriftung. Die graue Wolke mit den Fragezeichen weist auf das nicht eingrenzbares potentielle Untersuchungsgebiet hin, das für ein Monitoring von ökologischen Effekten in Frage käme.

Potentielle ökologische Effekte von transgenen Organismen, die in einem Monitoring kaum überprüft werden können (z. B. Möglichkeit zur Introgression), sollten in der Risikoabschätzung kritisch beurteilt werden. Schlechte Vorhersehbarkeit und mangelnde Überprüfbarkeit sind daher neu zu bewertende Kategorien der Risikoabschätzung.

4.10.3 Introgression von transgenem Erbmaterial in verwandte Arten

Das ökologische Verhalten eines Hybriden zwischen dem GVO und einer nah verwandten Wildform, die durch Introgression transgenes Erbmaterial erhalten hat, kann nicht vorhergesagt werden. Die Möglichkeit von GVO zur Introgression bedeutet daher einen hohen Unsicherheitsfaktor, da die Ergebnisse der Freisetzungsversuche von GVO nicht auf den neuen Hybriden übertragbar sind.

Das Risiko der Introgression von GVO kann hingegen fallspezifisch anhand der Ausbreitungsindizes („dispersal codes“ nach DE VRIES, 1996) bewertet werden. Die Indizes sollen für ganz Europa entwickelt werden.

4.11 Experimentelle Anforderungen an Versuchsanlagen bei Freisetzung und Inverkehrbringen

4.11.1 Untersuchungsdesign in Freisetzungsanlagen

Versuchsanlagen bei Freisetzung sind Ackerparzellen (Größe < 1 ha bis zu mehreren Hektar) auf denen die ersten Freilanduntersuchungen unter Sicherheitsauflagen durchgeführt werden.

Die Versuchsanlage wird bei Freisetzung in kleine Anbauparzellen aufgeteilt, die durch Pufferstreifen voneinander getrennt sind (siehe Abb. 11). Auf einer Anbauparzelle wird eine festgelegte Kultursorte angebaut und nach definierten Managementmaßnahmen bewirtschaftet. Diese Parzelle wird meist in mehreren gleichen Wiederholungen räumlich repliziert. In den einzelnen Anbauparzellen werden Stichproben gezogen, die den statistischen Kriterien der Datenanalyse genügen sollen. Aus einer Versuchsparzelle werden meist Proben für mehrere Arbeitsgruppen gezogen. Dies passiert oft mit destruktiven Methoden, das heißt, diese Flächenteile sind in Zukunft nicht mehr verfügbar, weil sie aus Versuchsgründen „experimentell“ verändert wurden.

Rund um Freisetzungsanlagen existiert eine Sicherheitszone, in welcher die getesteten transgenen Kulturarten nicht als konventionell gezüchtete Sorten angebaut werden dürfen. In diesem Bereich werden beispielsweise Proben zur Untersuchung der Verbreitungsproblematik (Pollen und Samen von GVO) gesammelt.

In der **Versuchsstation Roggenstein** der TU München wurde für den Freisetzungsversuch von Mais und Winterraps eine 60 x 114 m (0,7 ha) große Versuchsanlage eingerichtet, die zweifach mit einer jeweils 3 m breiten Mantelsaat (konventionelle Sorten mit unterbundener Pollenbildung) umgeben ist (ERNST et al., 1998; FISCHBECK, 1998). Die tatsächlichen Anbauflächen für die einzelnen transgenen Kulturpflanzen lagen in dreifacher, die der nicht transgenen Vergleichssorten in 6-facher Wiederholung vor. Die einzelnen Subparzellen sind sehr kleinflächig gewählt (ungefähr 15 x 6 m).

Im Umkreis von 600 m durfte weder Mais noch Raps kultiviert werden, da in dieser Zone Fangpflanzen für Pollen aufgestellt wurden.

Das Versuchsdesign der Freisetzungsanlage Roggenstein eignet sich aufgrund der eng aneinanderliegenden Versuchspartellen von GVO und konventionellen Vergleichssorten kaum für das Monitoring von Vögeln und Insekten. Es werden große Anbauflächen benötigt, und der Acker der transgenen Kulturpflanze muß ausreichend weit vom Acker mit der konventionellen Vergleichssorte entfernt liegen (Mobilität und Habitatgröße der Tiere!) (siehe Kapitel 6.1.6).

Für ökologische Fragestellungen ist auch das Vorhandensein von Strukturelementen der Agrarlandschaft notwendig (z. B. Ackerrandstreifen, Raine, Brachen).

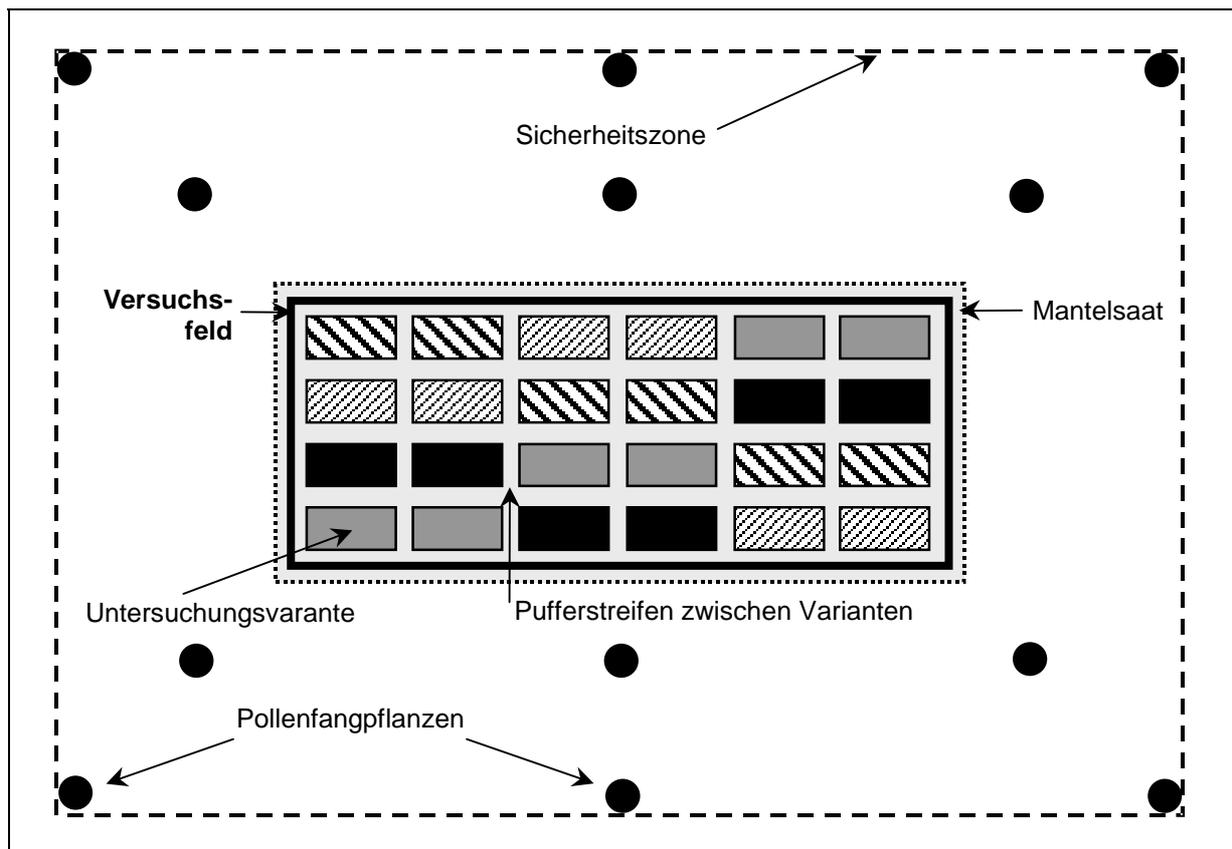


Abb. 11: Schematische Darstellung einer Freisetzungsanlage für die Freisetzung von GVO. Im Versuchsfeld werden vier Varianten mit je sechs Wiederholungen untersucht. Die Varianten mit den Schraffuren stellen GVO dar, die Varianten mit durchgehender Farbfüllung sind die konventionellen Vergleichssorten (verändert nach ERNST et al., 1998).

4.11.2 Größe der Versuchsfelder

Bei Freisetzungen sind die Versuchsanlagen in der Regel sehr kleinflächig gewählt. Für den Anbau aller Untersuchungsvarianten (mit Pufferzonen) steht oft weniger als 1 ha zur Verfügung. Die Feldgröße von 5 ha bei einer Liberty-Raps-Freisetzungsanlage von AgrEvo in Frankreich gilt bereits als sehr großflächig (AGREVO, 1999). Die tatsächlich untersuchte Fläche reicht aber über die Feldgröße hinaus und umfaßt auch die Sicherheitszone um die Freisetzungsanlage. Besonders das vogelkundliche Monitoring besitzt einen großflächigen Untersuchungsansatz, der bei Freisetzungen kaum erreicht wird. Für ökologische Fragestellungen ist relevant, daß Strukturelemente der Agrarlandschaft im Versuchsfeld oder dazu benachbart liegen.

4.11.3 Floristische Grunderhebung des Freisetzungsortes

Detaillierte ökologische Vorerhebungen (Art- und Lebensraumausstattung) am geplanten Freisetzungsort sind einerseits aus Sicherheitsgründen (potentielle Kreuzungspartner, Schutzgebiete), aber auch für den Versuchsansatz selbst notwendig.

Einem Monitoringkonzept für eine Freisetzung sollte die **vollständige Artenliste** des betreffenden Kartierungsquadranten nach der „Floristischen Kartierung Österreichs“ (NIKL FELD et al., unveröff.) beiliegen. Getrennt davon sollten Artenlisten aller angrenzenden Quadranten um das Freisetzungsgelände enthalten sein.

Die Floristische Kartierung wird voraussichtlich unter dem Titel „Verbreitungsatlas der Flora Österreichs“ (NIKL FELD et al.; voraussichtlich im Jahr 2001) veröffentlicht. Wahrscheinlich liegen die Verbreitungsdaten dann auch digital auf CD-ROM vor. In die Florenlisten kann vorerst nach Absprache mit Prof. Niklfeld am Botanischen Institut in Wien eingesehen werden.

Den aufgelisteten Pflanzenarten muß in einer Tabelle jeweils die Gefährdungskategorie nach der

- Roten Liste gefährdeter Farn- und Blütenpflanzen Österreichs (NIKL FELD & SCHRATT-EHRENDORFER, 1999) und der
- Rote Liste der Farn- und Blütenpflanzen des betreffenden Bundeslandes (wenn vorhanden)

zugewiesen sein.

Zusätzlich sollen jene Ackerwildkräuter angegeben werden, die in der „Roten Liste der Ackerwildkräuter Österreichs“ (RIES, 1992) genannt sind (siehe Kapitel 7.1.1).

Weiters sind jene Arten anzugeben, die nach dem entsprechenden Landesnaturschutzgesetz per Verordnung geschützt sind, oder im Anhang II der FFH-Richtlinie genannt werden.

Die Artenliste sollte direkt am Freisetzungsort und im Umkreis von 1 km durch eigene Kartierungen aktualisiert und vervollständigt werden, wobei die Ackerwildkrautflora und potentielle Kreuzungspartner des GVO besonders sorgfältig erhoben werden müssen.

4.11.4 Homogenitätskriterien

Die Planung des Versuchsdesigns fordert bereits vor Versuchsbeginn eine Vollerhebung zur Klärung der Homogenitätskriterien.

Meist wird angenommen, daß innerhalb einer Versuchsanlage die gesamte Fläche relativ homogen ist. Diese Annahme kann beispielsweise durch eine Vegetationserhebung oder durch Bodenproben ausgetestet werden. Es gibt keine völlig homogene Flächen, aber alleine die Messungen zur Homogenität geben Aufschluß, wie die späteren Versuchsergebnisse zu bewerten sind (Transparenzforderung der Vorversuche). In inhomogeneren Versuchsanlagen müssen grundsätzlich mehr Wiederholungen angelegt werden als in homogeneren, um die gleiche statistische Signifikanz zu erlangen. Die Zahl der erforderlichen Wiederholungen läßt sich mit gewissen Einschränkungen vor Versuchsbeginn statistisch austesten. Eine der notwendigen Annahmen ist, daß die Untersuchungsparameter in der Zeitreihe genauso verteilt sind (gleiche Varianz) wie bei der Vorerhebung. Diese Annahme trifft auf stabilere Parameter wie bestimmte Bodeneigenschaften eher zu als auf die stärker fluktuierenden Parameter der Vegetation. Oftmals ist es sinnvoll, Sonderstandorte, wie z. B. feuchtere Ackersenken, in eine Versuchsanlage einzugliedern. Diese unterschiedlichen Bereiche können im Versuchsdesign mittels „stratifiziertem Sampling“ getrennt untersucht werden und stellen zwei unterschiedliche Versuchsvarianten dar.

Die Versuchsanlagen mit den einzelnen Versuchsvarianten werden in der Regel zu kleinflächig gewählt. Das führt zu einer Vielzahl von methodischen Problemen. Meist können nur wenige Fragestellungen in wenigen Wiederholungen bearbeitet werden.

4.11.5 Untersuchungsdesign, räumliche Replikationen

Die Zahl der Wiederholungen (räumliche Replikationen) einer Untersuchungsvariante ist meist aufgrund finanzieller Vorgaben limitiert. Dieses Problem tritt in jeder wissenschaftlichen Arbeit auf. Je weniger Wiederholungen bearbeitet werden, umso weniger vertrauenswürdig sind die Ergebnisse und umso stärker unterliegen sie dem Zufall (siehe auch Abb. 7).

4.11.6 Destruktive Methoden und Störeffekte der Versuchspartellen

Destruktive Methoden sind Verfahren, bei denen die Untersuchungsfläche aufgrund der Probenahme gestört wird. Dadurch können in weiterer Folge experimentell verfälschte Ergebnisse entstehen. Ein Beispiel dafür ist die destruktive Erntemethode bei der Biomassebestimmung. Da die Vegetation entfernt wird, kann mehr Licht auf die Fläche fallen und das vermehrte Auflaufen der Beikrautflora bewirken. Die Beikrautflora kann dadurch nur an dieser Stelle den Samenpool wieder erneuern, im restlichen Versuchsfeld aber nicht. All diese beispielhaft angeführten Reaktionen können über mehrere Jahre hinaus zu ungewollt veränderten Ergebnissen führen. Werden in einem Versuch destruktive Methoden angewendet, so sind die Versuchspartellen so groß zu wählen, daß destruktiv gesampelte Stellen markiert und aus der weiteren Untersuchung ausgeschlossen werden können.

In Ackerpartellen, die aufgrund der Landwirtschaft nach einem bestimmten Bewirtschaftungsmuster bearbeitet werden, wirkt die Biomasseentnahme zum Erntezeitpunkt nicht destruktiv, weil die gesamte Partelle in gleicher Weise standortgerecht behandelt wird.

Weitere artifizielle Störungen der Versuchsstandorte entstehen durch „Trampeleffekte“, wenn Wissenschaftler die Untersuchungsflächen erheben. Oft liegt der Stichprobenpunkt in einer nicht vom Partellenrand erreichbaren Stelle. Das Betreten der Partelle verursacht dann beispielsweise ein Niederdrücken der Vegetation oder Bodenverdichtungen auf feuchteren Böden.

Besonders bei interdisziplinären Projekten, bei denen die gleichen Flächen von mehreren Arbeitsgruppen bearbeitet werden, können sich die einzelnen Fachgruppen gegenseitig stören. Hier kann neben einem Lageplan aller Beobachtungsflächen auch ein optisch sichtbares Erhebungs-Leitsystem helfen. Beispielsweise lassen auf dem Boden liegende bunte Schnüre, Wege und Sperrflächen der einzelnen Gruppen erkennen. Zusätzlich ist ein interdisziplinärer Arbeitskalender hilfreich, in dem festgehalten ist, welche Gruppe zu welchem Zeitpunkt welche Flächen bearbeiten wird, und wann Störungen unbedingt zu vermeiden sind (aus TRAXLER, 1998).

Natürliche Störungen eines Experiments, wie Herbivorie durch Insekten, Schnecken oder Säuger (Kaninchen) und Pilzbefall können die Versuchsergebnisse maßgeblich beeinflussen (BAKKER, 1998; HANLEY et al., 1995; SILVA & TERESA, 1992). Herbivorie wird oft durch spezielle Schutzmaßnahmen ausgeschlossen. Unerwünschte Störungen sind jedenfalls genauestens zu protokollieren, da sie zu falschen Schlüssen in der Dateninterpretation führen können.

5 ERHEBUNGSPARAMETER UND UNTERSUCHUNGSMETHODEN

5.1 Vegetationsökologische Standardparameter und -methoden

Vegetationsökologische Monitoringmethoden und Erhebungsparameter sind im „Handbuch des Vegetationsökologischen Monitorings“ (TRAXLER, 1998) des Umweltbundesamtes Wien detailliert beschrieben und können dort nachgelesen werden. Sie werden an dieser Stelle nur exemplarisch aufgezählt. Diese gängigen Methoden wurden zur Untersuchung von (natürlichen) Pflanzenbeständen in einer Zeitreihe entwickelt. Für den Einsatz im Monitoring von GVO eignen sie sich daher vor allem zur Beobachtung und Überwachung auf der Ebene der Phytozoenosen (z. B. Wildkrautpopulationen). Für speziellere Fragestellungen, die auf Kulturpflanzen oder Einzelmerkmale abzielen, sind spezielle Methoden der Populationsbiologie und der Agrartechnik anzuwenden.

Häufige Untersuchungsparameter und Methoden:

- Deckungswerte
- Individuenzahlen (Dichte)
- Biomasse
- Frequenz
- Gesamtartenzahlen
- Phänologie
- Vegetationsstruktur (horizontale und vertikale).

Vegetationsökologische Methoden:

- **Vegetationsdeckung**
 - Visuelle Deckungsschätzung
 - Line-Intercept-Methode
 - Point-Line-Methode
 - Punkt-Quadrat-Methode
 - Point-Centered-Quarter-Methode
 - Planimetrieren von Deckungswerten mittels Fotografie oder Folienmethode
- **Individuenzahlen**
 - Zählung
- **Vegetationsstruktur und Biomasse**
 - Erntemethode
 - Höhenmessungen zur Phytomasseschätzung
 - Schätzmethode
 - Zählmethoden
 - Lichtmethoden
 - Bildanalysemethoden
- **Phänologie**
 - Phänologische Aufnahme nach DIERSCHKE (1972, 1989, 1994)
 - Phänologische Aufnahme der generativen Entwicklung (WEBER & PFADENHAUER, 1987)

• Frequenz

- Frequenzbestimmung nach Raunkiaer
- Punkt-Quadrat-Methode (Punkt-Berühr-Methode)
- Nested plots
- Frequency Score-Methode
- Importance Score-Methode.

Weitere Methoden:

- Fotomonitoring
- Kartierungen
- Fernerkundung
- Retrospektives Monitoring.

5.2 Invasionsbiologie

Die Invasionsfähigkeit der GVO wird oft mit dem Eindringen von Neophyten (exotic species model als Analogiemodell) in neue Lebensräume verglichen.

Zur Invasionsfähigkeit von GVO stellen sich zwei essentielle Fragen:

- Welcher Faktor entscheidet darüber, ob eine Art invasiv wird oder nicht?
- Welche Eigenschaften bestimmen darüber, ob und in welchem Ausmaß ein Ökosystem invadiert wird?

DRAKE et al. (1989) zeigen zusammenfassend die Grenzen der Vorhersagbarkeit ökologischer Folgen in biologischen Prozessen: Bislang ist es nicht gelungen, auf der Basis artspezifischer Merkmale sichere Prognosen zum zukünftigen Verhalten von Arten zu entwickeln. Zwar gibt es Merkmale, die das Invasionspotential einer Art begünstigen (aktuelle Übersicht bei REJMÁNEK, 1996), jedoch sichert das Vorhandensein solcher Merkmale (invasionsbegünstigende Eigenschaften) einen Invasionserfolg ebenso wenig wie ihr Fehlen ihn ausschließt (z. B. typische Unkraut-Merkmale) (WILLIAMSON, 1996). Zum Beispiel fehlt sehr erfolgreichen Annuellen und staudigen Ruderalarten das begünstigende Invasionsmerkmal der großen Pflanzhöhe. Dies gilt auch für die Erklärung des durchaus sehr unterschiedlichen Invasionserfolges nahe verwandter Arten (verändert nach KOWARIK, 1998). Unabhängig von den Kombinationen an invasiven Merkmalen, die eine Pflanze besitzt, wird sie sich in einem Gebiet etablieren, wenn sie positive Wachstumsraten erreicht. Auch wenn eine mathematische Korrelation zwischen den invasiven Merkmalen und der tatsächlichen Invasionsfähigkeit besteht, so erklärt diese Korrelation anhand der Britischen Flora nur 12 % der Varianz (PARKER & KAREIVA, 1996).

Folgende Merkmale zeichnen beispielsweise erfolgreiche Pflanzen (Neophyten) aus:

- Hohe Samenproduktion
- Giftige Inhaltsstoffe als Schutz vor Herbivorie
- Keimung an vielen Standorten möglich
- Dormanz der Samen (diskontinuierliche Keimung)
- Lange Lebensfähigkeit der Samenbank (Persistenz)
- Hohe Wachstumsraten (hohe potentielle Produktivität)
- Konkurrenzstärke

- Hohes Akklimatisierungspotential
- Gute Ausnutzung der Nährstoffe (Nährstoffpumpen)
- Entwicklungsvorsprung im Frühjahr.

KOWARIK & SCHEPKER (1999) betonen, daß die Vorhersagbarkeit des Invasionserfolges stark von anthropogen gesteuerten Faktoren (kultureller Faktorenkomplex) verfälscht wird. Wie schnell, wie stark und in welche Lebensräume eine nichteinheimische Pflanze eindringen kann, wird entscheidend von anthropogenen Aktivitäten gesteuert und nicht nur von den ökologischen Merkmalen der Pflanze selbst.

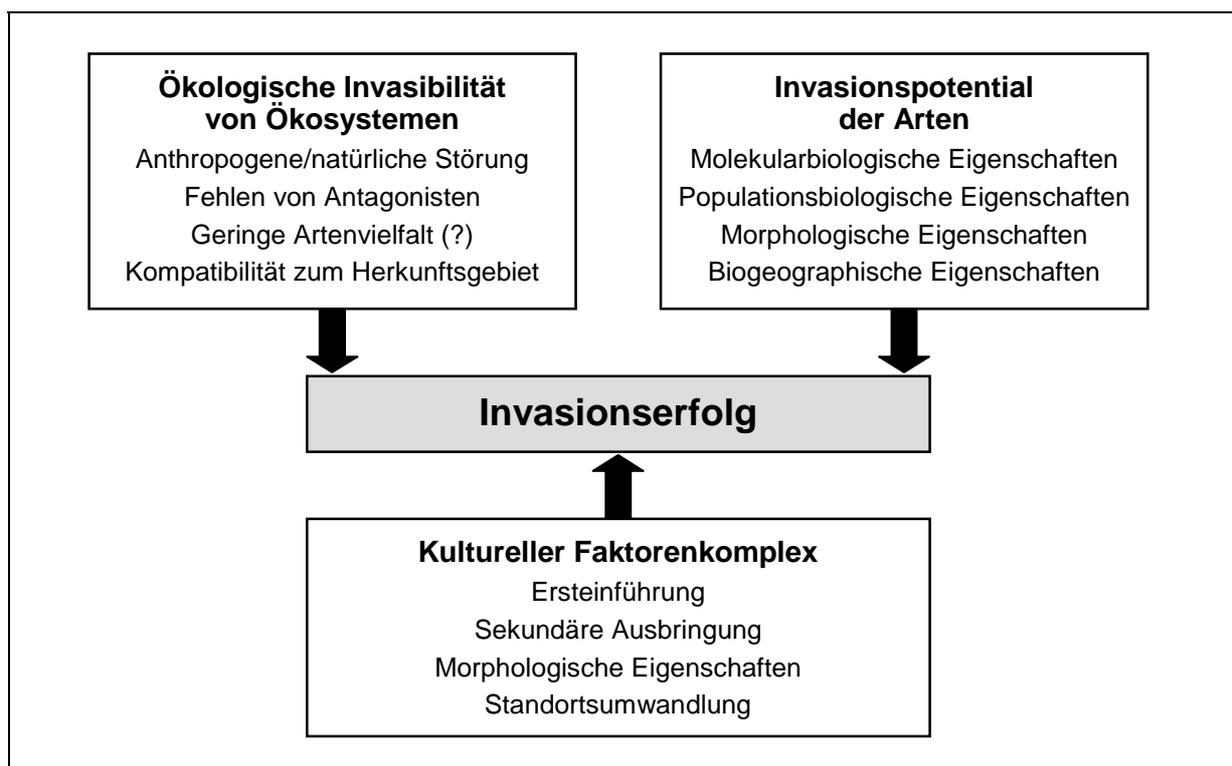


Abb. 12: Faktorenkomplexe, die den Invasionserfolg nichteinheimischer Pflanzen beeinflussen (verändert nach KOWARIK, 1999; Vortrag auf der 29. Jahrestagung der Gesellschaft für Ökologie, Bayreuth).

Die selbständige Einwanderung von Neophyten spielt meist eine geringere Rolle als die Ausbreitung durch den Menschen (z. B. empfehlen Fachzeitschriften der Imker die Ausbringung der Gattungen *Solidago*, *Impatiens* und *Heracleum* als Bienennahrung (KOWARIK mündl., 1999)).

Um die unterschiedlichen Faktorenkomplexe (Merkmale der invadierenden Art, Invasibilität des Standortes, abiotische Eigenschaften des Standortes) zu kombinieren, entwickelte HEGER (1999) eine These, die den Invasionsprozeß als stufenweise zu überwindende Engpässe darstellt. Eine Invasion kann nur stattfinden, wenn alle kritischen Stufen überwunden werden können.

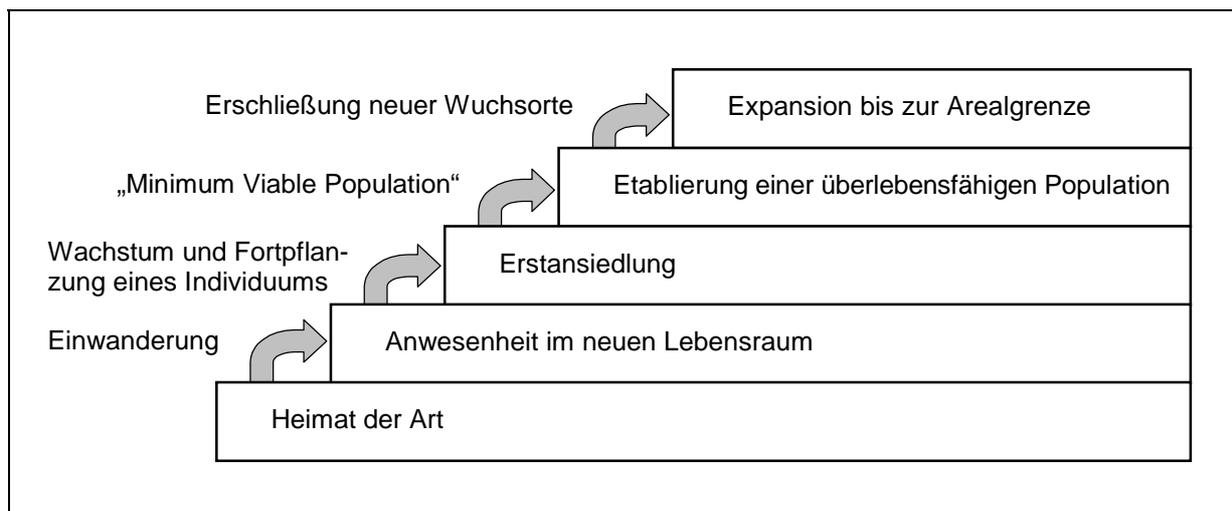


Abb. 13: Durchlaufen von mehreren Engpässen bei invasiven Prozessen (nach HEGGER, 1999; Vortrag, 29. Jahrestagung der Gesellschaft für Ökologie, Bayreuth).

Aus der Neophytenforschung weiß man, daß fremdländische Arten hauptsächlich in Lebensräume der planaren und kollinen Stufe eindringen, aber nicht in den alpinen Bereich. Extremstandorte wie Hochmoore sind ebenfalls neophytenfrei. Klimaxgesellschaften werden seltener besiedelt als Pionier- oder Dauergesellschaften.

Die Sicherheitsforschung und die Begleitforschung müssen vorerst das Invasionspotential von GVO anhand relevanter Merkmale untersuchen. Experimente zu veränderten Merkmalsausprägungen von GVO sollten aber nur als erster Anhaltspunkt zur Invasionsfähigkeit betrachtet werden. Die oft entscheidende anthropogene Mithilfe bei der Verbreitung der GVO kann in den Versuchen kaum erfaßt werden. Das anschließende Monitoring muß den tatsächlichen Invasionserfolg der GVO nach der Freisetzung kontrollieren. Da bei der Freisetzung in umgrenzten Versuchsfeldern nur die Invasion in Ackerrandflächen und feldnahen Bereichen überprüft werden kann, ist der Invasionserfolg ein Schwerpunktthema für das Monitoring nach dem Inverkehrbringen von GVO. Denn erst dann kann die Invasion der GVO in (weiter entfernte) Lebensräume und über lange Zeiträume kontrolliert werden. Die Kontrolle des Invasionserfolges nach dem Inverkehrbringen erfordert ein Langzeitmonitoring über mehrere Jahrzehnte. In der allgemeinen Überwachung sollten naturnahe Lebensräume und Schutzgebiete nach GVO oder deren Hybriden abgesucht werden, die mittels biochemischer Methoden (siehe Kapitel 5.7) zu identifizieren sind.

5.2.1 Messungen zum Invasionspotential

Zur experimentellen Messung, ob die transgen induzierte Herbizid- und Antibiotikatoleranz das ökologische Verhalten von GVO oder deren Hybriden verändert, entwickelten CRAWLEY et al. (1993) folgende Formel:

$$\lambda_1 = (1 - d_1 - g) + (1 - d_2) \bar{F}$$

λ = Invasionspotential ausgedrückt, als Abundanzzunahme (finite rate of increase)

d_1 = Verhältnis der Samen, die im ersten Jahr absterben

d_2 = Verhältnis der Samen, die im ersten Winter absterben

g = Verhältnis der Samen, die im ersten Frühjahr keimen

F = Durchschnittliche Anzahl der produzierten Samen, die aus einem Keimereignis stammen.

Ist das Invasionspotential einer Art in einem Feldversuch größer als 1 ($\lambda > 1$), so wird unter genau diesen Versuchsbedingungen eine Vergrößerung der Population prognostiziert. Das Ergebnis bezieht sich nur auf die gewählten experimentellen Bedingungen und es kann daher nicht vorausgesagt werden, ob sich ein GVO in einem anderen Lebensraum ebenso verhält.

Um die Parameter der Gleichung zu erhalten, müssen Untersuchungen zur Samenkeimung, Dormanz, Überlebensrate und Fruchtbarkeit durchgeführt werden.

Diese Untersuchungen sind in den relevanten Lebensräumen (Agrotome, Ruderallebensräume) durchzuführen, die als Trittbrett für weitere Ausbreitung fungieren können.

5.3 Versuchsdesign zur Bestimmung der Auskreuzungsfrequenz

Die Auskreuzungsrate von GVO wird meist mittels konventioneller Kulturpflanzen, die als Pollen-Fangpflanzen fungieren, bestimmt. Diese Fangpflanzen werden in Töpfen oder in Kontrollflächen um das zentrale Feld, das die transgenen Pflanzen enthält, positioniert.

Im Rahmen der „Post Trial Monitoring Studies“ (Belgien) wurde ein kreisförmiges und konzentrisches Design zur Untersuchung der Auskreuzungsrate und –entfernung für herbizidtoleranten Raps verwendet (PLANT GENETIC SYSTEMS, 1994).

Um einen kreisförmigen, zentraler Plot (\varnothing 1 m) mit konventionellem Raps wurde ein schmaler kreisförmiger Streifen (\varnothing 3 m) von transgenem Raps (Pollenspender) angebaut. Daran schließt außen ein kreisförmiges Feld (\varnothing 100 m) mit konventionellem Raps als Kontrollfläche für die Auskreuzungsfrequenz an.

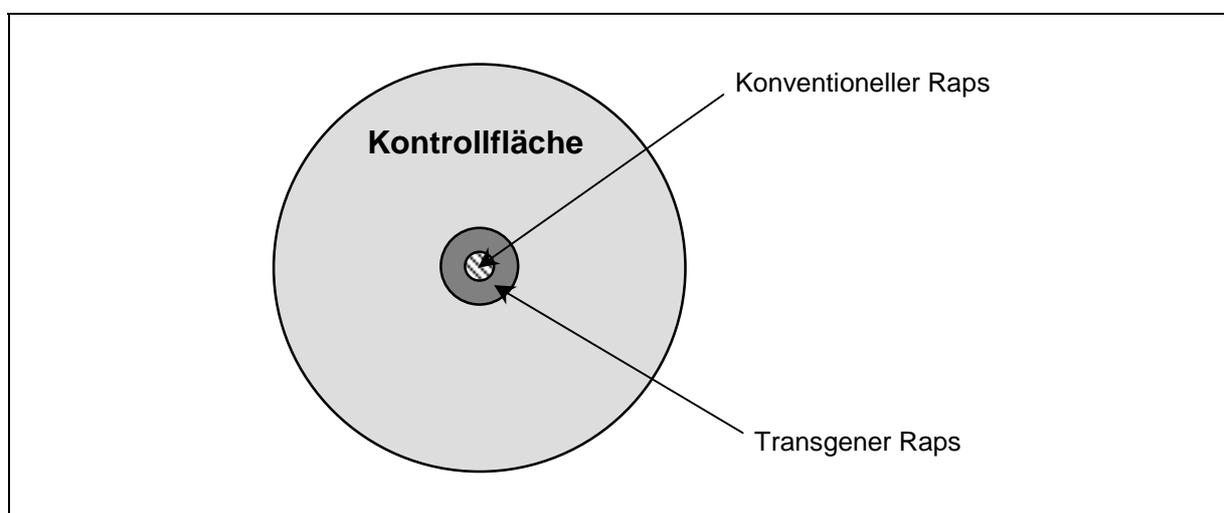


Abb. 14: Kreisförmiges Design zur Bestimmung der Auskreuzungsrate und –entfernung für herbizidtoleranten Raps.

In den beiden innersten Flächen werden zur Erntezeit die Samen geerntet. Auf der Kontrollfläche wurden die vegetativen Pflanzenteile entfernt aber die Samen auf der Fläche belassen. Um festzustellen, welche Auskreuzungsrate stattgefunden hat, wurden die Keimlinge am Kontrollfeld mit Basta® behandelt. Die räumliche Position und die Anzahl der überlebenden transgenen und daher herbizidtoleranten Hybriden wurde erhoben.

Bei Freisetzungsversuchen von herbizidresistenten Rapspflanzen in Niedersachsen (FELDMANN et al., 1998) wurde im Umkreis von 1.000 m um die Freisetzungsanlage eine regelmäßige Kontrolle auf transgenes Erbmateriale in verwandten Wildarten und potentiellen Kreuzungsartnern durchgeführt (biochemische Analyse siehe Kapitel 5.7.2).

Zusätzlich wurde in 6 m, 14 m (innere und äußere Mantelsaat) und 200 m (Raps-Fangpflanzen) Entfernung vom transgenen Rapsfeld die Auskreuzungsfrequenz auf konventionellen Raps untersucht. Die Auskreuzungsrate wurde in den Mantelsaaten biochemisch anhand der Samen bestimmt, bei den Fangpflanzen hingegen mit dem BASTA-Keimungstest.

Die Fangpflanzen werden in 200 m Entfernung um das transgene Rapsfeld in Töpfen aufgestellt. 15 der 22 Töpfe wurden mit männlich sterilen Fangpflanzen bestückt, die daher auf Fremdbestäubung angewiesen sind (die restlichen Pflanzen sind fertil) (siehe Abb. 15).

In den Mantelsaaten wurden Stichproben zu 2.000 Samen (insg. 64.000) gezogen. Bei den Fangpflanzen wurde das gesamte Saatgut analysiert (84.000-472.000 Samen).

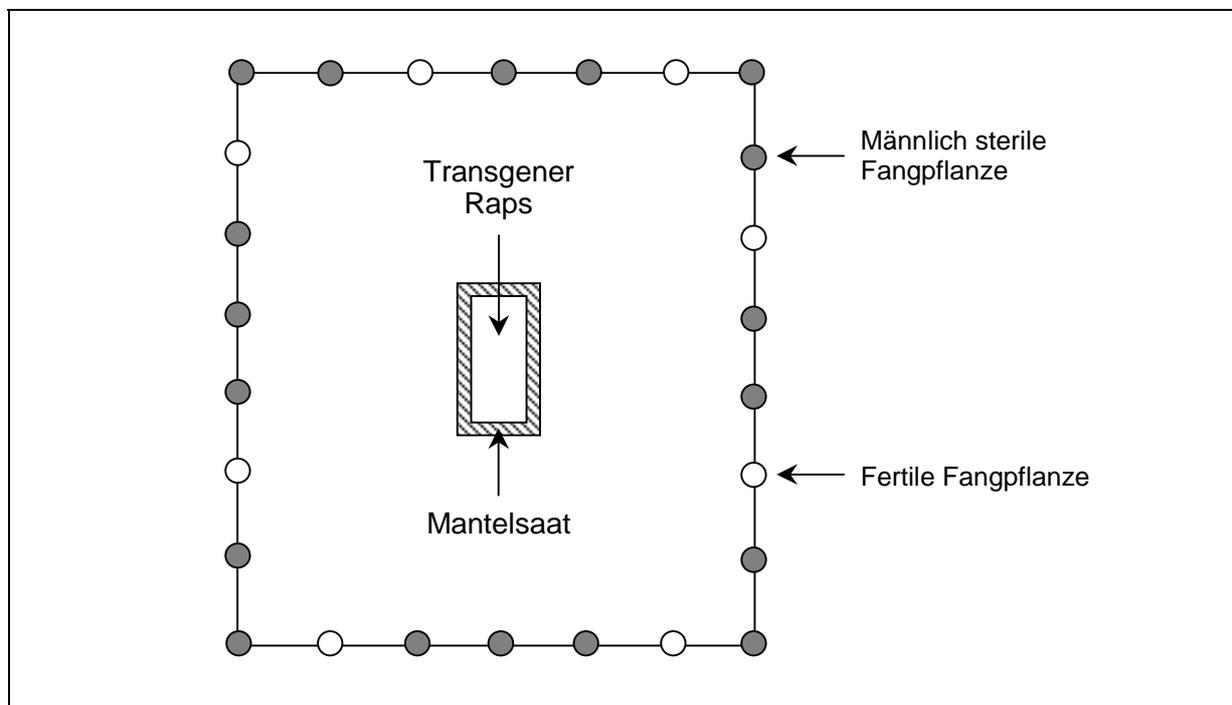


Abb. 15: Design zur Bestimmung der Auskreuzungsfrequenz von herbizidresistentem Raps mittels Fangpflanzen (verändert nach FELDMANN et al., 1998).

Beide dargestellten Versuchsdesigns scheinen für Untersuchungen zur Auskreuzungsfrequenz und -entfernung gut geeignet zu sein.

LAVIGNE et al. (1998) weisen darauf hin, daß die Untersuchungen der Pollenverbreitung an einzelnen Pflanzen extrem aufwendig sind, da für den Nachweis der seltenen Verbreitung von Pollen über lange Strecken viele Einzelpflanzen untersucht werden müßten. Daher beziehen sich die meisten Pollenfluguntersuchungen auf größere Pflanzenbestände als Pollenquelle. Die Ergebnisse sind aber in diesem Fall von der Feldform abhängig. LAVIGNE et al. (1998) verwenden ein Untersuchungsdesign mit einem großflächigen Bestand als Pollenspender, wobei aber dennoch die Wahrscheinlichkeit einer seltenen Pollenverbreitung über lange Distanzen für eine Einzelpflanze errechnet werden kann (mittels „Fourier transforms“). Die Tests erfolgten bisher nur als Computersimulation. Ein Feld aus 180 x 180 Zellen (grids) soll einem Rapsfeld von 1 ha entsprechen. In den zentralen 20 x 20 Zellen wird je eine für das Markergen homozygote Rapspflanze pro „Grid-Knoten“ angepflanzt. An allen anderen „Grid-Knoten“ wach-

sen Pflanzen, die an dieser Stelle homozygot für ein rezessives Allel sind. In der äußersten Gridzeile des Versuchsfeldes werden 29 x 29 männlich sterile Rapspflanzen als Pollenempfänger plaziert. Freilandergebnisse stehen noch aus.

Das hier beschriebene Experiment (bzw. Simulation) gibt eher die Auskreuzungswahrscheinlichkeit wieder. Pollenflug/Pollenverbreitung ist aber nicht durch Auskreuzung meßbar, sondern sollte **direkt** durch geeignete Methoden (Staubproben aus der Luft, Bienenstöcke) untersucht werden!

Eine zusammenfassende Literaturübersicht über Pollenflugdistanzen und Auskreuzungsfrequenzen von Raps geben AMMANN & VOGEL (1999).

5.4 Konkurrenzversuche

Die Konkurrenz gilt als einer der wichtigsten Faktoren, die die Verbreitung von Arten (KEDDY et al., 1998) und die Zusammensetzung von Pflanzengemeinschaften bestimmen. Konkurrenz ist ein relativer Sammelbegriff für die Beziehung zwischen mindestens zwei Individuen oder Organismen.

Eines ist in der Konkurrenzforschung besonders auffällig: Es existieren viele Modelle und Hypothesen. Nur als Beispiel: „Wit-Model“, „Discrete Lotka-Volterra Competition Model“, „Hyperbolic Competition Model“, „Ressorceratio-Hypothese von Tilman“, „Constraint Lines“ usw.. Diese Modelle und Hypothesen sind kennzeichnend für eine Forschungsrichtung, die große Probleme hat aufgrund von experimentellen Glashausversuchen, auf die Konkurrenzverhältnisse in der Natur zu schließen. Als Beispiel für die große Diskrepanz der Laborversuche mit den augenscheinlichen Beobachtungen im Freiland, seien die Konkurrenzversuche von BREWER et al. (1998) zitiert. Während *Juncus gerardii* im Glashausversuch höhere Konkurrenzfähigkeit als *Distichlis spicata* aufwies, kommt diese im Freiland häufiger und mit mächtigem klonalen Wachstum vor. *Distichlis spicata* kann nämlich die Standortsbedingungen besser ausnützen. Würde von den Ergebnissen dieses Glashausversuches auf das Freilandverhalten der betreffenden Arten geschlossen werden, so würde diese Hypothese falsch sein. In einer weiteren Untersuchung weisen CONNER & ZANGORI (1998) nach, daß die UV-B-Strahlung bei *Brassica nigra* und *B. rapa* unter Freilandbedingungen höhere Schäden und Fitneßverluste verursacht, als das im Glashausversuch gemessen werden konnte. Als Grund wird vermutet, daß der Wasser- und Nährstoffstreß die Fitneß im Freiland weiter herabsetzt. Aufgrund dieser beiden Beispiele sollte die Aussagekraft von Glashausversuchen kritisch bewertet werden.

Konkurrenzskraft ist immer eine Frage der konkreten Standortsbedingungen. Arten sind nur in ihren optimalen Lebensräumen konkurrenzstark, unter ungünstigen Standortsbedingungen hingegen nicht. Meist wird in den Versuchen nicht die Konkurrenz gemessen, sondern nur einzelne Fitneßparameter, wie z. B. die Biomasse. Aufgrund der Ergebnisse wird dann von der Biomasseentwicklung zweier Pflanzen auf die Konkurrenz geschlossen. Die Ergebnisse dieser Laboruntersuchungen, die unter vereinfachten Bedingungen durchgeführt wurden, sind ebenfalls kritisch zu bewerten.

Kommt es zwischen Pflanzen zur Konkurrenz, so kann das zur Mortalität oder zu spezifischen phänotypischen Erscheinungen (Veränderung z. B. der Größe oder der Verzweigung) der konkurrenzschwächeren Art führen (KLEIN & STADLER, 1999). Im Keimlingsstadium kann die Konkurrenz bereits nach etwa vier Wochen wirksam werden (BEYSCHLAG, 1999 anhand von vier Pflanzen von Binnendünen). Die Konkurrenz mittels unterirdischer Pflanzenteile wirkt in manchen Fällen vermutlich dominanter als die Konkurrenz von oberirdischen Pflanzenteilen.

Merkmale, die eine hohe Konkurrenzkraft ermöglichen, sind z. B. Pflanzengröße, Biomasse und phänotypische Plastizität. Das sind beispielsweise Untersuchungsparameter der Begleitforschung, um Indizien zur Konkurrenzstärke von Arten zu gewinnen. Die einzelnen Pflanzenmerkmale, die eine Konkurrenzsituation herbeiführen können, geben aber noch keine sichere Auskunft darüber, ob sich eine Pflanze unter konkreten Freilandbedingungen (z. B. im Acker) tatsächlich konkurrenzstark verhält.

Die potentielle Konkurrenzstärke mittels C-S-R-Strategietypen nach GRIME (1979) wurde für viele Wildpflanzen deskriptiv auf Freilandbeobachtungen basierend ermittelt. Die Zuweisung von Strategietypen eignet sich speziell für die Interpretation auf der Ebene von Pflanzengesellschaften, wenn stärkere Veränderungen der Standortsbedingungen oder der Managementmaßnahmen erwartet werden. FRANK & KLOTZ (1990) haben das System von GRIME (1979) folgendermaßen verändert (siehe Tab. 8):

Tab. 8: Aufzählung der Strategietypen mit Kürzel, aus SCHMIEDEKNECHT (1995). Die drei Grundtypen (C, S, R) teilen sich in mehrere Übergangsformen auf.

C	Konkurrenzstrategen
S	Streßstrategen
R	Ruderalstrategen
CR	Konkurrenz-Ruderalstrategen
CS	Konkurrenz-Streß-Strategen
SR	Streß-Ruderal-Strategen
CSR	Konkurrenz-Streß-Ruderal-Strategen

Ruderalstrategen sind beispielsweise einjährige Wildkräuter, die in hochproduktiven und daher oft gestörten Äckern vorkommen. **Streßstrategen** kommen in Habitaten vor, in denen ein Umweltfaktor limitierend wirkt (Bsp.: Nährstoffarmut), und die Pflanzen dieses Defizit kompensieren müssen. **Konkurrenzstrategen** sind meist schnellwüchsige Arten, die an nährstoffreichen, wenig gestörten Plätzen vorkommen (BUNCE et al., 1993).

Die drei entscheidenden Faktoren, die für die Strategietypeneinteilung nach BUNCE et al., 1993 verwendet wurden, sind Konkurrenz, Streß und Störungsregime. Die Vegetation von Dauerflächen kann in **Strategie-Diagrammen** dargestellt werden (siehe Abb. 16). Es kann dadurch das Strategietypenspektrum mehrerer Lebensräume verglichen werden. Ein Vergleich des Strategietypenspektrums in einer Zeitreihe kann eine ökologische Veränderung aufzeigen (siehe Abb. 17) (verändert nach TRAXLER, 1998).

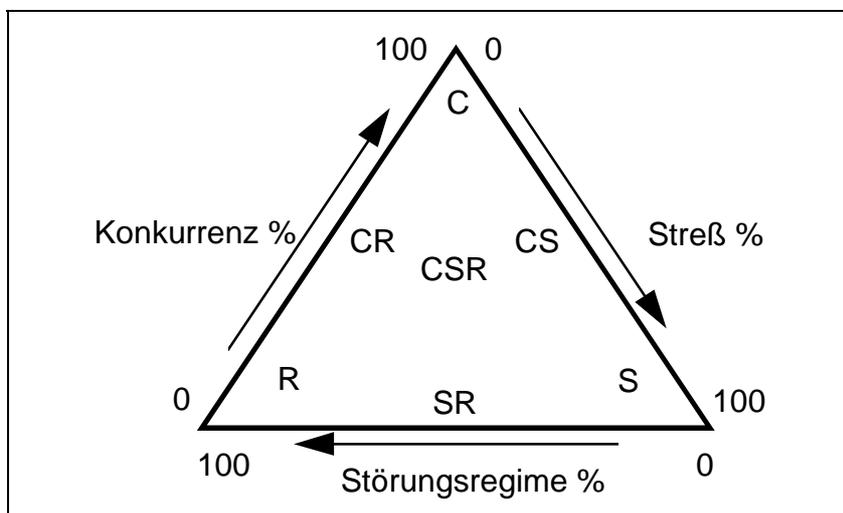


Abb. 16: Strategiediagramm nach BUNCE et al. (1993).

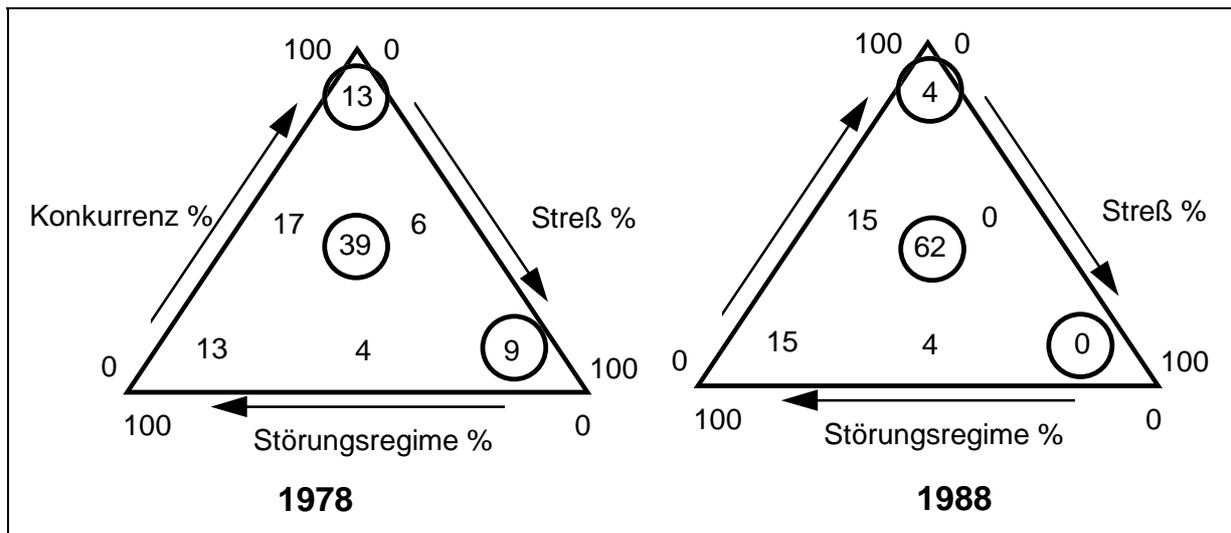


Abb. 17: Veränderungen des Strategietypenspektrums einer Dauerfläche zwischen 1978 und 1988. 1988 nehmen die Konkurrenz- und Streßstrategen zugunsten der Generalisten ab (aus BUNCE et al. 1993)

Dieses Strategietypenkonzept kann als erster Anhaltspunkt für weitere Untersuchungen dienen.

Für das ökologische Monitoring ist beispielsweise entscheidend, ob ein GVO unter Feldbedingungen schützenswerte Wildkräuter stärker verdrängt, als eine vergleichbare konventionelle Kulturpflanzensorte. In der Begleitforschung für GVO fungiert hingegen anstatt der Wildkräuter oft die Wintergerste als Konkurrent für transgenen Raps. Diese Versuche liefern zwar erste Anhaltspunkte für das Konkurrenzverhalten von GVO, sagen aber prinzipiell noch nichts über das Konkurrenzverhalten gegenüber anderen Pflanzen aus. *Sinapis arvensis* dient ebenfalls als Vergleichspflanze mit verstärkten Wildkrauteigenschaften für die Festlegung der Konkurrenzkraft von Raps. Weitere Vergleichspflanzen sind *Phleum pratense*, *Trifolium pratense*, *Lolium perenne*, *Chamomilla recutita* (KJELLSON & SIMONSEN, 1994).

Das Konkurrenzverhalten der GVO sollte schwerpunktmäßig in geschlossenen Systemen und in Freisetzungsversuchen untersucht werden. In Glashausversuchen sollten vorerst Merkmale gemessen werden, die für potentiell konkurrenzstarke Arten typisch sind (Vergleich mit der konventionellen Sorte). Zugleich können aber im Glashaus auch interspezifische Konkurrenzversuche durchgeführt werden, welche die Situation am Ackerrand, an Ruderalstandorten oder im Grünland simulieren und nicht nur das Verhalten in der Ackerfläche. Auf diesen Ergebnissen basierend, sollten Freilandversuche durchgeführt werden, wobei ebenfalls Ackerrandstreifen, Brachen, Grünland und Ruderalstandorte einbezogen werden sollten. Das sind Habitate der Kulturlandschaft, in welche der GVO unbeabsichtigt rasch eindringen könnte.

Konkurrenzversuche finden meist unter experimentell veränderten (vereinfachten) Bedingungen statt und können in wenigen Jahren abgeschlossen werden. Daher sind diese Untersuchungen nach dem Inverkehrbringen des GVO kaum mehr notwendig und werden beispielsweise durch das Monitoring des Invasionserfolges von GVO ersetzt.

5.4.1 Methodik der Konkurrenzversuche

Konkurrenz wird meist durch Messung von Fitneßparametern (Biomasse, Samenzahl usw.) bei unterschiedlichen Arten, in experimentell gewählten Mischungsverhältnissen untersucht (DAMGAARD, 1998). Man unterscheidet intraspezifische (innerhalb einer Art) und interspezifische (zwischen verschiedenen Arten) Konkurrenzversuche. In Bezug auf ökologisch relevante Nichtziel-Ökosysteme wären interspezifische Konkurrenzversuche mit relevanten Kom-

petitoren (z. B. Wildkräuter von Ackerrandstreifen) eine direkte Möglichkeit, Umweltwirkungen von GVO zu überprüfen. Meist werden Konkurrenzversuche jedoch intraspezifisch (GVO mit konventioneller Vergleichssorte) oder interspezifisch, aber mit nicht relevanten Konkurrenten (z. B. Gerste) durchgeführt. Trotz dieser vereinfachten und indirekten Konkurrenzversuche werden die Ergebnisse im allgemeinen auf Nichtziel-Ökosysteme übertragen. Wenn sich eine transgene Rapspflanze in intraspezifischen Konkurrenzversuchen genauso wie die konventionelle Vergleichssorte verhält, sagt das nicht aus, ob sich beide Sorten z. B. im Konkurrenzverhalten gegenüber der Kornrade ebenfalls ohne signifikanten Unterschied verhalten. Das sind Vermutungen, die auf dem Ähnlichkeitsprinzip beruhen und keine abgesicherten wissenschaftlichen Aussagen.

Mittels Konkurrenzversuchen kann das Konkurrenzverhalten der GVO gegenüber den Unkräutern im Acker festgestellt werden. Aus agronomischer Sicht werden konkurrenzstarke Kultursorten bevorzugt, da sie nur minimale Unkrautbekämpfung erfordern. Ein Versuchsbeispiel dazu ist die Untersuchung von BARTSCH (1994) zur Ermittlung des erzielten Erntegewichtes einer transgenen Zuckerrübensorte bei unterschiedlichen Dichten an Verunkrautung mit *Chenopodium album*. Zur Feststellung der intraspezifischen Konkurrenz (innerhalb einer Art) wird in einem weiteren Beispiel ebenfalls das **Trockengewicht (Biomasse)** der in Monokultur gezogenen Versuchspflanze in Abhängigkeit von der Pflanzendichte gemessen (FREDSHAVN & POULSEN, 1994). Diese Untersuchungen dienen aber vor allem der Kontrolle der landwirtschaftlichen Produktion und nicht dem ökologischen Umweltmonitoring.

Intraspezifische Konkurrenzversuche können auch mittels Regressionsmodellen, die auf Fitneßparametern und abiotische Ressourcen (z. B. Bodenwasserhaushalt) basieren, durchgeführt werden (VARGA-MENDOZA & FOWLER, 1998). Ebenfalls intraspezifische Konkurrenzversuche an herbizid-tolerantem Chicoree führten LAVIGNE et al. (1995) durch. Der transgene Chicoree wird in Konkurrenzversuchen im direkten Vergleich mit einer konventionellen Sorte in einem Habitat, in dem keine Herbizidanwendung erfolgt, auf Fitneßparameter untersucht. Es soll ausgetestet werden, ob die herbizidresistenten Pflanzen in naturnahen Habitaten aufgrund von möglichen pleiotropen Effekten einen Konkurrenzvorteil erhalten haben. Folgende Fitneßparameter wurden gewählt: Biomasse, Pollenproduktion, Pollenfertilität, Keimrate, Keimgeschwindigkeit und Samenproduktion. Diese Parameter werden unter den Konkurrenzbedingungen der **Pflanzendichte** (2, 12, 24, 48, 64 Pflanzen/m²) und dem **Verhältnis der Konkurrenten** (100:0, 50:50, 0:100) in 1 x 0,5 m großen Plots untersucht. Es muß klar unterstrichen werden: Dieser Versuch schließt nur indirekt, über den Vergleich des GVO mit einer konventionellen Sorte, auf die Konkurrenzwirkung des GVO mit andere Konkurrenten in anderen Lebensräumen!

Eine direkte Methode, um das interspezifische Konkurrenzverhalten (innerhalb mehrerer Arten) zu untersuchen, ist die **Substitutionsrate** (substitution rates). Darunter versteht man die Anzahl der Konkurrenzpflanzen, die notwendig sind, um eine Pflanze der anderen Art zu verdrängen (FREDSHAVN & POULSEN, 1994). Als meßbare Parameter zur Ermittlung der Substitutionsrate wurden Biomasse und Pflanzendichte erhoben.

Neben der häufig untersuchten Konkurrenzkraft (= die Fähigkeit, Nachbararten zu unterdrücken), wird der Fähigkeit, Konkurrenz zu ertragen („Competitive Response“), weniger Beachtung geschenkt (KEDDY et al., 1998). Die „**Mean Competitive Response**“ (R_m) wird mit folgender Formel ausgedrückt:

$$R_m = \frac{(x_1 - x_2)}{x_1} \times 100$$

x_1 = Biomasse der Pflanze in Monokultur;

x_2 = Biomasse der Pflanze in Mischbeständen.

Wenn die Biomasse sowohl in der Monokultur, als auch im Mischbestand ungefähr gleich ist, erhält die Pflanze einen kleinen Wert für R_m . Das bedeutet nicht, daß die betreffende Pflanze konkurrenzstark ist, und andere Arten unterdrückt, sondern, daß die Pflanze Konkurrenz gut erträgt. Die „Competitive Response“ ist nicht mit der Biomasse korreliert, die Konkurrenzstärke hingegen schon.

DAMGAARD (1998) kritisiert, daß die untersuchte Pflanzendichte meist als lineare Funktion dargestellt wird, wobei der **kritische Schwellenwert** der Pflanzendichte, ab dem ein Effekt beobachtbar wird, meist vernachlässigt wird. Weiters wird oft aufgrund von beobachteten Veränderungen auf Konkurrenzeffekte geschlossen, obwohl keine statistisch signifikanten Unterschiede in den Konkurrenzkoeffizienten zu finden sind. Ein weiterer Kritikpunkt ist, daß von Ergebnissen der Glashausexperimente ungerechtfertigt auf die Konkurrenzverhältnisse in natürlichen Beständen geschlossen wird.

Ein Vergleich der Fitneßparameter in einem gemischten Bestand mit der Fitneß in einem Reinbestand wird als Wit-Modell bezeichnet. DAMGAARD (1998) benützt hingegen ein „Hyperbolic Competition Model“, das für die Risikoabschätzung von Arten herangezogen werden kann, die in wenig- bis vielartige Bestände eindringen. Die Wahrscheinlichkeit der vier Konkurrenzszenarien kann berechnet werden (hier nur für 2 Arten):

- 1) Koexistenz,
- 2) nur Art A,
- 3) nur Art B,
- 4) keine von beiden Arten überleben.

Im Fall 1-3 ist das Ergebnis vermutlich von der Pflanzendichte im Experiment unabhängig.

5.4.2 Relativer Lichtgenuß als Konkurrenzfaktor für Wildkräuter

Als Untersuchungshypothese wird angenommen, daß konkurrenzschwache, lichtliebende Wildkräuter bei erhöhten Hektarerträgen (Zunahme der Biomasse) von der Kulturpflanze stärker verdrängt werden. Nach BISCHOFF (1996) existiert eine indirekte Korrelation zwischen Biomasse der Kulturpflanze und der Biomasse der Ackerwildkräuter, sowie zum relativen Lichtgenuß an der Bodenoberfläche.

SUNDERMEIER (1998, 1999) beschreibt 3 Methoden zur Lichtmessung in Vegetationsbeständen (Messung mit punktförmigen und stabförmigen Sensoren und mittels LAI-Meßgerät), die für diese Teilbereiche der Konkurrenzuntersuchungen verwendet werden können.

- 1) Ein **punktförmiger Lichtsensor** wird in verschiedenen Höhen in den Bestand gehalten, und die photosynthetisch aktive Strahlung oder Gesamtstrahlung je Schicht gemessen. Ein zweiter Sensor über dem Bestand liefert Referenzwerte, um die relative Beleuchtungsstärke in jeder Schicht zu berechnen. Ist kein zweiter Sensor verfügbar, kann eine Referenzmessung auch vor und nach den Messungen im Bestand erfolgen.
- 2) Im **Sunfleck-Ceptometer** sind je nach Bauart 40 bzw. 80 punktförmige Lichtrezeptoren in 1 cm Abstand in einen hohlen Stab eingebaut. Der Stab ist mit einem lichtdurchlässigen Plastik abgedeckt. Bei jeder Messung wird der Mittelwert aller Rezeptoren ausgegeben. So treten die hohen Varianzen, die bei der Verwendung eines unbeschatteten punktförmigen Sensors entstehen, nicht auf, eine Beschattung der Meßstelle an Strahlungstagen entfällt. Bei direkter Sonneneinstrahlung bietet das Gerät die weitere Option, den Anteil Lücken im Bestand zu messen, d. h. den Anteil des Stabes, auf den direktes Sonnenlicht fällt, zu quantifizieren. Dazu wird dem Gerät ein Schwellenwert vorgegeben (dieser kann eingestellt oder automatisch errechnet werden). Das Gerät gibt nun aus, wie viele seiner Lichtrezeptoren bei einer Messung Licht über dem gesetzten Schwellenwert empfangen.

3) Der „**LAI-Analyzer**“ (PAI-Meßgerät) arbeitet mit einer himmelwärts gerichteten Fischaugen-Linse. Licht, das aus Winkeln von 0-74° auf die nach außen gewölbte Linse auftrifft, wird über ein Linsensystem an fünf verschiedene Detektoren weitergeleitet, jeder mißt nur das Licht, das aus einer bestimmten Richtung auftrifft. Bei einem Meßpaar aus einer Messung über und einer im Bestand ergeben sich demnach zehn Meßwerte. Daraus werden PAI und durchschnittliche Blattwinkelstellung in einem bestimmten Volumen um den Sensor errechnet.

Die Methoden arbeiten nicht destruktiv und gehören zu den schnellsten Verfahren zur Messung der Vegetationsstruktur (1-2 Minuten pro Probe), da die Meßgeräte schnell ansprechen und einfach zu handhaben sind. Eine ausführlichere Methodenbeschreibung findet sich bei SUNDERMEIER (1998, 1999).

5.5 Untersuchungen zur Diasporenbank und zum Diasporenfall

Diasporen sind „ausbreitungsbiologische, funktionelle Einheiten“ die sowohl generativen (Samen, Früchte) als auch vegetativen Ursprungs (z. B. Brutknollen, Stolonen) sein können (TISCHEW, 1994). Meist beziehen sich die ökologischen Arbeiten nur auf die generativen Einheiten (Samenbank). Die Samenbank ist der Vorrat an vergrabenen Samen im Boden.

Die Samenbank wird von THOMPSON & GRIME (1979) in 2 Typen mit je 2 Untertypen eingeteilt:

Vorübergehende (transiente) Samenbank

I: Die Samen können sofort keimen, bleiben aber nicht bis in das nächste Jahr überlebensfähig.

II: Die Samen können sofort keimen, bleiben aber bis in das folgende Frühjahr keimfähig.

Persistente (resistente) Samenbank

III: Die Samen keimen bevorzugt im Herbst, aber eine kleine persistente Samenbank überdauert (Winterannuelle).

IV: Eine große überdauernde Samenbank wird angelegt.

Innerhalb der Arten der Britischen Flora tendieren jene mit dem Samenbanktyp III zur Zunahme und jene mit Typ II verstärkt zur Abnahme (GRIME, 1989). Diese Beobachtungen sind für die Invasionsproblematik von GVO relevant.

Ein wesentlicher Mechanismus besonders in persistenten Samenbanken ist die Dormanz, die das Überleben der Samen über längere Zeiträume ermöglicht. Die Samen besitzen in der Dormanzphase einen (reduzierten) Stoffwechsel, können aber nicht keimen. Man unterscheidet zwischen genetisch vorprogrammierter (saisonaler, primärer, innerer) Dormanz und induzierter (sekundärer) Dormanz, die durch ungünstige Bedingungen ausgelöst wird.

Die Samenbank gibt besonders bei einjährigen Pflanzen ein verlässlicheres Bild über den lokalen Gefährdungsgrad und die Veränderungen in der Population als die Erfassung der oberirdisch sichtbaren Pflanzenteile. Annuelle und Ephemere zeigen sich in der aktuellen Vegetation oft unregelmäßig und nur unter günstigen Bedingungen. Das ist ein durchwegs normales Verhalten, das aber schwer interpretiert werden kann. Besonders in der Agrarlandschaft können Wildkräuter an bestimmte Phasen der Fruchtfolge gebunden sein und dadurch nur unregelmäßig und selten auftreten.

In einer interessanten Studie (McCUE & HOLTSFORD, 1998) über eine sehr selten einjährige Pflanze (*Clarkia springvillensis*) wurde nachgewiesen, daß die genetische Diversität in der

Samenbank größer war, als in der Pflanzenpopulation. Samenbanken können daher in der Erhaltung der genetischen Diversität von seltenen Ackerwildkräutern eine wichtige Rolle einnehmen.

Die Untersuchung der Samenbank kann mittel- bis langfristig das Potential des Ackerstandortes verlässlich nachzeichnen, und damit auch unbeständige Arten besser erfassen. Floristische Erhebungen sollten aber zusätzlich durchgeführt werden, um eine Korrelation zwischen Samenbank und aktueller Vegetation herstellen zu können.

Ackerwildkräuter besitzen meist eine kurz- bis mittelfristig persistente Diasporenbank. Beispielsweise war erst 20 Jahre nach der Umwandlung von Acker in Grünland die ursprüngliche Samenbank der Ackernutzung weitgehend erloschen (WALDHARDT et al., mündl. 1999). Daher müssen die Samen zumindest mittelfristig nachgeliefert werden, um ein dauerhaftes Vorkommen auf einer Fläche zu erhalten (ALBRECHT, 1994; SCHNEIDER et al., 1994). Ebenso läßt sich aus dem Vergleich mit unbeeinflussten Referenz-Samenbanken ein Gefahrenpotential (Verarmung) schon frühzeitig ablesen, als durch die reine Beobachtung der oberirdischen Pflanzenteile. Die Zahl an keimfähigen Samen einer Art in der Samenbank mißt direkt die Fitneß einer Population (Beitrag für die Nachkommen) und nicht nur das Auftreten der Pflanze!

Oft werden zusätzlich zu Samenbankuntersuchungen auch Experimente zum **Diasporenfall** (Samenregen) durchgeführt. Die Samenbank einer Fläche kann durch den Bestandesdiasporenfall und den Fremdeintrag aus anderen (oft benachbarten) Flächen aufgefüllt werden. Die Wirkung des Fremdeintrages wird generell geringer eingestuft, wobei aber vereinzelt massiver Sameneintrag von entfernten Diasporenquellen erfolgen kann. Die natürlichen Ausbreitungsdistanzen durch Samen bei Ackerwildkräutern liegen selten weiter als 100 m (SCHNEIDER et al., 1994). Es ist aber anzunehmen, daß mittels landwirtschaftlicher Arbeitsmaschinen weitreichende Samenverbreitung zielgerichtet von einem Acker zum nächsten erfolgen kann.

5.5.1 Methodik zur Untersuchung der Samenbank

Eines sei vorangestellt: Untersuchungen zur Samenbank sind extrem zeitaufwendig.

Zur Untersuchung der Samenbank muß Bodenmaterial mittels normiertem Verfahren (Stechzylinder) als Standardprobeneinheit gesammelt werden. Dabei spielt vor allem die Tiefe, also der Bodenhorizont, aus dem die Probe gewonnen wird eine große Rolle. Die meisten Samen liegen zwischen 0-10 cm unter der Oberfläche. Mittels Profilproben kann auch eine Vertikalverteilung der Samenbank untersucht werden.

FISCHER (1987) verwendet einen Stechzylinder mit 40 cm² Oberfläche, 7,2 cm Durchmesser und 6,2 cm Tiefe (250 cm³). Eine Standardprobeneinheit umfaßt drei eng benachbarte Zylinderproben. Diese Standardprobeneinheit wird in einem homogenen Vegetationsbestand 4-7 mal wiederholt.

TISCHEW (1994) entnimmt Bodenmaterial aus 72 Zylindereinstichen (2 cm Durchmesser) pro Untersuchungsvariante in einer Bodentiefe von 0-10 cm und faßt dies als Sammelprobe zusammen (insg. 2261 cm³).

Grundsätzlich stehen für die Analyse der Bodenproben

- Auflaufverfahren (Keimungsmethode) und
- Auswaschungsmethoden

zur Verfügung.

Bei den häufig verwendeten **Auflaufverfahren** werden die Proben in Schalen auf ein samenfreies Keimbett (z. B. sterilisierte Erde, Sand) in dünnen Schichten aufgebracht (geschützt vor weiterem Sameneintrag!). In einem Glashauss können dabei annähernd Freilandbedingungen

hergestellt werden. Der Winter kann dabei durch kurzzeitige Kältebehandlungen simuliert werden. Die Keimlinge werden gezählt und bestimmt. Es wird dadurch die Zahl der keimfähigen Samen ermittelt, was ökologisch relevanter ist als die Anzahl der lebenden Samen. Der Nachteil der Methode liegt in der Dauer dieser Experimente. Um Samen mit primärer Dormanz zu erfassen, müssen die Proben oft über mehrere Jahre beobachtet werden. FISCHER (1987) empfiehlt als Expositionsdauer für Proben aus Grünlandbeständen zwei Vegetationsperioden.

Bei **Auswaschungsmethoden** werden die Samen mittels Lösungen vom Bodensubstrat getrennt. Für qualitative Daten genügt eine optische Bestimmung der Samen; für quantitative Aussagen zur Keimfähigkeit sind Lebenstests und/oder Keimtests notwendig. Selten wird auch die Trennung der Samen vom Bodenmaterial mittels Rüttelsiebung durchgeführt.

Auswaschungsmethoden sind extrem zeitaufwendig und z. T. methodisch sehr problematisch, was die Aussagekraft der Ergebnisse einschränkt.

Aufgrund der Oberfläche der Einstiche und den begleitenden Diasporenfalluntersuchungen kann der Diasporenbank/Diasporenfall-Koeffizient ermittelt werden. Dadurch wird der prozentuale Anteil der Diasporen abgeschätzt, der die Diasporenbank in einer bestimmten Beobachtungsperiode auffüllt (TISCHEW, 1994).

$$\alpha_{DB-DF} = \frac{DB}{DF_{t-1}} \times 100\%$$

DB = Diasporenbank des jeweiligen Versuchsjahres

DF_{t-1} = Diasporenfall des Vorjahres

Als Untersuchungshypothese für das Monitoring von GVO könnte folgendes formuliert werden: Jede Veränderung der Bewirtschaftung (Fruchtfolge, Herbizideinsatz, Bodenbearbeitung) führt zu veränderten Gemeinschaften an Ackerwildkräutern. Dieser hypothetische Effekt lässt sich mittels Samenbankuntersuchungen in einer Zeitreihe von 10-20 Jahren überprüfen.

5.5.2 Fragestellungen zur Samenbank

Es kann sowohl der Anteil und die Persistenz der GVO in der Samenbank als auch die Zusammensetzung der Wildkrautflora in der Samenbank erfaßt werden.

Häufig behandelte Fragestellungen sind:

- Raum-zeitliche Entwicklung der Diasporenbank,
- Beziehung der aktuellen Vegetation zur Diasporenbank,
- Struktur der Diasporenbank im Vertikalprofil,
- Auffüllen der Diasporenbank,
- Abbau der Diasporenbank,
- Persistenz, Dormanztypen.

5.5.3 Methodik zur Untersuchung des Diasporenfalls

Mittels Diasporenfallen können die Ausbreitungsgeschwindigkeit und –distanzen der Samen von GVO untersucht werden. Weiters kann aber auch das Auffüllen der Samenbank beobachtet werden.

FISCHER (1992) skizziert anhand einer Literaturübersicht folgende Methoden zur Messung des Diasporenfalls:

Auffangen der Diasporen auf ausgelegten Tüchern

Um einzelne samenreife Arten werden Tücher aufgelegt und die herabfallenden Samen gezählt.

Keimbettfallen

Ein Behälter mit samenfreiem Bodenmaterial wird in den Boden eingesenkt und dient als Samenfalle. Das Substrat ist das Keimbett für die eingetragenen Diasporen (Auflaufverfahren).

Klebefallen

Eine Platte mit nicht trocknendem Haftmittel wird im Bestand angebracht.

Naßfallen

In den Fallen befindet sich Flüssigkeit mit einem abschließenden Paraffinölfilm, um die Verdunstung zu verhindern.

Trockenfallen

Die Samen werden in einem Trichter gesammelt, der Regenwasser ableiten kann oder vor Regen geschützt wird.

Aus der neueren Literatur geht hervor, daß sich die Trockenfallen am besten bewährt haben.

Bei den anderen Methoden mußten die Samen z. B. zeitaufwendig von eingetragenen Insekten und Sand getrennt werden oder es kam zu verzerrten Ergebnissen durch methodeneigene Fehler.

In allen Experimenten mit Diasporenfallen taucht das Problem auf, daß kein "secondary dispersal" möglich ist. Sind die Samen in der Falle, können sie nicht mehr sekundär weiter transportiert werden (z. B. Wind, Insekten) (BISCHOFF, 1999 mündl.).

Im folgenden seien die Trockenfallen anhand der Anwendungen bei FISCHER (1987) und TISCHEW (1994; Diasporenfalluntersuchungen im Acker und auf Brachen) näher besprochen.

FISCHER (1987) verwendet witterungsbeständige viereckige Kunststofftrichter mit einem engmaschigen Sieb am Trichterboden, durch welches das Regenwasser abfließen kann. Die Samen sammeln sich im Reservoir an. Die Samenfalle kann je nach Fragestellung in den Boden eingesenkt werden, wobei die Oberkante etwas über die Bodenkante hinaussteht, oder auf einem Stab über dem Boden (z. B. 50 cm bei FISCHER, 1987) im Vegetationsbestand angebracht werden.

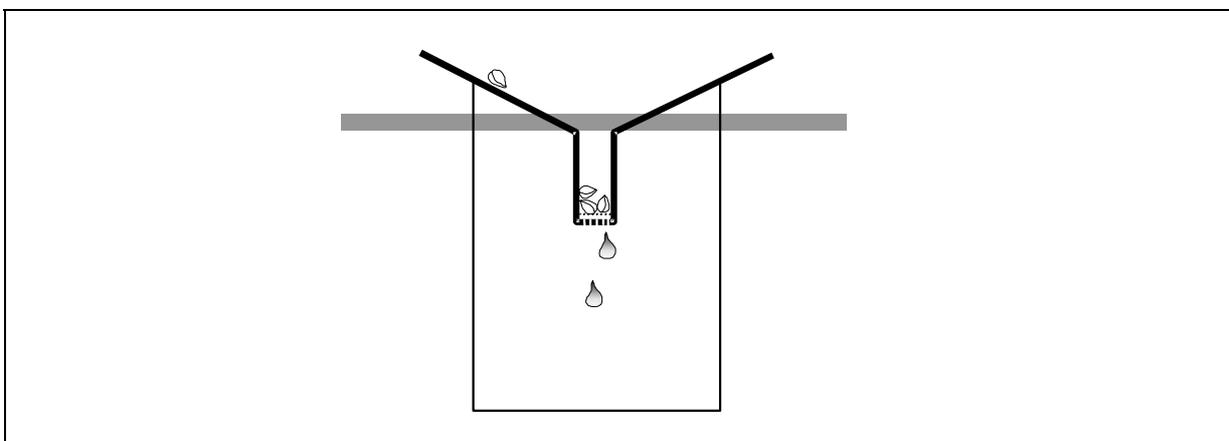


Abb. 18: Samentrockenfalle nach FISCHER (1987). Die Samen gelangen über einen im Boden eingesenkten viereckigen Trichter in ein Reservoir im Trichterhals. Das Regenwasser kann durch das feine Sieb in einen Behälter abrinnen.

FISCHER (1987) verwendet kleine (0,05 m² Fangfläche) und große (0,25 m² Fangfläche) Fallen. Bei TISCHEW (1994) beträgt der obere Trichterdurchmesser 10,5 cm (0,09 m² Fangfläche). Klein dimensionierte Fallen erlauben es auch, kleine Pflanzenarten repräsentativ zu erfassen, die bei großen Fallendurchmesser unterrepräsentiert wären. Allgemein kann die Bestandsheterogenität mit vielen kleine Fallen besser wiedergegeben werden als mit wenigen großen.

Die Falle wird im zweiwöchigen (FISCHER, 1987) oder monatlichen (TISCHEW, 1994) Rhythmus geleert. Auch im Winter erfolgt Sameneintrag!

In Vegetationsbeständen herrscht kleinstflächig eine große Heterogenität, die sich in den Samenfallen dramatisch auswirken kann. Diese Bestandsheterogenität kann durch eine hohe Anzahl an Samenfallen ausgeglichen werden, wobei aber der Zeitaufwand der Auszählung und Bestimmung ein limitierender Faktor ist.

In einer 400 m² großen Versuchsfläche wurden von TISCHEW (1994) acht Fallen aufgestellt. FISCHER (1987) empfiehlt, mindestens 5 Samenfallen mit kleiner Fangfläche zu etablieren, aber besser 8-10 Stück für quantitative Daten. BISCHOFF (1999) weist darauf hin, daß für Untersuchungen der Ausbreitungsdistanzen die Anzahl von 50 Fallen zu gering war.

Die getrockneten Samen aus den Fallen müssen mittels Vergleichssammlung aus der aktuellen Vegetation und entsprechender Bestimmungsliteratur bestimmt werden und können nach der Zählung in Diasporen pro Quadratmeter ausgedrückt werden.

Um den Diasporenfall zwischen mehreren Arten auch bei unterschiedlichen Deckungswerten vergleichen zu können, verwendet TISCHEW (1994) den **normierten Diasporenfall** (DF_{norm}) als Koeffizienten. Dazu wird der Quotient aus Diasporenfall (DF) einer Art und deren mittlerer Deckung (DP in %) mit 100 multipliziert.

$$DF_{norm} = \frac{DF}{DP} \times 100\%$$

Durch die Normierung wird angegeben, wieviel Diasporenfall eine Art bei 100 % Deckung hätte. Es wird aber darauf hingewiesen, daß die Ergebnisse bei seltenen Arten verzerrt sein können, weil sich die Nähe zu den Diasporenfallen stark auswirkt. Weiters wird die Wirkung der interspezifischen Konkurrenz nicht berücksichtigt.

BISCHOFF (1999) führte Untersuchungen zur Ausbreitung und Etablierung charakteristischer Pflanzenarten im Auengrünland mittels Diasporenfallen durch, die kreisförmig um eine isolierte Mutterpflanze angeordnet waren (siehe Abb. 19). Es zeigte sich aber, daß bei einer Ausgangsdiasporenzahl von 50.000 bis 100.000 an den Mutterpflanzen (verteilt auf 4 plots) bei *Silaum silaus* und *Serratula tinctoria* jeweils nur 50 Diasporen in den Fallen (Durchmesser 10 cm) gefunden wurden. Es wären noch viel mehr Fallen nötig gewesen, um sichere Ergebnisse zu erzielen.

Gute Resultate wurden durch das Auszählen aller Keimlinge in 50x50 cm **Zählrahmen** erzielt. Das Auffinden von Keimlingen ist bei geschlossener Grasnarbe nicht einfach und macht die Ausbreitungsanalyse sehr aufwendig.

Die Fernausbreitung der Samen von *Cirsium arvense* wurden von MAYER et al. (1999) untersucht. Zusätzlich zu den Samenfallen wurden auch **Windtunnelexperimente** durchgeführt. Ähnliche Experimente könnten bei anemochor verbreiteten Samen der GVO, bzw. zur Untersuchung des Pollenfluges eingesetzt werden (Begleitforschung, siehe Kapitel 4.6.2).

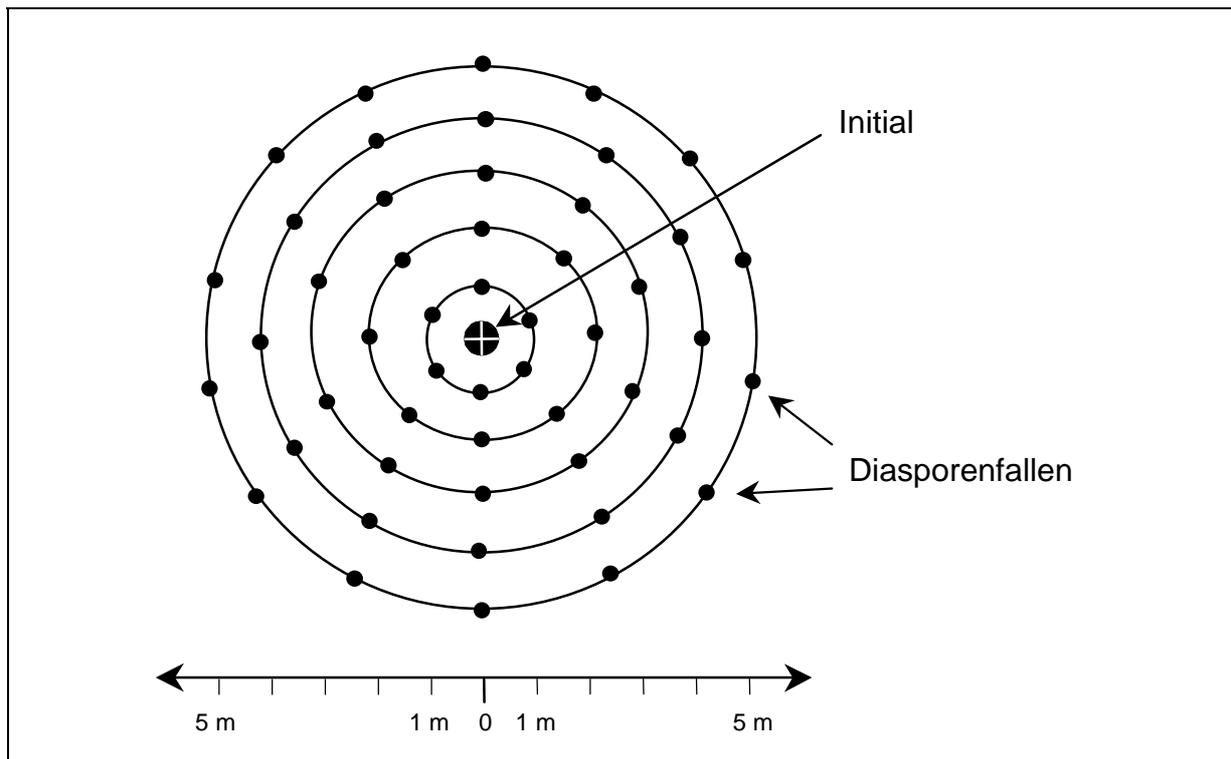


Abb. 19: Versuchsdesign zur Ermittlung des Diasporenfalls und die Ausbreitungsgeschwindigkeit von *Silaum silaus* und *Serratula tinctoria* (mit freundlicher Genehmigung von BISCHOFF, 1999). Das Initial ist eine isolierte Mutterpflanze, deren Samenregen mittels 50 Diasporenfallen untersucht wird.

5.6 Untersuchungen zum Keimverhalten und zur Keimökologie

Die Untersuchung zur Keimökologie sind Bestandteil der Begleitforschung (siehe Kapitel 4.6.2). Untersuchungsthemen sind etwa der Vergleich von Keimrate, Keimgeschwindigkeit, Dormanz und Persistenz zwischen GVO und konventioneller Vergleichssorte oder transgenen Hybriden mit Wildformen.

Das potentielle Keimverhalten von 403 Arten der Sheffield Region (England) wurde von GRIME et al. (1981) untersucht. Neben der morphologischen Vermessung der Samen wurde das Keimverhalten unter abgestuften Temperatur- und Lichtverhältnissen in einer Zeitreihe getestet. Zusätzlich wurden Dormanztypen durch Kältebehandlung oder mechanische Beschädigung der Samenschale getestet.

In diesen Versuchen wurde unter experimentell definierten Bedingungen das physiologische Samenpotential gemessen, das sich für direkte Vergleiche von GVO mit konventionellen Sorten gut eignet. Das ökologische relevante Keimverhalten hingegen kann direkt im Freiland oder im Glashaus untersucht werden, wie das im Kapitel 5.5.1 bei den Auflaufverfahren dargestellt wurde.

In der Arbeit von GRIME et al. (1981) wurden viele Ackerwildkräuter aber auch potentielle Kreuzungspartner von transgenem Raps (z. B. *Sinapis arvensis*) untersucht, und die Ergebnisse können als erste Vergleichswerte in der Risikoabschätzung und Begleitforschung verwendet werden. Ähnliche Untersuchungen führten BASKIN & BASKIN (1988) für 311 Pflanzenarten in den USA durch.

Weiters bemüht sich die **International Seed Testing Association (ISTA)**, um einheitliche Standardmethoden für Samentests und Samplingmethoden von Nutzpflanzen zu entwickeln und zu publizieren. Aus der umfangreichen Publikationsliste von ISTA sei beispielhaft auf folgende zwei Arbeiten hingewiesen:

BOULD, A. (1986): Handbook for seed sampling. ISTA-Handbooks: 64pp.

TARP, G. (1997): Survey of equipment and supplies for seed testing. ISTA Equipment Committee, 4th edition: 77pp.

ISTA (1999): International rules for seed testing. Seed Science and Technology, Vol.27, Supplement.

Es wird aber darauf hingewiesen, daß Samentestverfahren für landwirtschaftliche Nutzpflanzen andere Ziele und Fragestellungen verfolgen als vegetationsökologische Arbeiten. Dadurch entstehen andere methodische Probleme, die in der entsprechenden Fachliteratur nachzulesen sind.

5.7 Biochemische Monitoringmethoden

Untersuchungen zum Auswildern und zur Auskreuzung mit verwandten Arten von gentechnisch veränderten Pflanzen sollten in jedem Monitoringprogramm enthalten sein. Dabei können genotypische Verfahren zum Nachweis der gentechnisch veränderten Erbsubstanz, oder Verfahren zum Nachweis der phänotypischen Auswirkung der gentechnischen Veränderung angewendet werden.

5.7.1 Auswildern

Das Auswildern kann bei Ackerpflanzen durch Verlust von Samen entlang der Transportwege oder durch Samenverbreitung durch Tiere (Vögel, Nagetiere) erfolgen. Schwerpunkte eines Monitorings sollten daher die Transportwege (Straßenränder, Bahndämme) und die nähere Umgebung der Anbaufläche sein. Außerdem sollte die nach der Ernte im Boden verbleibende Samenbank berücksichtigt werden.

5.7.2 Auskreuzung

Um Informationen zu Auskreuzungswahrscheinlichkeiten zu erhalten, sollten bei Freisetzungen vor dem Inverkehrbringen Untersuchungen zur Ausbreitung von Pollen durchgeführt werden. Dabei sollten alle Ausbreitungswege in Betracht gezogen werden.

Proben sollten dabei aus

- der Luft (Staubsammler)
- Bienenstöcken (Pollen und/oder Honig)
- Insektenfallen (andere Blütenbesucher)

aus verschiedenen Entfernungen zum Freisetzungsort gezogen werden.

Anhand der Ergebnisse dieser Untersuchungen können wertvolle Hinweise zur Entfernung, bis zu der mit einer Auskreuzung gerechnet werden muß, erhalten werden. Aufgrund der so erhaltenen Daten wird die Planung der Probenziehung zur Untersuchung der Auskreuzung wesentlich erleichtert.

Die Ausbreitung von Pollen sollte auch während des Inverkehrbringens untersucht werden, da es derzeit keine Daten über die Abhängigkeit der Ausbreitungsdistanz von der Größe der Anbaufläche gibt.

Die Untersuchung dieser Proben kann nur über molekularbiologische Methoden (PCR) erfolgen, da in der Regel die gentechnische Veränderung in den Pollen nicht wirksam ist, d. h. das Protein nicht exprimiert wird.

Die Untersuchung der Verbreitung des Pollens hat auch wirtschaftliche Bedeutung, da so Informationen über anzulegende „Sperrzonen“ für eine gentechnikfreie Produktion erhalten werden können.

Zur Untersuchung der Hybriden und der Samenbank im Boden können die nachfolgend beschriebenen Verfahren zur Untersuchung des Phäno- bzw. Genotyps herangezogen werden.

5.7.3 Phänotyp

Untersuchungen auf die phänotypische Ausprägung können bei herbizidresistenten Pflanzen durch die Applikation des Herbizids durchgeführt werden. Dabei ist die Wirkungsweise des Herbizids zu berücksichtigen. Bei Glufosinat (Basta®) werden nur die grünen Pflanzenteile angegriffen. Bei der Untersuchung ist es also möglich, einzelne Blätter mit dem Herbizid zu behandeln, ohne dabei die ganze Pflanze zu vernichten. Nach der Behandlung mit dem Herbizid zeigt sich nach einiger Zeit (2 Tage) eine Gelbfärbung und das Blatt stirbt ab.

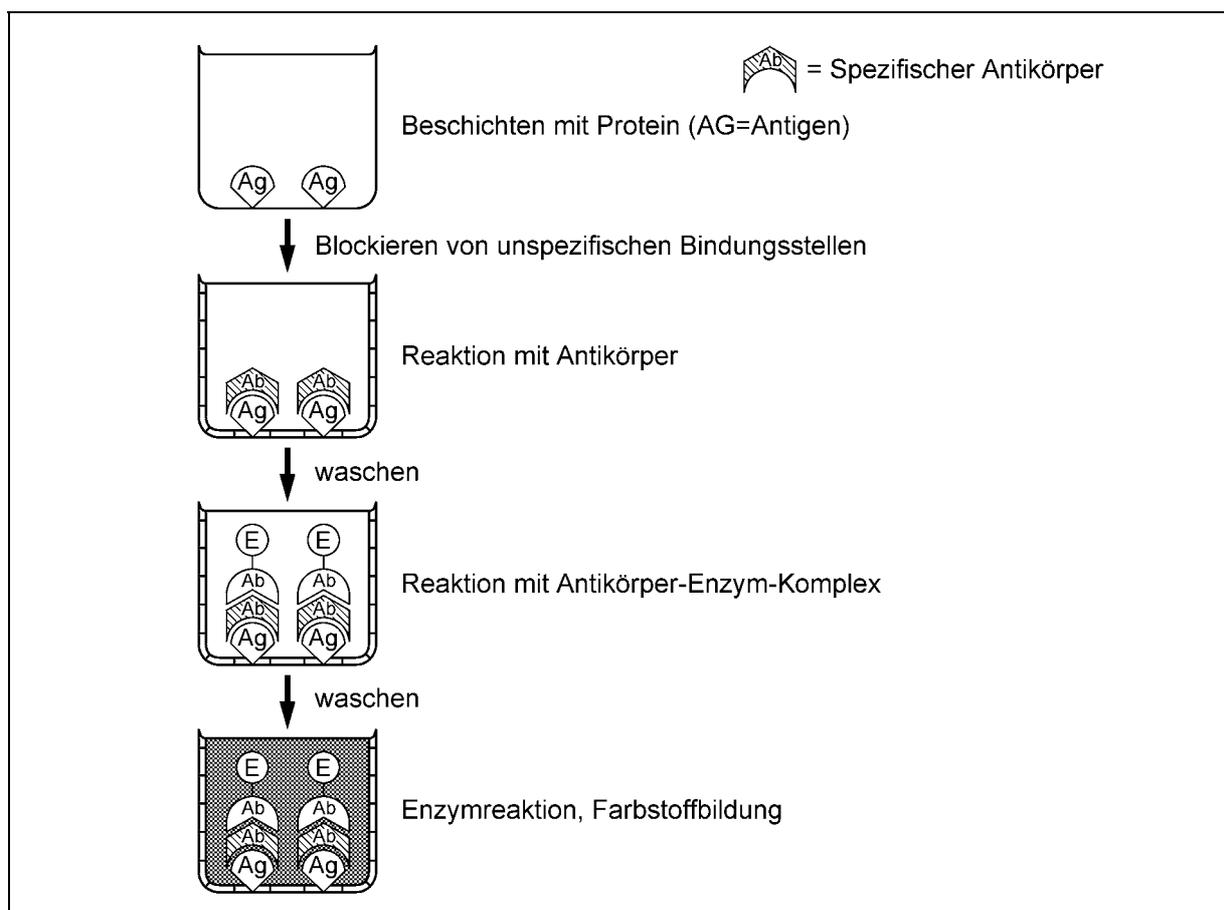


Abb. 20: Ablauf eines ELISA-Tests. Die Reaktion kann auch mit nur einem, enzym-markierten Antikörper erfolgen. Die Farbreaktion erfolgt durch Zugabe eines geeigneten Substrates (verändert nach AUSUBEL et al., 1995).

Chemische Methoden zum Nachweis des gebildeten Proteins beruhen auf der Isolation des Proteins und dem immunologischen Nachweis. Dieser Nachweis erfolgt in der Regel mittels sogenannter ELISA-Verfahren (Enzyme-Linked-Immuno-Sorbent Assay) (AUSUBEL et al., 1995). Für diese Methode ist es notwendig, einen monoklonalen Antikörper gegen das nachzuweisende Protein zu entwickeln. In einem speziellen Verfahren (siehe Abb. 20) wird dieser Antikörper dann an das Protein, das aus dem Pflanzenmaterial gewonnen wurde, gebunden und mittels einer Farbreaktion nachgewiesen. Obwohl die Entwicklung des Antikörpers sehr kostenintensiv ist, ist diese Methode dennoch für Monitoringaufgaben geeignet, da eine hohe Probenzahl in kurzer Zeit bearbeitet werden kann. Voraussetzung dafür ist allerdings das Vorhandensein intakter Proteine. Das Probenmaterial muß also vor dem Abbau geschützt, d. h. gekühlt oder eingefroren werden.

5.7.4 Genotyp

Untersuchungen auf genotypische Merkmale werden durch den Nachweis der gentechnisch veränderten DNA-Sequenz durchgeführt. Dies erfolgt mittels PCR (SAIKI et al., 1988) oder Southern Hybridisierung (SOUTHERN, 1975). Bei diesen Verfahren muß die genaue Sequenz der gentechnischen Veränderung bekannt sein.

Zur Durchführung einer Southern Hybridisierung wird die DNA aus dem Probenmaterial extrahiert und auf eine Trägermembran aufgebracht. An diese DNA wird eine markierte, sequenzspezifische Sonde, d. h. ein kurzes, einsträngiges DNA-Stück, gebunden. Nicht gebundene, überschüssige Sonde wird entfernt und die an die Proben-DNA gebundene Sonde über die Markierung nachgewiesen. Dies kann über Radioisotope, Farbreaktion oder Chemilumineszenz erfolgen. Da die Sonde eine zur gentechnisch veränderten DNA komplementäre Sequenz aufweist ist dieser Nachweis sehr spezifisch.

Eine andere hochempfindliche und ebenso spezifische Methode ist die Polymerase-Kettenreaktion (PCR). Bei diesem Verfahren werden bestimmte Abschnitte des Erbmaterials vervielfältigt und dann durch Elektrophorese über ihre Größe nachgewiesen. Bei nur einer in Frage kommenden Pflanze ist die Durchführung eines spezifischen Nachweises zu empfehlen. Bei mehreren sollten Screeningverfahren in Betracht gezogen werden.

Da diese Verfahren relativ zeit- und kostenintensiv sind, ist es zu empfehlen, Sammelproben zu bilden. In einem weiteren Arbeitsschritt können dann, im Falle einer positiven Nachweisreaktion die Einzelproben untersucht werden.

Grundlagen der PCR-Analytik

Mithilfe der PCR werden Abschnitte der DNA vervielfältigt. Durch die Wahl der Reaktionsbedingungen kann die Sequenz, die vervielfältigt werden soll, genau bestimmt werden. Dadurch ist ein spezifischer Nachweis der gentechnischen Veränderung möglich. Die PCR bildet aber auch die Grundlage für viele andere Methoden, die auf der Untersuchung der DNA beruhen (Diversitätsuntersuchungen siehe Kapitel 5.10.4.4.3).

Bei der PCR-Analytik sind, aufgrund der hohen Empfindlichkeit, immer Maßnahmen zur Qualitätssicherung der Analyse zu treffen. So müssen unter anderem immer Positiv- und Negativkontrollen mitgeführt werden, um eventuelle Verunreinigungen, die im Labor auftreten, sofort erkennen zu können. Beispielsweise werden von CONNER & DALE (1996) 30 %-ige Auskreuzungsraten von transgenen Kartoffeln für Entfernungen von 10-1.000 m aufgrund von falsch positiven PCR-Nachweisen bezweifelt.

Grundsätzlich kann zwischen zwei Verfahren unterschieden werden:

- **Screening:** Hier werden DNA-Abschnitte nachgewiesen, die häufig in gentechnisch veränderte Pflanzen eingebaut werden, wie z. B. Antibiotikaresistenzgene oder Abschnitte auf

der DNA, die der Funktion des neu eingebrachten Gens dienen. Diese Reaktionen liefern zwar einen Hinweis, ob eine gentechnische Veränderung vorliegt oder nicht, eine Aussage um welchen GVO es sich handelt, ist aber nicht möglich. Ein weiterer Nachteil liegt darin, daß alle für den Nachweis verwendeten DNA-Abschnitte auch natürlich vorkommen, da sie aus Bakterien, Viren oder anderen Pflanzen entnommen wurden. Wenn die Probe mit diesen Organismen verunreinigt ist, kann es zu einer positiven Nachweisreaktion kommen, obwohl keine gentechnisch Veränderung vorliegt.

- **Spezifische Nachweisreaktionen:** Hier werden DNA-Abschnitte für den Nachweis gewählt, die ausschließlich in dem nachzuweisenden GVO enthalten sind. Damit kann auch nachgewiesen werden, um welchen GVO es sich handelt. Allerdings muß für jeden GVO eine eigene Nachweisreaktion durchgeführt werden. Spezifische Nachweisreaktionen sind in den meisten Fällen empfindlicher als Screening Reaktionen.

Die Empfindlichkeit des PCR-Verfahrens ist extrem hoch. Die Nachweisgrenze liegt unter 0,05 % bei der Verwendung von Standardverfahren. Durch spezielle Verfahren kann diese Empfindlichkeit noch beträchtlich erhöht werden.

Die Analyse auf gentechnisch veränderte Bestandteile durch das PCR-Verfahren besteht aus mehreren Schritten:

- **Homogenisierung:** Möglichst feines Vermahlen der Probe, um die Homogenität der Probe zu erhöhen. Dieser Schritt ist besonders bei der Untersuchung von Sammelproben oder von Bodenproben wichtig, da für die Analyse selbst oft nur relativ geringe Mengen (0,1-5 Gramm) der Probe eingesetzt werden.
- **Extraktion:** Gewinnung der DNA aus der Probe. Dies geschieht durch „Herauswaschen“ der DNA aus dem Probenmaterial mit speziellen Lösungsmitteln (Puffern). Danach folgen mehrere Reinigungsschritte, da man für die nachfolgenden Nachweisreaktionen möglichst reine Ausgangssubstanzen benötigt. Humussubstanzen stören die PCR schon in geringsten Spuren. Bodenproben müssen daher besonderen Verfahren unterzogen werden, um Humussubstanzen vollständig zu entfernen.
- **PCR (Polymerase Kettenreaktion):** Reaktion zur Vervielfältigung eines bestimmten Genabschnitts. Durch die Wahl der Reaktionsbedingungen (Temperaturen, Chemikalien) können bestimmte Abschnitte der kettenförmigen DNA vervielfältigt werden (Abb. 21). So können auch solche Abschnitte, die für genetische Veränderungen spezifisch sind, für diese Vervielfältigung gewählt werden.
- **Elektrophorese:** Durch dieses Verfahren kann die Größe der Reaktionsprodukte nach der PCR bestimmt werden. Diese Größenbestimmung beruht auf der unterschiedlichen Wanderungsgeschwindigkeit verschieden großer DNA-Stücke in einem elektrischen Feld. Die DNA-Moleküle können mit Fluoreszenzfarbstoffen im UV-Licht sichtbar gemacht werden (Abb. 22). Durch den Vergleich mit den Referenzsubstanzen kann ihre Größe bestimmt werden.
- **Verifizierungsreaktionen:** Diese Reaktionen dienen der Bestätigung des PCR-Ergebnisses durch, für das PCR-Produkt spezifische, Reaktionen. Eingesetzt werden dabei vor allem Southern Hybridisierung, Restriktionsverdau oder Sequenzierung.

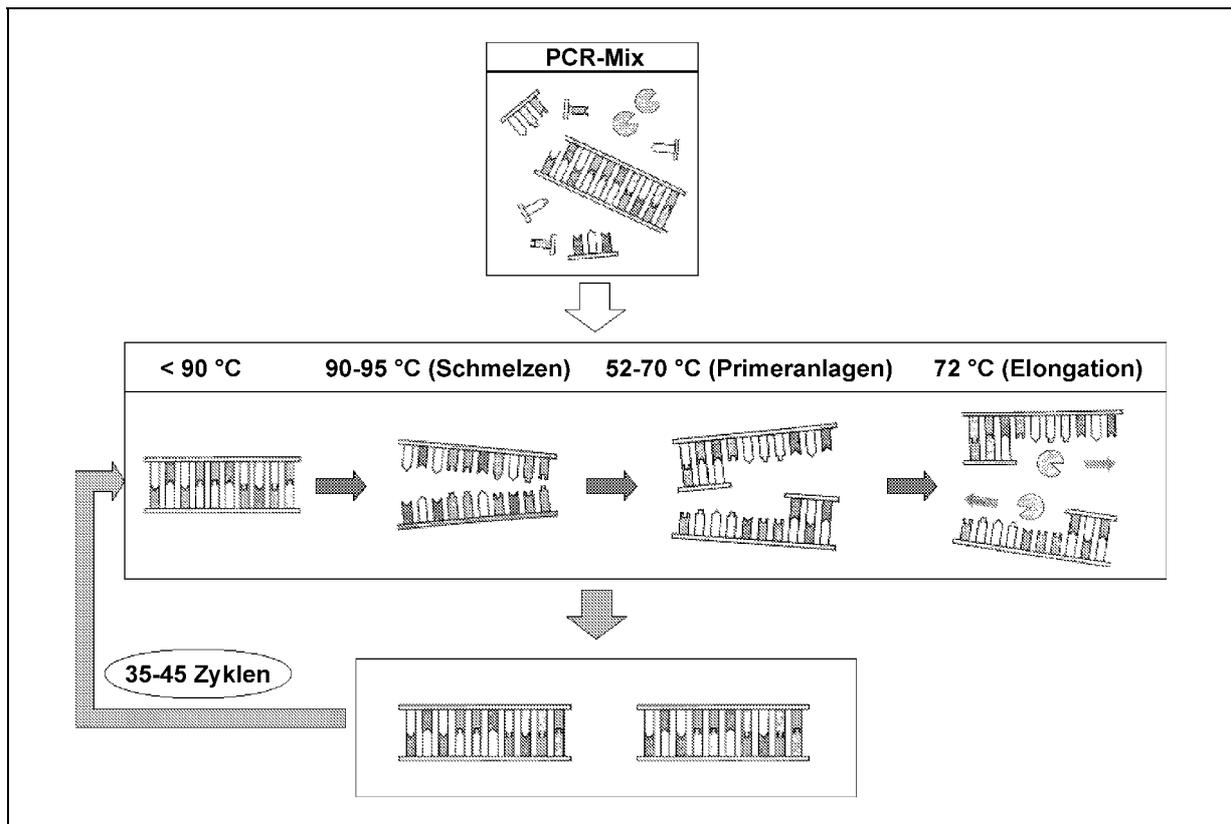
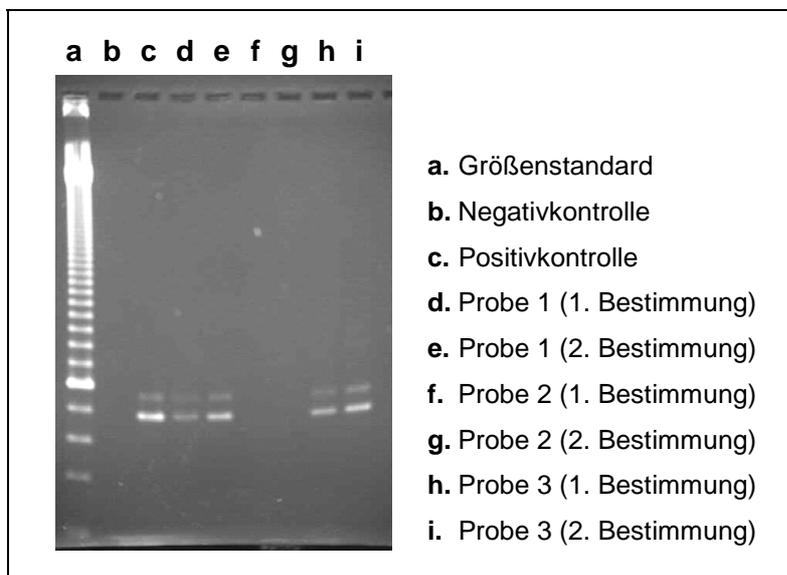


Abb. 21: Ablauf der Polymerase-Kettenreaktion (PCR): Der PCR-Mix enthält neben dem DNA-Extrakt aus der Probe, DNA-Bausteine, sogenannte Primer und ein DNA-aufbauendes Enzym (Polymerase). Dieser Mix wird nun einer Abfolge verschiedener Temperaturen unterzogen. Zuerst werden bei ca. $95\text{ }^\circ\text{C}$ die DNA-Stränge voneinander getrennt, danach erfolgt bei niedrigerer Temperatur die Anlagerung der Primer. Diese lagern sich aufgrund ihrer speziellen Zusammensetzung an ganz bestimmte Stellen der DNA an, und bestimmen so, welcher Abschnitt der DNA vervielfältigt wird. Nach der Anlagerung erfolgt der weitere DNA-Aufbau durch die Polymerase bei $72\text{ }^\circ\text{C}$. Nach dem Abschluß eines Zyklus erhält man aus einer Vorlage zwei Kopien. Durch oftmalige Wiederholung kann daher die Konzentration des DNA Abschnitts stark erhöht, und ein Nachweis möglich gemacht werden.



- a. Größenstandard
- b. Negativkontrolle
- c. Positivkontrolle
- d. Probe 1 (1. Bestimmung)
- e. Probe 1 (2. Bestimmung)
- f. Probe 2 (1. Bestimmung)
- g. Probe 2 (2. Bestimmung)
- h. Probe 3 (1. Bestimmung)
- i. Probe 3 (2. Bestimmung)

Abb. 22: Beispiel einer elektrophoretischen Auftrennung von PCR-Reaktionsprodukten. In diesem Fall lieferten die Proben 1 und 3 ein positives Ergebnis, d. h. eine gentechnische Veränderung ist in diesen Proben nachweisbar. Die Negativkontrolle dient zur Überprüfung auf Verunreinigungen, die Positivkontrolle zur Überprüfung der Extraktion, bzw. der PCR-Reaktion.

5.8 Ornithologische Monitoringmethoden

5.8.1 Zusammenfassung

Die Agrarlandschaft ist Lebensraum für eine Vielzahl (gefährdeter) Vogelarten. Die Erhaltung der Artenvielfalt, die Erhaltung besonders bedeutender Lebensräume und Standorte sowie der Schutz vogelkundlich besonders wertvoller Gebiete werden als vorrangige Schutzziele formuliert. Im Rahmen eines vogelkundlichen Monitorings soll überprüft werden, wie sich der Anbau von GVO auf die Avifauna auswirkt. Hauptthema des Monitorings sind indirekte Auswirkungen über die Nahrungskette.

Trotz der generell guten Eignung von Vögel als Indikatoren muß auf zahlreiche methodische Probleme hingewiesen werden. So ist ein ornithologisches Monitoring erst ab etwa 10 ha Anbaufläche des GVO sinnvoll (Mobilität der Vögel), weshalb bei kleinflächigen Freisetzungsvogelkundliche Fragestellungen nur sehr beschränkt bearbeitet werden können.

5.8.2 Einleitung

Für ein Langzeitmonitoring von GVO sollte der Einsatz möglichst vieler Organismengruppen als Indikatoren gefordert werden. Dieses weite Spektrum an Bioindikatoren soll gewährleisten, daß sowohl direkte, kurzfristige Effekte, als auch schleichende, chronische Effekte und Kombinationswirkungen mit Hilfe geeigneter Zeigerarten rechtzeitig erkannt werden können (AMMANN & VOGEL, 1999). Die generell sehr gute Eignung der Vögel als Indikatoren wird vielfach betont (FLADE, 1994). Auch für die Agrarlandschaft wird in dieser Hinsicht der Avifauna besondere Bedeutung zugesprochen (RIECKEN, 1990). Insofern ist es naheliegend, bei Freisetzungen und nach dem Inverkehrbringen von GVO auch ein vogelkundliches Monitoringkonzept zu erstellen. Weiters unterstreichen die dramatischen Bestandseinbrüche vieler Charaktervögel der Agrarlandschaft (z. B. Feldlerche und Goldammer) und der hohe Anteil akut gefährdeter Vogelarten in der offenen Kulturlandschaft (BERG, 1995), daß die Auswirkungen jeder weiteren Intensivierung der Landwirtschaft auf die Avifauna überprüft werden müssen.

Jedoch wirft der Einsatz von Vögel als Indikatoren zahlreiche methodische Probleme auf (z. B. hoher Flächenbedarf der Untersuchungen, geringe Siedlungsdichte und Artenarmut in der intensiv genutzten Agrarfläche, saisonal geklumpfte Verbreitung). Das Vorkommen von Vogelarten ist von zahlreichen abiotischen und biotischen Faktoren abhängig. Dieses komplexe Beziehungsgefüge zwischen Umwelt und Organismus läßt bei Bestandesveränderungen den Kausalzusammenhang zum Einsatz von GVO nur schwierig erkennen.

5.8.3 Schutzziele des vogelkundlichen Monitorings

Als vorrangige Schutzziele werden folgende 2 Aspekte genannt:

1. Die Erhaltung der Artenvielfalt.
2. Die Erhaltung vogelkundlich besonders bedeutender Lebensräume und Standorte.
3. Der Schutz von ausgewiesenen „Important Bird Areas“.

Die Erhaltung der Biodiversität und der dafür notwendigen Lebensräume sind bereits vielfach genannte Forderungen des Naturschutzes. Anhand von Zielarten und -gebieten sollen diese Lebensräume als Schutzgüter formuliert werden. Vorerst werden schwerpunktmäßig die Ackerbaugebiete sowie einige Sonderstandorte und deren typische Artengarnitur behandelt (Schutzgüter siehe Kapitel 7.2.4). Nur ansatzweise werden auch Obstbaumbestände berücksichtigt.

5.8.4 Methoden des allgemeinen Monitorings

5.8.4.1 Artenschutzprogramme und andere Bestandserhebungen

Durch invasive GVO potentiell gefährdete Lebensräume, die nicht durch das spezifische Monitoring abgedeckt werden, sollten v. a. bei hoher ornithologischer Bedeutung durch allgemeines Monitoring überwacht werden (z. B. Artenschutzprogramm Triel der AG Steinfeld, Artenschutzprogramm Steinkauz, Artenschutzprogramm Dohle etc.). Im Rahmen dieser Programme sollte v. a. bei negativen Bestandstrends zusehends auf mögliche strukturelle Änderungen der Vegetation durch invasive Kulturpflanzen bzw. Hybriden geachtet werden. Ergänzende Begleitforschung sollte Klarheit über die Art und Herkunft der beobachteten Effekte schaffen.

5.8.4.2 Monitoring der Brutvögel Österreichs (BirdLife Österreich)

In Österreich besteht bereits ein landesweites ornithologisches Monitoringnetzwerk, das von BirdLife Österreich durchgeführte "Monitoring der Brutvögel Österreichs". Seit 1998 führen ehrenamtliche Mitarbeiter österreichweit die Freilandarbeit durch. Zur Zeit beschränken sich die Bestandsaufnahmen auf die Lebensräume „Wald“ und „offene und halboffene Kulturlandschaft“. Es werden zwei Begehungen zur Brutzeit durchgeführt. Als Erfassungsmethode kommt die Punkt-Stop-Zählung zur Anwendung. Dies gewährleistet die Vergleichbarkeit mit Brutvogel-Monitoringprogrammen in anderen europäischen Staaten (DVORAK, 1998).

Dieses bestehende ornithologische Monitoring könnte einen wichtigen Teil des allgemeinen Monitorings von GVO übernehmen: einerseits bei der Auswahl von Referenzflächen, andererseits als Vergleichsgrundlage für die Ergebnisse des fallspezifischen Monitorings. Das von BirdLife Österreich durchgeführte österreichweite Monitoringprogramm kann langfristig „allgemeine“ Bestandsschwankungen für verschiedene Arten, Regionen, Lebensräume etc. erkennen. Vergleicht man die österreichweiten Bestandsänderungen mit den Trends des fallspezifischen Monitorings, so können Effekte von GVO Kulturpflanzen als Einflußfaktor am besten herausgearbeitet werden.

5.8.5 Methoden des fallspezifischen Monitorings

Grundlage für dieses Monitoringkonzept ist die Überprüfung aller in der Risikoanalyse ausgearbeiteten Hypothesen. Ändert sich die Lebensraumqualität in der Agrarlandschaft, sollte dies auch eine veränderte Individuen- und/oder Artenzahl auf der Probestfläche verursachen. Möglicherweise ändern aber auch nur einzelne Indikatorarten ihre relative Häufigkeit. Referenzflächen sollen als Vergleich dienen und Rückschlüsse auf die Ursache für auftretende Schäden ermöglichen. Um nicht anderweitige österreichweite Populationsschwankungen einzelner Arten als Auswirkung durch GVO zu interpretieren, sollte auch der Vergleich mit allgemeinen ornithologischen Monitoringprogrammen (siehe Kapitel 5.8.4) vorgenommen werden.

Als Vergleichsparameter zwischen Anbauflächen von GVO und konventionell bewirtschafteten Feldern dienen somit die relativen Häufigkeiten der Vogelarten, die durch eine standardisierte Methode erfaßt werden. Die Herstellung des Kausalzusammenhangs der beobachteten Veränderungen mit den GVO, ist ohne ergänzende Untersuchungen meist schwer möglich.

Punkttaxierung

Die wesentlichen methodischen Probleme für ein vogelkundliches Monitoring transgener Kulturpflanzen stellen die Arten- und Individuenarmut der Ackerlandschaft und der generell große Flächenbedarf avifaunistischer Arbeiten dar. Die Punkttaxierung besticht durch exakte Standardisierungsmöglichkeiten und durch die rasche Erfassung größerer Flächen, da viele repräsentative Erhebungspunkte gewählt werden (LANDMANN et al., 1990). Auch das Pro-

blem der notwendigen Mindestgröße der Felder könnte leicht gelöst werden. Allerdings ist auch bei langen Erfassungszeiträumen zu befürchten, daß die erfaßten Arten- und Individuenzahl in der (intensiven) Agrarlandschaft quantitativ nicht für statistische Auswertungen ausreichen. Aufgrund des offenen Lebensraumcharakters fliegen die Vögel häufig schon auf, bevor überhaupt der Erfassungspunkt erreicht ist.

Linientaxierung

Die Durchführung der Linientaxierung (Transektzählung) fordert einen wesentlich höheren Flächenanspruch als die Punkttaxierung und die Standardisierung ist problematischer. Jedoch dürfte die Linientaxierung am ehesten eine ausreichende Stichprobengröße gewährleisten.

Eine Transektlänge von 150 m mit beidseitig 50 m breiten Erfassungsbereichen dürfte etwa am Ackerrand ausreichen. Ob die direkt im Feld liegenden Teilflächen eine ausreichende Stichprobengröße liefern, ist unabhängig von der angewandten Methode mehr als zweifelhaft. Die zu erwartende Armut an Arten und Individuen stellt ein primäres methodisches Problem des vogelkundlichen Monitorings in der intensiv genutzten Agrarlandschaft dar. Es ist weiters fraglich, ob diese Methode bei den flächenmäßig sehr klein gehaltenen Versuchsanlagen bei Freisetzungen zur Anwendung kommen kann.

Ornithologische Erhebungsparameter

Folgende Untersuchungsparameter sollen unter standardisierten Bedingungen erfaßt werden:

- Vogelart,
- deren Geschlecht (Männchen, Weibchen, Jungvogel) sowie
- die Häufigkeit (Individuenzahl).
- Einteilung in diverse Verhaltenskategorien (Brut, Gesang, Nahrungssuche, Ruhe) sowie
- nahrungsökologische Parameter bei nahrungssuchenden Tieren (genutztes Stratum, Nahrung usw.).

Gegebenenfalls können für die Begleitforschung folgende Zusatzparameter aufgenommen werden:

- Verhaltensauffälligkeiten von Vögel
- Totfunde
- verwaiste Gelege („taube“ Eier).

Es sollen alle akustischen und visuellen Nachweise der Vögel innerhalb der Erfassungsgrenzen berücksichtigt werden. Ausgenommen sind überfliegende Individuen, die keinen Bezug zur Probefläche erkennen lassen. Hingegen werden z. B. jagende Mehlschwalben oder ein rüttelnder Turmfalke als nahrungssuchende Tiere miterfaßt. In vorgefertigten Erfassungsbögen wird Vogelart, Geschlecht und Individuenanzahl eingetragen. Als zusätzliche Parameter werden nahrungsökologische Verhaltensweisen der Vögel protokolliert, z. B. genutztes Stratum (Erdoberfläche, Boden, Nutzpflanze, Wildkraut, Luftraum, Hecken) und aufgenommene Nahrung (Invertebraten, Bodeninvertebraten, Nutzpflanzen, Samen der Nutzpflanze, Wildkräuter, Beeren). Unter Umständen werden auch verhaltensauffällige Vögel, Totfunde sowie verlassene Gelege erfaßt. Totfunde werden einer veterinärmedizinischen, die Eier von zufällig gefundenen, verwaisten Gelegen, einer biochemischen Untersuchung unterzogen.

Behebungsgeschwindigkeit

Um die Anzahl der erfaßten Individuen zu maximieren, soll die Begehung des Transektes sehr langsam erfolgen. Eine standardisierte Behebungsdauer von 10 Minuten pro Transekt à 150 m erhöht zwar die Gefahr an Doppelzählungen, die Anzahl an erfaßten Individuen steigt jedoch mit dem aufgebrauchten Zeitaufwand.

Auswahl der Monitoringflächen

In jede Monitoringfläche (also in jede untersuchte GVO-Anbaufläche und der dazugehörigen Referenzfläche) werden je zwei Transekte gelegt. Eine Teilstrecke liegt direkt „im Feld“ und sollte durchgehend etwa 100 m vom Feltrand entfernt liegen. Eine zweite Teilstrecke wird genau an den „Ackerrand“ gelegt, wodurch sowohl die Anbaufläche selbst als auch die Ackerrandstrukturen kartiert werden. Der Abstand zwischen den beiden Begehungslinien soll möglichst groß sein, mindestens jedoch 150 m betragen. Die Grenzen des Erfassungsbereiches werden sichtbar gekennzeichnet (z. B. temporär benutzte Stangen), um methodische Fehler durch ungenaue Entfernungsschätzungen zu vermeiden. Bei der Anlage der Versuchsfelder bei Freisetzungen müßte dieser Flächenbedarf des ornithologischen Monitorings berücksichtigt werden.

Das spezifische Monitoring konzentriert sich also zielgerichtet auf jene Flächen, in denen das Auftreten von etwaigen Schäden am wahrscheinlichsten erscheint, nämlich auf die Anbaufläche selbst und den angrenzenden Ackerrand. Die möglichen Auswirkungen bei Freisetzungen und nach dem Inverkehrbringen von GVO auf die Vogelwelt werden mit zunehmendem Abstand zur Anbaufläche immer stärker von anderen Einflußfaktoren überlagert. Der Kausalzusammenhang kann also nicht mehr hergestellt werden, und die Daten sind für das fallspezifische Monitoring nicht nutzbar.

Weiters wäre es wünschenswert, für jede transgene Kulturpflanze mindestens drei Flächenpaare (Anbaufläche und Referenzfläche) zu untersuchen.

Auswahl der Referenzflächen

Die Referenzfläche soll relativ nahe an der GVO-Anbaufläche liegen, jedoch mindestens 1.000-2.000 m entfernt sein. Dieser Mindestabstand soll gewährleisten, daß die Referenzfläche zumindest kurzfristig mehr oder weniger unbeeinflusst von transgenen Kulturpflanzen ist.

Auch auf der jeweiligen Referenzfläche soll ein Jahr vor dem Anbau transgener Pflanzen mit dem Monitoring begonnen werden. Dies erlaubt einen Vergleich der Ausgangszustandes beider Flächen.

Ziel bei der Auswahl der Referenzfläche muß es sein, alle biotischen und abiotischen Einflußfaktoren auf die beiden Vergleichsflächen möglichst konstant zu halten. Primär sollten sich die beiden Flächen auf gleicher Flächengröße in ihrer Artenausstattung und den relativen Häufigkeiten der einzelnen Arten möglichst gleichen. Parameter der Referenzflächenauswahl sind die Art der Kulturpflanze, die Flächengröße, die Hangneigung, der Fruchtwechsel, Randstrukturen (z. B. Hecken), Boden, menschliche Störeinflüsse (Straße, Futterstelle), klimatische Bedingungen u. a..

Begehungszeitpunkt und Begehungstermin

Die Begehungen sollen bei günstigen klimatischen Bedingungen (Windstille, kein Regen) durchgeführt werden. Um dieser Anforderung gerecht zu werden, können die Begehungstermine im jeweiligen Monat flexibel gehandhabt werden. Jede Strecke wird am Vormittag (zwischen Sonnenaufgang und etwa 11 Uhr) begangen, also zum Aktivitätshöhepunkt der meisten Vogelarten.

Erfassungsperiode

Während sich indirekte Auswirkungen auf die Nahrungskette insektenfressender Vogelarten wohl am ehesten zur Brutzeit (Frühsommer) manifestieren, können etwaige Fraßvorlieben bei Körnerfressern am ehesten im Spätsommer nachgewiesen werden.

Um möglichst alle Faktoren abzudecken, sollte das Monitoring möglichst ganzjährig durchgeführt werden; ausgenommen ist die Zeit mit geschlossener Schneedecke. Monatlich ist eine Begehung notwendig. Zusätzlich werden zur Brutzeit (April, Mai und Juni) intensivere Kartierungen durchgeführt (je zwei Kartierungen pro Monat).

Dauer des Monitorings

Eine Grunderhebung der Monitoringflächen sollte ein Jahr vor dem Anbau von GVO beginnen. Dies ermöglicht die Erhebung eines Referenzzustandes, der nicht durch transgene Organismen beeinflusst ist.

Die Dauer des Monitorings ist nach oben hin offen, wobei aber für einen ersten Zeitabschnitt mindestens 10 Jahre anberaumt werden. Zahlreiche Fragestellungen können jedoch länger andauernde Untersuchungen notwendig machen. Mit zunehmender zeitlicher Distanz zwischen Ursache und Wirkung verringert sich die Wahrscheinlichkeit, die Kausalzusammenhänge nachweisen zu können. Nach 10 Jahren Laufzeit scheint deshalb eine methodische „Nachjustierung“ ohnehin notwendig.

Prioritäre Fragestellungen des vogelkundlichen Monitorings

Bearbeitet sollen insbesondere jene GVO werden, bei denen Auswirkungen auf die Nahrungskette möglich scheinen. Also im wesentlichen Pflanzen, die

- zu einer Veränderung des Insektizid- und Herbizideinsatz führen könnten,
- möglicherweise toxische Wirkungen auf Vögel haben können,
- durch veränderte Inhaltsstoffe als Nahrung für Vögel an Attraktivität verlieren,
- strukturelle Änderungen sowohl auf der Anbaufläche als auch auf Nicht-Ziel-Flächen verursachen könnten.

Inhaltliche Aspekte der Auswertung

1. Die relativen Häufigkeiten der einzelnen Arten am GVO-Feld werden mit dem Jahr vor dem Anbau der transgenen Kulturpflanzen bzw. mit den Vorjahren verglichen.
2. Die Veränderungen der relativen Häufigkeiten am GVO-Feld werden mit der Referenzfläche verglichen.
3. Die Bestandsentwicklungen zur Brutzeit werden mit Ergebnissen des allgemeinen Monitorings verglichen. Handelt es sich um allgemeine, österreichweite Populationsschwankungen oder ist dieser Trend (in dieser Dimension) auf die Anbaufläche des GVO beschränkt?

Die Auswertung soll zusätzlich getrennt nach Verhaltenskategorien durchgeführt werden. So läßt sich erkennen, ob die Änderung in der Lebensraumqualität auf eine bestimmte Verhaltensweise beschränkt ist. Ein Acker kann z. B. als Neststandort (noch) gut geeignet sein, als Nahrungsfläche jedoch bereits massiv an Qualität verloren haben.

Weiters sollen etwaige Änderungen in den Dominanzverhältnissen nach Nahrungsgilden getrennt ausgewertet werden. Dabei könnten die bei der Freilandarbeit aufgenommenen nahrungsökologischen Parameter Rückschlüsse auf mögliche Veränderungen im Nahrungsangebot zulassen.

Zeitliche Aspekte der Auswertung

Die Auswertung sollte zweimal jährlich erfolgen: Die erste Auswertung sollte nach der für Vögel sensiblen Brutsaison erfolgen. Für diese Auswertung werden die Daten von Anfang April bis Ende Juni berücksichtigt. Die zweite Auswertung sollte einen Überblick über den Ganzjahresaspekt verschaffen – sie sollte in Abständen von einem Jahr durchgeführt werden. Neben der Früherkennung von Schäden im Ökosystem stellt die regelmäßige Auswertung auch ein wesentliches Instrument zur Kontrolle der Datenqualität dar (siehe Kapitel 5.8.8).

5.8.6 Konkrete Formulierung der Abbruchkriterien

Jeder Eingriff in die Kulturlandschaft, der den Verlust von definierten Indikatorarten nachweislich beschleunigt, sollte als Abbruchkriterium diskutiert werden. Ein erster Vorschlag zur Definition von ornithologischen Indikatorarten umfaßt Arten aus dem Anhang I der EU-Vogelschutzrichtlinie, Arten aus nationalen und regionalen Roten Listen sowie „typische“ Arten der strukturreichen Kulturlandschaft (siehe Kapitel 7.2).

5.8.7 Zusatzparameter für die Begleitforschung

Die im Rahmen des speziellen Monitorings aufgenommenen Zusatzparameter (Totfunde, Gelegefunde, taube Eier, Protokolle verhaltensauffälliger Tiere) gehen in die Begleitforschung ein:

Veterinärmedizinische Untersuchung von Totfunden

Werden auf der Anbaufläche oder in unmittelbarer Nähe tote Vögel gefunden, so werden diese einer veterinärmedizinischen Untersuchung zugeführt. Besonderes Augenmerk muß dabei auf Rückstände von Herbiziden und Insektiziden gelegt werden.

Biochemische Untersuchung an gefundenen Eiern

Werden im Rahmen des spezifischen Monitorings (oder auch zufällig) auf oder in unmittelbarer Nähe von GVO-Anbauflächen verlassene Gelege gefunden, werden die Eier biochemisch auf Rückstände von Insektiziden und Herbiziden untersucht.

Fortpflanzungstoxische Untersuchungen

Zeigen Untersuchungen von „tauben“ Eiern Rückstände von Inhaltsstoffen, die einen Bezug zum Anbau von GVO und der damit einhergehenden Umstellung der landwirtschaftlichen Bewirtschaftungspraxis vermuten lassen, so könnte eine gezielte Gelegesuche mit anschließender biochemischer Untersuchung Thema der Begleitforschung werden. Für derartige Untersuchungen bietet sich die Feldlerche aufgrund ihrer relativen Häufigkeit an. Die Gelegesuche ist allerdings sehr schwierig und zeitaufwendig.

Verhaltensauffällige Tiere

Werden regelmäßig verhaltensauffällige Tiere beobachtet, sollten Untersuchungen auf mögliche toxische Rückstände im Organismus durchgeführt werden. Dies kann nur durch das Aufstellen von Netzen, Fallen etc. und das Fangen der Vögel erfolgen.

Brutbiologische Untersuchungen

Im Rahmen der Begleitforschung könnten gezielte Untersuchungen zum Bruterfolg ausgewählter Arten Rückschlüsse auf Beeinflussung des Nahrungsangebotes durch GVO zulassen. Entsprechend den Ansätzen von RIEDEL & RIEDEL (1992) sowie STEINER (1992) könnten brutbiologische Untersuchungen am Feldsperling (*Passer montanus*) auf GVO-Flächen und auf Referenzflächen durchgeführt werden. Noch exaktere Ergebnisse würden möglicherweise analoge Untersuchungen am Goldammer (*Emberiza citrinella*) oder der Feldlerche (*Alauda arvensis*) erbringen.

Siedlungsdichte der Feldlerche (*Alauda arvensis*)

Eine Revierkartierung der Feldlerche auf einigen ausgewählten GVO-Feldern und entsprechenden Referenzflächen könnte besonders gut abgesicherte Ergebnisse bringen. Ein hoher methodischer Aufwand und ein hoher Flächenbedarf (etwa 15-20 ha) ist zu beachten.

Ausbreitung von GVO durch Vögel

Die Bedeutung von Vögel für die Verbreitung von Pflanzen ist bekannt. Samen werden dabei oft über sehr weite Strecken vertragen. Überraschend wenige Untersuchungen liegen über die Verbreitung von Getreide durch Vögel vor. Im Rahmen der Begleitforschung müßte vorerst untersucht werden, wie keimfähig diverse Getreidesamen nach der Darmpassage bei Vögel sind (bzw. wieviele noch keimfähig sind). Bleibt die Keimfähigkeit von einzelnen Samen und Körnern transgener Getreidesorten erhalten, so ist für diese Pflanzen ein erhöhtes Ausbreitungsrisiko über große Distanzen zu berücksichtigen.

5.8.8 Methodische Grenzen des ornithologischen Monitorings

Aufgrund einer Vielzahl an methodischen Problemen erscheint eine Überwachung der Datenqualität (AMMAN & VOGEL, 1999) besonders bedeutend. Entspricht die Datenqualität oder die Datenquantität (Stichprobenumfang) nicht den Anforderungen, so muß das Monitoring sofort modifiziert oder eingestellt werden.

Flächenanspruch von mindestens 10 ha

Der Einsatz von Vögel als Indikatoren ist nur bei mittel- bis großflächigen Untersuchungen sinnvoll. Der hohe Flächenanspruch an die Probeflächen erklärt sich allgemein durch die (etwa im Vergleich zu diversen Insektengruppen) großen Aktionsräume und Reviergrößen.

In landwirtschaftlich intensiv genutzten Flächen verschärft sich v. a. zur Brutzeit dieses methodische Problem durch die geringen Siedlungsdichten. Arten mit „spezielleren“ Habitatansprüchen sind vielfach überhaupt auf Sonderstandorte zurückgedrängt und zeigen folglich sehr verinselte Vorkommen.

Ein vogelkundliches Monitoring bei der Freisetzung oder nach dem Inverkehrbringen von GVO ist erst ab einer Anbaufläche von etwa 10 ha sinnvoll. Für kleinflächige Freisetzungsversuche sind vogelkundliche Aspekte nicht zu bearbeiten.

Ausreichende Stichprobe

Die direkt in der Ackerfläche brütenden Arten (Feldlerche, Wachtel) kommen auf Intensivflächen in nur geringer Siedlungsdichte vor. Deshalb stellt ein für die Auswertung ausreichender Stichprobenumfang das primäre methodische Problem dar.

Gerade die Anbaufläche selbst, also jene Fläche mit der höchsten Risikowahrscheinlichkeit, zeichnet sich v. a. zur Brutzeit durch eine besonders geringe Individuenanzahl aus.

Geklumpte Verbreitung außerhalb der Brutzeit

Außerhalb der Brutzeit (besonders zur Aussaat, Erntezeit oder im Winter) kommt es besonders in der Agrarlandschaft zu einem geklumpten Verbreitungsmuster der Vögel. Größere Trupps an Vögeln nutzen das punktuell große Nahrungsangebot, das sich ihnen unabhängig von der generellen Lebensraumqualität oft „zufällig“ (z. B. Fasanfütterung, verlorenes Saatgut) anbietet. Auch während der Zugzeit kann sich die Verbreitung der Vögel ähnlich zufällig präsentieren. Die punktuelle Verbreitung der Vögel außerhalb der Brutzeit läßt oft keine Rückschlüsse auf die Lebensraumqualität zu.

Artenarmut

Ein weiteres grundsätzliches methodisches Problem stellt die relativ geringe Anzahl an Vogelarten dar, die die Anbaufläche selbst als Lebensraum nutzen. Neben dem Ackerrand stellt die Anbaufläche das primäre Zielgebiet des vogelkundlichen Monitoring dar. Viele besonders wertvolle Indikatorarten wurden durch die Industrialisierung der Landwirtschaft auf Sonderstandorte verdrängt.

Sensibilität der Methoden

Der Anbau transgener Kulturpflanzen in der Agrarlandschaft wird sich auf die Vogelwelt wahrscheinlich erst mittel- bis langfristig auswirken. Etwaige Veränderungen der Lebensraumqualität sind v. a. über die Nahrungskette zu erwarten. Lebensraumveränderungen werden „schleichend“ voranschreiten und können erst dementsprechend spät erkannt werden. Andere Organismengruppen (z. B. Insekten) reagieren vermutlich wesentlich schneller auf eine Beeinflussung des Lebensraumes und sind daher als Indikatoren für „Frühwarnsysteme“ besser geeignet.

Komplexes Beziehungsgefüge zwischen Vogel und Ökosystem

Je komplexer sich die Zusammenhänge zwischen Ökosystemen und Organismen darstellen, desto schwieriger sind in der Regel die ursächlichen Gründe für Bestandsveränderungen nachzuweisen. Während beispielsweise ein monophages Insekt direkt und kurzfristig auf den Verlust der Nahrungspflanze reagiert, kann eine oligo- bis polyphage Vogelart dies durch eine Verlagerung des Nahrungsspektrum kompensieren (fiktives Beispiel: in einer Anbaufläche von Bt-Mais würden anstelle Bt-empfindlicher Insekten vermehrt einwandernde Bt-unempfindliche Insekten genutzt). Möglicherweise ist jedoch dies das erste Glied einer langen Wirkungskette, die langfristig zu negativen Bestandstrends führt (z. B. könnte der Vogel bei einem Rückgang der Bt-unempfindlichen Insekten nicht mehr auf die ursprüngliche Beute zurückgreifen).

Auswahl der Referenzflächen

Aufgrund der Vielzahl an Einflußfaktoren auf die Avifauna erscheint eine seriöse Auswahl von Referenzflächen sehr problematisch. Da die Umweltbedingungen auf der GVO-Anbaufläche und der Referenzfläche nicht ident sind, könnten sich zahlreiche Einflüsse wesentlich schwerwiegender auf die Lebensraumqualität auswirken als der Anbau des GVO. Um trotzdem eine verlässliche Vergleichsgrundlage zu schaffen, muß unbedingt ein Jahr vor der Freisetzung der GVO mit dem Monitoring begonnen werden.

5.9 Entomologische Monitoringmethoden

5.9.1 Zusammenfassung

Mit den vorgestellten Monitoringmethoden sollen mögliche Auswirkungen auf die Entomofauna in der Agrarlandschaft festgestellt werden, die durch den Anbau von transgenen Pflanzen auftreten können. Durch unterschiedliche Erfassungsmethoden wird die Arten- und Individuenzahl auf der Versuchsfläche (Kulturfeld mit transgenen Pflanzen), auf repräsentativen Vergleichsflächen und auf angrenzenden Flächen festgestellt. Da ein Monitoring von Insektenpopulationen sehr aufwendig ist, wird empfohlen, die Erhebungen nur anhand von typischen Charakterarten und Indikatorarten der Ackerfauna durchzuführen. Laufkäfer, Tagfalter, Heuschrecken und blütenbesuchende Vertreter werden als geeignete Indikatorgruppen vorgeschlagen. Schädlingsbefall und die natürlichen Gegenspieler (Nützlinge) bilden einen weiteren Untersuchungsaspekt.

5.9.2 Einleitung

Obwohl die meisten Insekten klein und unscheinbar sind, spielen sie im Gesamtökosystem eine bedeutende Rolle, alleine schon aufgrund ihrer enormen Arten- und Individuenzahl. Viele Insektenarten sind aufgrund ihrer komplexen Lebensraumsprüche gut geeignete Bioindikatoren, um bestimmte Standortsbedingungen oder Biotopqualitäten in der Kulturlandschaft

zu beurteilen. Dadurch eignen sie sich auch besonders gut für Biotopuntersuchungen und –bewertungen. Grundlage und Voraussetzung für diese Untersuchungen ist aber eine ausreichende Kenntnis über Taxonomie, geographische Verbreitung, ökologische Ansprüche, Häufigkeit und Gefährungsgrad der betreffenden Gruppen bzw. Arten.

Viele Insektengruppen können im Freiland nicht beobachtet werden, sondern müssen mittels Fallen gesammelt werden. Im Gegensatz zu Wirbeltieren ist die Erfassung von Arthropoden sehr aufwendig, da sich die wenigsten Arten im Freiland sicher auf Artniveau bestimmen lassen. In den meisten Fällen ist nur eine Determination an getöteten Tieren unter einer Lupe bzw. einem Stereomikroskop mit Fachliteratur und Referenzobjekten möglich. Die Hilfe eines Spezialisten ist oft unerlässlich.

Hauptproblem bei einer Bestandsaufnahme von Insekten, v. a. bei Langzeitbeobachtungen, ist daher der benötigte Arbeitsaufwand, der direkt abhängig von der Anzahl verwendeter Fallen (Fänge) und der Gesamtfangdauer (Beobachtungsdauer) ist. Im allgemeinen richtet sich die Anzahl der Probeflächen und der Fallenzahl nach den Bearbeitungsmöglichkeiten, wobei aber eine Mindestanzahl eingehalten werden sollte. In sehr stark strukturierten Lebensräumen sind mehr Fallen und für extreme Gebiete (z. B. Alpweiden) eine längere Gesamtfangdauer notwendig.

Verschiedene Autoren, wie RÜMER & MÜHLENBERG (1988), HÄNGGI (1989) und DUELLI et al. (1990), beschäftigten sich daher mit Untersuchungen für ein „Minimalprogramm“, um mit möglichst kleinem Aufwand möglichst reproduzierbare, aussagekräftige Daten zu erhalten.

Folgende Möglichkeiten ergeben sich:

- Einschränkung der Tiergruppen (Insektengruppen) auf wenige, aber gut bekannte und aussagekräftige Gruppen (→ Indikatorgruppen, -arten)
- Optimieren der Methodenwahl (z. B. Reduktion auf minimale Fallenzahl)
- gezielter Erfassungszeitraum (z. B. Untersuchungszeitpunkt nur zur Hauptaktivität der betreffenden Tiergruppe).

5.9.3 Entomologische Schutzziele

Die Erhaltung der Arten- und Individuenvielfalt (Biodiversität) im Ökosystem und der damit verbundene Schutz dieser Lebensräume ist das angestrebte Schutzziel. Dieses Projekt befaßt sich vor allem mit den Lebensräumen der Agrarlandschaft und mit den dort vorkommenden Tier- und Pflanzenarten (siehe dazu auch Kapitel 7).

Folgende Schutzziele sollen daher berücksichtigt werden:

- Erhaltung der Artenvielfalt
- Erhaltung der habitattypischen Charakterarten
- keine zunehmende Gefährdung schützenswerter Arten.

5.9.4 Entomologische Methoden und Parameter

Da ein österreichweites Monitoringnetzwerk zur Erfassung der Entomofauna nicht existiert, ist eine Einbindung in bereits bestehende Monitoringprogramme, wie es sie z. B. in der Vegetationsökologie und Ornithologie gibt, nicht möglich. Die ZODAT (= faunistische Datenbank in Österreich) enthält zwar zu einigen Insektengruppen umfassendere Angaben, diese sind aber von unterschiedlicher Qualität und Brauchbarkeit. Die verstreuten entomologischen Daten können daher für ein Monitoring nur sehr beschränkt genutzt werden.

Flächenauswahl

Für die Durchführung eines Monitorings ist die Auswahl geeigneter Untersuchungsflächen (repräsentative Testgebiete) von großer Bedeutung.

In diesen ausgewählten repräsentativen Testgebieten ist zwischen

- **Ziel-Ökosystemen** (Flächen mit transgenen Pflanzen) und
- **Nichtziel-Ökosystemen** (Flächen mit nicht-transgenen Kulturpflanzen, Flächen im Umfeld des GVO-Feldes)

zu unterscheiden (AMMANN & VOGEL, 1999).

Die Nichtziel-Ökosysteme dienen als Vergleichs- und Referenzflächen, aber auch als Beobachtungsflächen für mögliche unerwartete Effekte. Zu diesen Flächen zählen einerseits Felder mit nicht-transgenen Kulturpflanzen, angrenzende Felder, Feldränder, Wege, Brachflächen usw. und Biotope (der Umgebung), die ähnliche Standortverhältnisse besitzen wie landwirtschaftliche Nutzflächen. Wesentliche Voraussetzung für den Beginn einer Monitoring-Durchführung ist aber die Kenntnis des Ausgangszustandes der Flächen (Bestandserfassung) **vor Beginn** der Untersuchungen bzw. vor dem Ausbringen transgener Pflanzen. Der Radius des Umfeldes für ein Langzeitmonitoring hängt von der zu beobachtenden Pflanzensorte ab. Die Grenze des Untersuchungsraumes ist nicht nur anhand der Ausbreitungsdistanz der Diasporen und Pollen festzulegen, wie NEEMANN et al. (1999) angeben, sondern eine Verbreitung durch Wind und Tiere, z. B. durch Blütenbesucher oder über Zoochorie, ist ebenfalls von großer Bedeutung und zu berücksichtigen.

Generell ist bei der Auswahl der Vergleichsflächen darauf zu achten, daß alle abiotischen und biotischen Bedingungen (gleiche Kultur bzw. Fruchtfolge, idente Flächengröße, vergleichbare Flora und Fauna, Mikroklima, Bodenzusammensetzung usw.) möglichst ident mit denen der Versuchsfläche (Feld mit GVO) sind.

Dauer des Monitoring

MÜHLENBERG (1993) und HINTERMANN et al. (1996) geben eine Dauer von **mindestens 10 Jahren** als biologisch sinnvolle zeitliche Untergrenze für ein Langzeit-Monitoring an, um Aussagen über gerichtete Veränderungen treffen zu können.

Auswahl repräsentativer Insektengruppen

Da es aufgrund des enormen Arten- und Individuenreichtums der Insekten nicht möglich ist, Bestandsaufnahmen bzw. -überprüfungen für die gesamte Insektenfauna durchzuführen, müssen für Monitoring-Untersuchungen repräsentative Insektengruppen ausgewählt werden.

Die Auswahl der Tiergruppen muß sich nach dem betreffenden Lebensraum richten.

Die ökologisch bedeutenden Arten für ein Monitoring und Management sollten nach SOULÉ & KOHM (1989) aus folgenden drei Kategorien ausgewählt werden:

- *Schlüsselarten* (keystone species), deren Verschwinden das Aussterben vieler anderer Arten nach sich zieht
- *Bindegliedarten* (mobile link species), die wichtige funktionelle Komponenten zwischen mehreren Nahrungsketten oder Tier-Pflanzen Assoziationen bilden
- *Indikatorarten* (indicator species), die einem speziellen Interesse für Umweltüberwachung oder Managementmaßnahmen dienen

Nach MÜHLENBERG (1993) und FINCK et al. (1992) werden folgende Arthropodengruppen für naturschutzrelevante Erhebungen in der Agrarlandschaft (Ackerflächen, Säume und Wiesenhabitats) empfohlen:

- Spinnen (Araneae)
- „Tagfalter“ (Rhopalocera, Hesperidae, Zygaenidae)
- Laufkäfer (Carabidae)
- Heuschrecken (Caelifera, Ensifera).

eventuell noch:

- Schwebfliegen (Syrphidae)
- Stechimmen (teilweise aculeate Hymenoptera)

Zusätzliche Gruppen müssen je nach Fragestellung berücksichtigt werden.

Entomologische Aufnahme-Parameter:

- Artenanzahl
- Individuenanzahl
- Phänologie der Arten bzw. Insektengruppen
- Befallsstärke bzw. Schädlingsauftreten in der Kultur.

Erfassungsmethoden für ausgewählte Insektengruppen

Hier werden für ausgewählte Insektengruppen häufig verwendete Methoden zur Erfassung vorgeschlagen, die vor allem bei einem Monitoring in Wiesen- und Feldrainen und Brachflächen zur Anwendung kommen können.

Diese Methodenempfehlung nach FINK et al. (1992) muß an die spezifischen örtlichen Bedingungen (z. B. Flächengröße, Fragestellungen) angepaßt werden. Als weiterführende Fachliteratur sollte z. B. MÜHLENBERG, (1993), SUTHERLAND (1996) und SOUTHWOOD (1978) herangezogen werden.

• **Laufkäfer (Carabidae)**

Die Standardmethode zur Erfassung von Laufkäfern sind **Barberfallen** (ebenerdig eingegrabene Fanggläser oder -becher), mit denen die am Boden lebenden Arten erfaßt werden. Es ist zu berücksichtigen, daß die erhaltenen Individuenzahlen nicht die effektiven Häufigkeiten der einzelnen Arten widerspiegeln, sondern nur die Aktivitätsdichte der Arten darstellen.

Folgendes **Fangdesign** wird empfohlen (nach ZULKA, 1996):

- 5 Fallen je Standort
- Gläser mit $\varnothing = 4,5$ cm
- Fixierflüssigkeit: Ethylenglykol (plus Detergenzmittel)
- mit Dach
- Exposition von April bis Oktober
- je nach Störanfälligkeit Kontrolle in zwei- bis vierwöchigem Intervall.

• **„Tagfalter“ (Rhopalocera, Hesperidae, Zygaenidae)**

Tagfalter sind verhältnismäßig leicht durch **visuelle Beobachtung** festzustellen. Während der Vegetationsperiode (April/Mai bis September) werden mit ca. 6-8 Begehungen entlang von repräsentativen Probeflächen bzw. **Transekten** die Schmetterlinge aufgenommen. Dabei ist grundsätzlich auf geeignete Witterungsbedingungen und Tageszeiten zu achten.

Zusätzlich sind eigene **Blütenbesuchsbeobachtungen** durchzuführen.

Die Determination erfolgt in der Regel am lebenden Tier im Gelände, nur bei Unklarheiten kann das Tier mit dem Kescher gefangen und anschließend aber wieder freigelassen werden.

• **Heuschrecken (Caelifera, Ensifera)**

Da sich Heuschrecken in der Vegetation aufhalten, wird empfohlen, entlang von **Transekten** (Transektstreifen von 1,5-2 m Breite, je nach Grashöhe, und etwa 30 m Länge) die Tiere in folgender Weise zu erfassen:

- *Zählung* (visuell) der aufgescheuchten Individuen beim langsamen, kontinuierlichen Abgehen durch den Transektstreifen
- *Kescherfänge* (gezieltes Abfangen): genormte Kescherproben, z. B. 50 Schläge entlang eines Transektes (möglichst immer von derselben Person, da subjektive Unterschiede). Dadurch ist eine Einschätzung der relativen Häufigkeit verschiedener Arten möglich – ein wichtiges Kriterium für die Beurteilung von Veränderungen.
- *akustische Bestandsaufnahme* der artspezifischen Lautäußerungen (hauptsächlich qualitative Erfassung).

Die Determination der gefangenen Heuschrecken soll möglichst am lebenden Tier im Gelände erfolgen. Nur im Zweifelsfall wird konserviert und im Labor bestimmt.

Nach FINCK et al. (1992) wird vorgeschlagen, im Mai/Juni mit den Bestandsaufnahmen zu beginnen, Schwerpunkt ist von Mitte Juli bis Ende September. Es ist jeweils eine drei- bis viermalige Begehung pro Untersuchungsfläche vorgesehen. Um die tageszeitlichen Aktivitätsunterschiede der Arten abzudecken, sollten an Schönwettertagen sowohl mittags als auch vor, während und nach Einbruch der Abenddämmerung die Erhebungen durchgeführt werden; gilt vor allem für akustische Bestandsaufnahme, da einige Arten erst abends singen. Bei Berücksichtigung dieser Punkte sollte eine ca. 90 %ige Erfassung des Artenspektrums möglich sein.

• **Schwebfliegen (*Syrphidae*)**

Zur Erfassung der hochmobilen Schwebfliegen können verschiedene Erfassungsmethoden zum Einsatz kommen, die sich gegenseitig ergänzen:

- *Kescherfänge* (mit genormter Anzahl der Schläge) entlang von festgelegten Transekten auf repräsentativen Dauerbeobachtungsflächen; insgesamt 8-10 Begehungen
- *Blütenbesuchsbeobachtungen*
- *Malaisefallen* (kontinuierliche Fangeinrichtung, regelmäßiges Ausleeren des Fanggefäßes notwendig)
- eventuell Larvalerfassungen.

Alle Erhebungen sollen im Zeitraum April bis September erfolgen, schwerpunktmäßig Anfang April bis Ende Mai bzw. Mitte Juli bis Mitte September.

Aufnahme-Parameter im Kulturfeld

Da der Einsatz von Pflanzenschutzmitteln bzw. von schädlingsresistenten GVO den Befall von Schadorganismen reduzieren soll, ist die Wirksamkeit auf den Zielorganismus, aber auch auf Nicht-Zielorganismen, von entscheidender Bedeutung. In diesem Zusammenhang müssen noch folgende Parameter aufgenommen werden:

- Abundanz und Verteilung von Insekten, die Kulturpflanzen fressen („Schädlinge“): phytophage Insekten (z. B. Blattläuse, Blatt- und Rüsselkäfer, Rapsglanzkäfer). Diese Gruppen sind jeweils schwerpunktmäßig für die zu untersuchende Kultur festzulegen.
- Abundanz und Verteilung der natürlichen Gegenspieler der Schädlinge („Nützlinge“): Räuber und Parasiten (z. B. Schlupfwespen, Florfliegen, Marienkäfer, Schwebfliegen-Larven)
- Abundanz und Verteilung von Blütenbesuchern (verschiedene Zwei- und Hautflügler, wie z. B. Wild- und Honigbienen, Schwebfliegen; Rapsglanzkäfer) im Kulturfeld und angrenzenden Flächen.

Zur Erfassung der einzelnen Gruppen sind die schon beschriebenen Methoden zu verwenden bzw. die für die Landwirtschaft üblichen Methoden zur Feststellung eines Befalles:

- Auszählen (visuelle Kontrolle) der Blüten, Knospen, Triebspitzen, Blätter und Früchte nach Eiablage, Larven und Imagines bzw. nach erzeugtem Schadbild
- Fangen der Schädlinge mit Hilfe von Fallen (z. B. Gelbschalen, Kescher).

Verbreitung von transgenem Pollen durch Insekten

Voraussetzung für eine Feststellung der Pollenverbreitung durch blütenbesuchende Insekten ist deren Erfassung. Neben diversen Fangmethoden (zu ihrer Erfassung) können für spezielle Fragestellungen auch verschiedene Methoden zur Markierung von einzelnen Individuen eingesetzt werden (z. B. radioaktive Markierung, Farbmarkierung).

Genauere Angaben zu den Blütenbesuchern (Art, Häufigkeit und Verteilung) und zum Fundstandort (z. B. Entfernung zum GVO-Feld) sind erforderlich, insbesondere zur Blühzeit der transgenen Pflanze und der nah verwandten Arten.

Durch eine biochemische Pollenanalyse soll festgestellt werden, ob es sich beim mittransportierten Pollen um transgenen Pollen handelt.

Insektenbestäubung spielt vor allem bei Brassicaceae (Raps) eine wichtige Rolle.

5.9.5 Auswertung und Dateninterpretation

Die Determination der einzelnen Insektengruppen (Individuen) bis auf Artniveau liefert die Artenliste, welche die Grundlage für eine qualitative und quantitative Analyse und Bewertung ist.

Die Auswertung (Beurteilung des Standortes) sollte sich nach folgenden Aspekten richten (in Anlehnung an FINCK et al., 1992):

- Charakterisierung der Untersuchungsflächen
- vollständige Artenliste
- umfassende Charakterisierung und Einordnung des nachgewiesenen Artenspektrums
- ⇒ Bestimmung der Zeigerarten und der Dominanzen (der Arten) nach bestimmten ökologischen Anspruchstypen
- ⇒ Vorkommen und Häufigkeit von typischen und untypischen Arten eines Lebensraumes
- ⇒ Ermittlung der ökologischen Ansprüche der Bioindikatoren in Bezug auf Temperatur und Feuchtigkeit (z. B. hygrophile, xerophile, thermophile Arten), Nistweise (z. B. bei Wildbienen in der Erde oder in Totholz), Ernährung (z. B. phytophag, räuberisch, parasitisch) und/oder auf den Spezialisierungsgrad (z. B. monophag, oligophag, polyphag)
- ⇒ Darstellung der räumlich-funktionalen Ansprüche der nachgewiesenen Arten (Bedeutung der Untersuchungsfläche als Larval-, Paarungs-, Ruhe-, Rast-, Nahrungs-, Überwinterungshabitat usw.)
- ⇒ Ermittlung des Gefährdungsgrades der gefundenen Arten (Grundlage: Rote Listen, ZOODAT und Daten von faunistischen Arbeiten über das betreffende Gebiet)
- Vergleich der Flächen bzw. der erhaltenen Tiergemeinschaften (Die hohen Artenzahlen der Insektengruppen ermöglichen es, Artengemeinschaftsparameter wie Arten- und Individuenzahl, Diversität und Evenness (MAGURRAN, 1988; MÜHLENBERG; 1993) für den untersuchten Lebensraum anzugeben und zu vergleichen.)
- statistische Auswertung der Freilanddaten.

Eine Gesamtbewertung des Standortes basiert auf dem Vorkommen standortstypischer Arten, seltener gefährdeter Arten, der Diversität und dem Isolationsgrad (ZULKA, 1996).

5.9.6 Methodische Grenzen des entomologischen Monitorings

Das Hauptproblem von zoologischen Bestandsaufnahmen ist das Fehlen von standardisierten Methoden zur Erfassung von Tieren, die dann auch eine Vergleichbarkeit und Interpretation der Daten erlauben. Es gibt zwar eine Reihe von verschiedenen Erfassungsmethoden, die sich auch in der Praxis durchgesetzt haben, wie z. B. die Barberfallen für die Erfassung von epigäischen Arthropoden, aber kein standardisiert festgelegtes Versuchsdesign dazu. Im Zusammenhang mit den Problemen der Methodik steht auch die daraus resultierende Interpretation der Ergebnisse. Nachdem Störungen und Veränderungen ein integraler Bestandteil von Ökosystemen sind, ist es schwierig zu entscheiden, ob diese aufgetretenen Veränderungen auf natürliche Schwankungen, das heißt systemeigene Prozesse, zurückzuführen sind oder die Folge von anthropogenen Störungen bzw. von transgenen Pflanzen sind (Kausalanalyse).

Ein weiteres Problem stellt die enorme Artenvielfalt, geringe Größe und die oft beträchtliche Mobilität der Insekten dar.

Die Ausarbeitung eines umfassenden, entomologischen Monitoringkonzeptes ist nur in Kooperation mit nationalen und internationalen Experten möglich. Im Rahmen dieser Studie wurden nur die gängigsten entomologischen Erfassungsmethoden dargestellt, die im Zusammenhang mit dem Monitoring von GVO relevant sein können.

5.10 Bodenuntersuchungen

5.10.1 Zusammenfassung

Die Funktion von Böden wird in erster Linie durch die Aktivität von Bodenorganismen bestimmt. Bodenmikroorganismen (Bakterien und Pilze) nehmen dabei eine zentrale Rolle ein, da sie organische Stoffe abbauen und damit den Nährstoffkreislauf beeinflussen. Sie sind dabei aber auch auf die Aktivität der Bodenfauna (z. B. Collembolen) angewiesen, da diese die eingebrachte Streu zerkleinert, und eine wichtige Rolle bei der Strukturierung des Bodens spielen. Eine Schädigung der Bodenmikroorganismen durch einen veränderten Einsatz von Herbiziden oder der Bodenarthropoden durch die Anwendung von Bt-Pflanzen kann zum Verlust wichtiger Bodenfunktionen führen. Eine Überprüfung möglicher Einflüsse im Rahmen von Monitoringprogrammen ist auch deshalb von besonderer Bedeutung, da bisher solche Untersuchungen nicht durchgeführt wurden und Vergleichsdaten nicht verfügbar sind.

5.10.2 Einleitung

Die Untersuchung von Bodenmikroorganismen ist durch die sehr heterogene Verteilung der Organismen im Boden meist sehr aufwendig. In den meisten Monitoringprogrammen finden daher umfassende Untersuchungen der Bodenmikroorganismen oder der Bodenfunktion keine Berücksichtigung. So sind z. B. in den Empfehlungen für eine Vorgehensweise bei der Bodendauerbeobachtung (BLUM et al. 1996) nur zwei Parameter (mikrobielle Biomasse und Stickstoffmineralisation) für die Durchführung des Basisprogramms vorgesehen, und selbst im Zusatzprogramm sind keine Diversitätsuntersuchungen vorgesehen. Die Ergebnisse von Diversitätsuntersuchungen sind oft schwer zu interpretieren da die Verteilung und die Aktivität der Bodenmikroorganismen starken zeitlichen und räumlichen Schwankungen unterliegt. Außerdem werden auf diesem Gebiet ständig neue Methoden entwickelt und angewandt und dadurch eine Standardisierung der Vorgehensweise erschwert.

Die Funktion des Bodens als Lebensraum für Tiere und als Vegetationsstandort ist zu einem großen Teil durch mikrobiologische Prozesse bestimmt (KENNEDY & SMITH, 1995). Mikroorganismen stehen dabei in enger Interaktion mit der Bodenfauna (Zerkleinerung und Einmischung der Streu, Transport) und den Wurzeln der Vegetation (Nährstoffe, Symbiosen, Wurzel-exudate). Eine Störung dieses komplexen Systems kann zum Verlust von wichtigen Funktionen und damit auch zur Verringerung des Ernteertrags führen.

Besondere Bedeutung sollte Bodenuntersuchungen bei der Freisetzung (und dem Inverkehrbringen) von gentechnisch veränderten Mikroorganismen zukommen, da über das Verhalten von einzelnen Mikroorganismen noch sehr wenig bekannt ist. So kann es durch horizontalen Gentransfer, der zwischen verschiedenen Bakterien viel wahrscheinlicher ist als zwischen Bakterien und Pflanzen, zur Übertragung von neuen Eigenschaften kommen. Durch Einbringen einer konkurrenzsteigernden Eigenschaft können Arten verdrängt werden. Nicht zu vernachlässigen ist auch die Möglichkeit der Veränderung ganzer Ökosysteme durch das Einbringen von Bakterien, die den Nährstoffkreislauf verändern. So können stickstofffixierende Bakterien in nährstoffarme Böden eindringen und dadurch die Vegetation verändern. Bakterien können entgegen landläufiger Meinung auch größere Distanzen durch Auswaschung oder Wind überwinden (TEBBE, pers. Mitteilung).

Als wichtige Schutzziele sind daher die Erhaltung der

- Bodenfunktion hinsichtlich der Lebensraumfunktionen
- Diversität der Bodenfauna
- Diversität der Bodenmikroorganismen

bei der Erstellung von Monitoringplänen zu berücksichtigen.

5.10.3 Auswahl der Flächen

Da die Zusammensetzung der Bodenfauna und der Bodenmikroorganismenpopulation stark von der Bodenbeschaffenheit, klimatischen Faktoren und der Vegetation (bzw. der Anbaugeschichte) beeinflusst werden, sollten Untersuchungs- und Referenzflächen in geringem Abstand zueinander liegen und über mehrere Jahre hinweg gleich genutzt worden sein. Die Untersuchung mehrerer Flächen kann dazu dienen Informationen über natürlichen Schwankungen der untersuchten Parameter zu gewinnen, und sollte daher auf jeden Fall durchgeführt werden.

5.10.4 Bodenmikrobiologie/Bodenfunktion

5.10.4.1 Probenziehung

Die Zahl der Proben hängt von der Größe der zu untersuchenden Fläche ab. Es sollten jedoch nach statistischen Kriterien eine ausreichend große Zahl an Einzelproben gezogen werden, um signifikante Meßwerte zu gewährleisten (mindestens 100 pro Untersuchungsfläche, ALEF 1991). Diese zufällig verteilt gezogenen Einzelproben können dann zu Sammelproben vereint werden. Die Größe der Proben hängt von der Zahl der zu messenden Parameter ab.

Die Probenahme sollte bei der Untersuchung von Ackerböden auf die regelmäßig durchmischte Schicht beschränkt werden, kann aber je nach Fragestellung variieren.

Die Probenahme erfolgt in der Regel mit einem Spaten oder Probenstecher. Die Proben werden in Kunststoffgefäße (Dosen, Säcke) verpackt und kühl gelagert (4°C). Ein Verdichten oder Austrocknen der Probe während des Transport ist zu vermeiden. Weiters sollte darauf geachtet werden, daß der Gasaustausch gewährleistet ist.

5.10.4.2 Probenpunkte, Zeit und Dauer der Beobachtung

Die Lage der Probenpunkte hängt von der Fragestellung ab. Es sollten jedoch auf jeden Fall Proben aus dem wurzelnahen Bereich der Ackerpflanze und aus nicht durchwurzelter Bereichen gezogen werden. Dies ist besonders bei Pflanzen wichtig, die bakterizide Substanzen in den Wurzeln produzieren. Proben aus unterschiedlichen Bereichen dürfen vor den Untersuchungen nicht gemischt werden.

Für eine allgemeine Beobachtung (z. B. nach dem Inverkehrbringen) sollte die Probenahme zu einer Zeit erfolgen zu der keine extreme Situation herrscht (Trockenheit, Herbizid- oder Düngemittelsatz). So sollten Proben für mikrobiologische Untersuchungen frühestens 6 Wochen nach der Düngung gezogen werden. Der Einfluß des Bewuchs wird am Besten nach der Ernte erhoben (SCHINNER et al., 1995). Für gezielte Untersuchungen während der Freisetzung können aber gerade diese Störung der mikrobiellen Gemeinschaft im Mittelpunkt der Untersuchungen stehen. Eine Probenahme in kurzen Zeitabständen (2-3 Tage) über mehrere Wochen hinweg nach dem Einsatz eines Herbizids oder nach dem Unterpflügen von Pflanzenmaterial nach der Ernte kann wertvolle Hinweise zur Störung des Bodensystems liefern.

Zur Abschätzung nachhaltiger Einflüsse von Störungen oder geänderter Bewirtschaftung gibt es derzeit noch sehr wenige Daten. Die Dauer der Beobachtung sollte sich daher aus dem Vergleich mit Meßergebnissen an der Referenzfläche, bzw. durch einen Vergleich mit dem Ausgangszustand ergeben. Der Ausgangszustand muß daher auf jeden Fall im Jahr vor der Aussaat der gentechnisch veränderten Pflanze erhoben werden.

5.10.4.3 Parameter

Folgende Parameter sollten im Rahmen eines Monitoringprogrammes unter standardisierten Bedingungen erfaßt werden:

- Grunderhebung Bodenparameter
- Biomasse
- Stickstofffixierung
- Bodenatmung
- Bodenenzymatik/Soffwechselaktivität
- Diversität der Bodenmikroorganismen
- Indikatororganismen.

Für die meisten der oben genannten Parameter existieren anerkannte Untersuchungsmethoden (z. B. ALEF, 1991; HEISSENBERGER et al., 1999; SCHINNER, 1995). Gerade bei Diversitätsuntersuchungen existiert aber eine große Zahl von Methoden, die durch die Weiterentwicklung molekularbiologischer Techniken außerdem ständig steigt. Es sollten also Methoden verwendet werden, die dem Stand der Wissenschaft entsprechen und hohe Standards vor allem hinsichtlich der Reproduzierbarkeit erfüllen. Auch wenn während des Untersuchungszeitraums andere, bessere Methoden entwickelt werden, muß die einmal gewählte Methode beibehalten werden, da nur so die Vergleichbarkeit der Ergebnisse gewährleistet ist.

5.10.4.4 Methodenbeschreibung

5.10.4.4.1 Bodengrunduntersuchungen

Um eine Vergleichbarkeit der Resultate der biologischen Untersuchungen zu ermöglichen sollten vor dem Beginn eines Monitorings eine Standort und Bodenbeschreibung nach BLUM et al. (1996) vorgenommen werden. Dies dient einerseits dazu geeignete Referenzflächen zu

wählen andererseits kann so der Einfluß des Bodentyps auf die Messergebnisse bestimmt werden. Bei einer vollständigen Erhebung der Daten können die Ergebnisse außerdem in die Bodenzustandsinventur aufgenommen, bzw. mit den dort erhobenen Daten verglichen werden.

Neben einer allgemeinen Beschreibung des Standortes (z. B.: Lage, Seehöhe) und einer Auflistung spezieller Merkmale (z. B.: Grundwasser, Vegetation, Nutzung) werden folgende Daten zur Bodenbeschreibung aufgenommen:

- Horizontierung
- Bodenart
- Skelettgehalt
- Bodenfarbe
- Fleckung und Konkretion
- Carbonate
- Bodenstruktur (Bodengefüge)
- Porosität
- Durchwurzelung
- Biologische Durchmischung
- Humus

Für landwirtschaftlich genutzte Flächen sollen zusätzlich

- Betriebs- und Schlagdaten
- Fruchtart und Erntemenge
- Bodenbearbeitung (Tiefe und Art)
- Düngung (Menge und Art)
- Pestizideinsatz (Menge und Art)

erhoben werden.

Die dabei anzuwendenden Methoden sind in BLUM et al. (1996) bzw. der darin zitierten Literatur angegeben.

5.10.4.4.2 Bodenfunktion

Die Bodenfunktion hängt zu einem großen Teil von der Abundanz und der Aktivität der im Boden lebenden Mikroorganismen ab. Daher sind für ein Monitoring der Bodenfunktion die Erhebung bodenmikrobiologischer Grundparameter unumgänglich.

Biomasse

Zur Bestimmung der mikrobiellen **Biomasse** können mehrere sehr unterschiedliche Verfahren herangezogen werden.

Bestimmung der **Lebendkeimzahl** durch kultivierungsabhängige Methoden, bei denen sich aus den in der Probe enthaltenen Keimen zunächst Kolonien entwickeln müssen (Plattengußverfahren, MPN-Verdünnungsverfahren), erfassen nur lebende und kultivierbare Mikroorganismen. Ein kleiner Teil einer Bodensuspension wird dabei auf feste Nährböden bzw. in flüssige Kulturmedien (oft in verschiedenen Verdünnungen) gebracht und bei einer bestimmten Temperatur bis zu drei Tagen inkubiert. Die sich entwickelnden Kulturen werden gezählt. Da viele Bakterien nicht auf den dabei verwendeten Nährböden wachsen können, wird nur ein sehr kleiner Teil der tatsächlichen Biomasse erfaßt.

Mit direkten **mikroskopischen Keimzahlbestimmungen** ist es nicht möglich zwischen toter und lebender, aber nicht vermehrungsfähiger, und lebender Biomasse zu unterscheiden. Die bei modernen Verfahren verwendeten Fluoreszenzfarbstoffe binden an die DNA, aber oft auch

an Bodenpartikel was die Auswertung stark erschwert. Neue Farbstoffe weisen höhere Spezifität auf und können daher besser verwendet werden (WEINBAUER et al., 1998). Durch Direktzählverfahren werden auch all jene Organismen erfaßt, die sich durch kultivierungsabhängige Verfahren nicht bestimmen lassen. Dadurch liegt die ermittelte Gesamtbakterienzahl in der Regel um mehrere Zehnerpotenzen über der mit kultivierungsabhängigen Verfahren ermittelten Lebendkeimzahl.

Eine weitere Methode zur Bestimmung der mikrobiellen Biomasse ist die **Quantifizierung von mikrobiellen Zellbestandteilen**. Diese Bestandteile sollten nur in der lebenden Zelle vorkommen, d. h. nach dem Absterben der Zelle rasch abgebaut werden und, je nach Anwendung, für eine bestimmte Organismengruppe spezifisch sein. Außerdem sollte die Konzentration des zu bestimmenden Stoffs in der Zelle möglichst konstant sein, um die Umrechnung auf Biomasseeinheiten anhand einer Eichung mit direkten Nachweismethoden zu ermöglichen. Die Bodenproben müssen dabei quantitativ extrahiert werden. Die Konzentrationsbestimmung erfolgt meist durch Gas- oder Flüssigkeitschromatographie (GC oder HPLC) oder photometrisch. Durch die apparative Analyse ist ein vergleichsweise hoher Probendurchsatz möglich, was besonders für Monitoringaufgaben von großem Vorteil ist. Dabei kann Ergosterol zur Bestimmung der pilzlichen, Muraminsäure und Diaminopimelinsäure zur Bestimmung der bakteriellen Biomasse verwendet werden. Nucleinsäuren, ATP und Phospholipide kommen in allen lebenden Zellen vor und können deshalb zur Bestimmung der Gesamtbio-masse herangezogen werden.

Für Monitoringaufgaben geeignet sind auch die in der Bodenmikrobiologie häufig verwendeten Fumigations-Methoden, bei denen alle Organismen durch Begasen mit Chloroform abgetötet werden. Bei Fumigation-Inkubations-Methoden wird nach dem Abtöten wieder ein Teil der Bodenprobe zugesetzt und der Abbau der toten Mikroorganismen durch das Inokulum über Bodenatmungsmessung bestimmt. Da dabei das gebildete Kohlendioxid gemessen wird, ist diese Methode nur für carbonatfreie Böden mit einem pH-Wert über 4,5 geeignet. Die Bestimmung des Kohlenstoff-, Stickstoff- oder Phosphorgehalts der abgetöteten Bodenprobe bildet die Grundlage von Fumigation-Extraktions-Methoden. Die Umrechnung auf Biomasse erfolgt mithilfe empirischer Faktoren. Die Vorteile dieser Methoden sind eine gute Reproduzierbarkeit und der relativ geringe Zeitaufwand. Eine Differenzierung zwischen ruhendem und aktivem Anteil der mikrobiellen Biomasse, sowie zwischen bakterieller und pilzlicher Biomasse im Boden ist nicht möglich (SCHINNER et al., 1995).

Stickstoffmineralisation

Bei der **Stickstoffmineralisation** handelt es sich um zwei verschiedene Reaktionen: die Freisetzung von Ammonium aus niedermolekularen organischen Substanzen (Ammonifikation) und die Oxidation von Ammonium zu Nitrit und Nitrat (Nitrifikation). Unter anaeroben Bedingungen wird diese Oxidation unterbunden, und das gebildete Ammonium wird angereichert. Zur Bestimmung werden Bodenproben nach dem Überstauen mit Wasser bei 40°C 7 Tage lang inkubiert, und das gebildete Ammonium nach der Extraktion mit einer Kaliumchloridlösung photometrisch bestimmt (BLUM et al., 1996).

Bodenatmung

Eine der ältesten Methoden zur Aktivitätsmessung stellt die Messung der CO₂-Entwicklung bzw. der Sauerstoffaufnahme, und damit der Atmung, dar. Dabei wird zwischen der Basal-atmung (ohne Zusatz von organischen Substanzen) und der substratinduzierten Atmung (Zusatz von Glucose oder Aminosäuren) unterschieden. Bei der ersten Methode wird die tatsächliche Aktivität, bei der zweiten die potentielle Aktivität gemessen. Bei der Messung werden Bodenproben wenige Stunden bis mehrere Tage inkubiert und das dabei freigesetzte CO₂ bzw. der verbrauchte Sauerstoff gemessen. Die Messung erfolgt dabei mittels Elektrorespirometer, mittels Infrarot, oder volumetrisch (ALEF, 1991). Andere Methoden zur Bestimmung der mikrobiellen Aktivität sind die Bestimmung der Wärmefreisetzung (heat output) (Alef & KLEINER, 1989) oder des Adenosintriphosphat (ATP)-Gehalts (Methodenübersicht in ALEF, 1991).

Bodenenzymatik/Soffwechselaktivität

Unter Bodenenzymen versteht man Enzyme, die frei im Boden vorliegen. Eine Unterscheidung der frei im Boden vorliegenden Enzyme nach deren Herkunft (Mikroorganismen, Pflanzen, Tiere) ist meist nicht möglich. Die verschiedenen Enzyme, wie Hydrolasen, Oxidoreduktasen oder Transferasen, die am Abbau organischer Substanzen im Boden beteiligt sind, kommen entweder frei in der Bodenlösung oder immobilisiert an Bodenpartikeln vor (BURNS, 1978). Die Bestimmung der Aktivität von Bodenenzymen stellt eine wichtige Methode zur Bestimmung der Einflüsse verschiedener Umweltfaktoren dar. Die Probleme der Enzymmessungen liegen neben der Heterogenität von Bodenproben in der hohen Komplexität von Abbauprozessen im Boden. Bei allen Untersuchungen ist daher ein Mitführen verschiedener Kontrollen und ein Vergleich mit anderen Parametern, wie Bodenatmung, notwendig, um mögliche Messartefakte auszuschließen. Die Messung erfolgt zumeist unter optimalen Bedingungen, d. h. am pH- und Temperaturoptimum des zu messenden Enzyms. Dadurch wird ein Vergleich unterschiedlicher Standorte ermöglicht. Die Messung erfolgt in der Regel durch Quantifizierung der Reaktionsprodukte (ALEF, 1991). Ohne Substratzugabe wird die natürliche, unter Zusatz des jeweiligen Substrats die maximale Aktivität bestimmt. Aussagen über den tatsächlichen Stoffumsatz im Boden sind dadurch aber nicht möglich. Die am häufigsten untersuchten Enzyme sind:

- *Proteasen*: Bestimmung des Protein bzw. Peptidabbaus
- *Urease*: Messung der Harnstoffspaltung, wichtiger Parameter bei Düngung mit harnstoffhaltigen Düngern
- *Phosphatasen*: Phosphatabspaltung aus Nukleinsäuren oder Glycerinphosphat
- *Cellulase*: Celluloseabbau, einer der wichtigsten Mineralisationsprozesse im Boden
- *Xylanasen*: meist in Ackerböden eingesetzt, da diese nur geringe Cellulaseaktivität aufweisen.

Die hier behandelten Enzyme stellen nur einen kleinen Ausschnitt aus der Vielfalt der Bodenenzyme dar. Außer diesen sind viele andere, wie Katalasen, β -Glucosidase, Saccharase, Amidase, und Sulfatase am Abbau der organischen Substanz im Boden beteiligt. Die zu verwendenden Methoden finden sich in ALEF (1991), SCHINNER et al. (1995) und SINSABAUGH et al. (1991) und können für ein Monitoring herangezogen werden.

Bestimmung der Abbauleistung durch BIOLOG-Mikrotiterplatten

Eine andere Möglichkeit zur Bestimmung der mikrobiellen Aktivität in Böden bietet sich durch die Verwendung des kommerziell erhältlichen „BIOLOG“-Mikrotiterplattensystems (BIOLOG, Hayward, CA, USA). Dabei wird die biochemische Abbauleistung der gesamten mikrobiellen Gemeinschaft als Muster des Abbaus verschiedener Kohlenstoffquellen (95 im Falle von BIOLOG) bestimmt. Die Verwertung einer Kohlenstoffquelle wird durch die irreversible Reduktion des farblosen Redox-Farbstoffs Tetrazoliumviolett zu einem purpurnen Formazan durch respiratorische Aktivität colorimetrisch bestimmt. Eine Beeinflussung bestimmter physiologischer Bakteriengruppen des jeweiligen Bodens, z. B. durch transgene Pflanzen, kann eine Veränderung des Musters der verwerteten Substrate bewirken. Durch die große Funktionsredundanz können aber andere Gruppen diese Funktion übernehmen und eine Änderung wäre nicht erkennbar. Das BIOLOG-System wurde als rasche Methode zur Charakterisierung und Klassifizierung heterotropher mikrobieller Gemeinschaften im Boden beschrieben, die den Vergleich dieser Gemeinschaften über große örtliche und zeitliche Distanzen ermöglicht (GARLAND & MILLS, 1991). In einer neueren Publikation weisen SMALLA et al. (1998) nach, daß durch dieses System vor allem Bakterien einer bestimmten Klasse (γ -Proteobakterien) erfaßt werden. Diese Bakterien sind sehr schnell wachsend und an hohe Nährstoffkonzentrationen angepaßt. Trotzdem ist dieses System, mit dem eine große Zahl an Proben in relativ kurzer Zeit untersucht werden kann, für Monitoringaufgaben geeignet, wenn die potentielle Abbauleistung bestimmt werden soll.

5.10.4.4.3 Diversitätsuntersuchungen

Lange Zeit war die Analyse mikrobieller Gemeinschaften auf die Untersuchung kultivierbarer Arten beschränkt. Eigenschaften von Bakterienisolaten, die anhand von Reinkulturen im Labor ermittelt wurden, haben aber meist wenig Aussagekraft über deren Verhalten in natürlichen Ökosystemen. Mit molekularbiologischen Methoden konnte gezeigt werden, daß die Diversität von Mikroorganismen im Boden wesentlich höher ist als durch Kultivierungsabhängige Methoden ermittelt wurde (TORSVIK et al., 1990). Diversitätsuntersuchungen an bakteriellen Gemeinschaften werden meist durch Ermittlung der Variationen im 16S-rRNA codierenden Gen (rDNA) durchgeführt. Dieses Gen ist dafür besonders geeignet, da es in allen Bakterien vorkommt und es sowohl konservierte als auch hoch variable Regionen enthält (WOESE, 1987). Dies ermöglicht es, viele verschiedene Methoden zur Analyse des 16S-rRNA-Gens zu verwenden, und die Diversität einer natürlichen Mikroorganismengemeinschaft auf verschiedenen taxonomischen Ebenen durchzuführen. Deshalb wurden die Sequenzen der 16S-rRNA Gene zu einem unverzichtbaren Parameter in der bakteriellen Taxonomie. Im folgenden sind einige Methoden aufgeführt, die zur Untersuchung der bakteriellen Diversität im Rahmen von Monitoringprogrammen verwendet werden können. Zur Untersuchung von Pilzen können analog zur 16S-rDNA der Bakterien 18S-rRNA Gene herangezogen werden.

Untersuchung der 16S-rDNA/18S-rDNA

Die DNA wird direkt aus dem Boden isoliert (z. B. AKKERMANS et al., 1996; TREVORS & van ELSAS, 1995) und variable Regionen der bakteriellen 16S (bzw. pilzlichen 18S) rDNA werden mit Primern, die homolog zu konservierten Regionen dieser DNA sind, mittels PCR amplifiziert. Die PCR-Produkte werden elektrophoretisch aufgetrennt, die resultierenden DNA-Fragmente (entsprechend den Banden) kloniert und teilweise sequenziert. Zuletzt werden die so erhaltenen Sequenzen auf Übereinstimmungen mit Sequenzen bekannter Spezies, die in Datenbanken gespeichert sind, untersucht, und eine taxonomische Zuordnung der Bakterien bzw. Pilze aus der Bodenprobe vorgenommen. Diese Vorgangsweise ist zielgerichtet, aber sehr aufwendig und daher für ein Monitoring von Bodenmikroorganismen nur bedingt geeignet.

Wesentlich schneller durchzuführen sind Methoden bei denen die aufwendige Sequenzanalyse entfällt und eine Aussage über die mikrobielle Diversität aufgrund der Komplexität der 16S-rDNA in einer Bodenprobe getroffen werden. Grundlage dieser **DNA-Fingerprintmethoden** ist die Amplifikation von DNA-Abschnitten mithilfe der PCR (Polymerase-Ketten-Reaktion) und die Auftrennung von Reaktionsprodukten nach deren Größe mittels Gelelektrophorese. Durch die Elektrophorese werden Bandenmuster erzeugt, die es ermöglichen, Veränderungen in der Bodenmikroorganismengemeinschaft zu erkennen. Geringfügige Änderungen können aber meist nicht erkannt werden, da die entstehenden Muster sehr komplex sind. Fingerprintmethoden sind im allgemeinen gut reproduzierbar und können relativ rasch durchgeführt werden. Die Auswertung kann mithilfe von spezieller Software erfolgen. Zur Erzeugung eines DNA Fingerprints können folgende Methoden verwendet werden:

- **ARDRA (amplified rDNA restriction analysis)**
Die PCR-Produkte werden mit Restriktionsenzymen geschnitten. Restriktionsenzyme schneiden den DNA-Doppelstrang an bestimmten, von kurzen Stücken in der Sequenz abhängigen Stellen. Die entstandenen Fragmente werden elektrophoretisch aufgetrennt, und so Bandenmuster erzeugt, die dann mittels Computer analysiert werden. Auf diese Weise kann, ohne Informationen über die vorliegenden DNA-Sequenzen zu besitzen, eine Aussage über die Diversität der Bakteriengemeinschaft getroffen werden (WEIDNER et al., 1996).
- **Amplifikationsfragment Längenpolymorphismus (AFLP) Analyse**
Auf einen Restriktionsverdau folgt eine PCR-Amplifikation der Fragmente mit selektiven Primern (JANSSEN et al., 1997). Die Restriktionsfragmente werden dabei mit kurzen Adaptersequenzen versehen. Die Auftrennung erfolgt dann auf Sequenzgelen bzw. automatischen Sequenziergeräten. Diese Methode liefert reproduzierbare Ergebnisse, ist aber technisch aufwendig.

- *Denaturierende und Temperatur-Gradientengelelektrophorese (DGGE/TGGE)*
DNA-Fragmente gleicher Länge, aber unterschiedlicher Nukleotidsequenz können mit diesen speziellen Elektrophoreseverfahren aufgetrennt werden (MUYZER et al., 1993). Meist werden diese Verfahren zur Auftrennung von Reaktionsprodukten aus oben beschriebenen Methoden verwendet, da mit ihnen eine sehr hohe Auflösung der Bandenmuster möglich ist.
- *Terminale Restriktionsfragment Längenpolymorphismus (T-RFLP) Analyse*
Durch die Verwendung eines fluoreszenzmarkierten Primers bei der PCR zur Amplifikation der 16S rDNA werden auch alle Reaktionsprodukte fluoreszenzmarkiert. Nach dem anschließenden Restriktionsverdau werden die so markierten Restriktionsfragmente mit einem automatischen Sequenziergerät analysiert (LIU et al., 1997).

Untersuchung der 16S-rRNA

In aktiven Zellen werden ribosomale RNA-Gene stark exprimiert. Der rRNA-Gehalt einer Bakterienzelle kann also als Maß für deren Aktivität herangezogen werden. FELSKE et al. (1997) haben gezeigt, dass durch die Bestimmung von 16S-rRNA, Informationen über Aktivitäten einzelner Bakterienarten aus natürlichen Bodenpopulationen erlangt werden können.

Bei dieser Methode wird eine reverse Transkriptase (RT)-PCR von 16S-rRNA Genen durchgeführt, bei der direkt aus dem Boden isolierte RNA zuerst in DNA „umgeschrieben“ wird, und dann mittels PCR amplifiziert wird. Eine DGGE- oder TGGE- Analyse führt zu Bandenmustern, die die aktiven Bakterienarten repräsentieren, während die Intensitäten der Banden das Ausmaß der jeweiligen Aktivität darstellen. Durch Vergleich von 16S-rRNA- mit 16S-rDNA-Fingerprintmustern können Aussagen über den unterschiedlichen Anteil von bestimmten Bakteriengruppen an der Zusammensetzung und der Aktivität der Bodenmikroflora gemacht werden.

Analyse direkt aus dem Boden isolierter Fettsäuren

Zur kultivierungsunabhängigen Analyse von mikrobiellen Populationen können aus den Phospholipidkomponenten zellulärer mikrobieller Membranen Fettsäureprofile der Mikroorganismengemeinschaften erstellt werden (LECHEVALIER & LECHEVALIER, 1989). Die Lipide werden dabei in ihre Fettsäure-Methyl-Ester übergeführt. Diese werden gaschromatographisch analysiert. Für die Identifizierung von Reinkulturen können die entstandenen Muster mit bestehenden Datenbanken verglichen werden. Obwohl aufgrund der apparativen Analyse ein hoher Probendurchsatz möglich ist, kann diese Methode nur sehr eingeschränkt für Monitoringaufgaben verwendet werden, da über die qualitative und quantitative Verteilung von Fettsäuren in Mikroorganismen in natürlichen Habitaten nur wenig bekannt ist. Außerdem ist anzunehmen, daß diese Profile mit dem physiologischen Zustand der Mikroorganismen variieren.

Nachweis von Veränderungen in Zahl oder Verhalten von Indikatororganismen

Eine Überwachung aller Bakterienarten im Boden ist aufgrund der hohen Komplexität der Mikroorganismengemeinschaften im Boden nicht möglich. Eine solche Untersuchung ist auch deshalb nicht durchführbar, da wahrscheinlich nur ein kleiner Teil der Bakterien bekannt ist, und mit herkömmlichen Methoden auch nur schwer erfaßt bzw. identifiziert werden kann. Für Monitoringzwecke erscheint es aber sinnvoll, einzelne, für das Ökosystem typische, Bakterien oder Pilze beispielhaft zu überwachen. Diese sollten entweder besonders häufig sein, oder durch ihre Stoffwechselaktivitäten eine zentrale Rolle in der biologischen Aktivität des Bodens spielen.

Kultivierbare Mikroorganismen können nach Anzucht auf Selektivnährböden durch Analyse der Kolonien über phenotypische Merkmale (z. B. Gram-Färbung, BIOLOG-System) oder über genotypische Merkmale (RFLP-Analyse der 16S rRNA-Gene) charakterisiert werden.

Mit Hilfe immunochemischer Identifizierung und Quantifizierung ist es möglich, die Anzahl ausgewählter Bodenbakterien zu bestimmen (SCHLOTTER et al., 1993). Dazu werden monoklo-

nale, fluoreszenzmarkierte Antikörper produziert, die an Oberflächenproteine bestimmter Bakterien binden. Nach der Bindung des Antikörpers wird das Resultat im Fluoreszenzmikroskop ausgewertet. Die Spezifität dieser Methode hängt von der Spezifität des verwendeten Antikörpers ab, und kann variiert werden. So können z. B. ganze funktionelle Gruppen oder aber eine bestimmte Arten durch die Bindung verschiedener Antikörper erfaßt werden.

Eine neuere molekulare Technik ist die *in situ* Hybridisierung von Bakterienzellen mit fluoreszenzmarkierten Oligonucleotiden. Die Verwendung von Sonden für 16S-rRNA-Sequenzen ermöglicht aufgrund der oben erwähnten Struktur der 16S-rRNA die Unterscheidung auf unterschiedlichen systematischen Ebenen (AMMAN, 1995). Je nach Wahl der Sondensequenz kann die Detektion von Stammebene bis zur Subspezies-Ebene variieren. Durch Verwendung unterschiedlicher Fluorophore können mehrere Hybridisierungen gleichzeitig durchgeführt werden.

Eine Quantifizierung von Indikatororganismen kann auch durch eine quantitative PCR durchgeführt werden. Dabei werden spezifische Sequenzabschnitte amplifiziert. Während der Amplifikation wird kontinuierlich die Bildung des Reaktionsprodukts gemessen. Durch Vergleich mit einem Standard kann eine Aussage über die Anzahl der im Boden vorkommenden Bakterienzellen getroffen werden.

5.10.4.4 Methodenauswahl

Aus der Fülle der oben angeführten Methoden sollen für ein Monitoring zu jedem Untersuchungsparameter die am besten geeigneten Methoden ausgewählt werden. Dies ist in erster Linie von der technischen Ausstattung und der Erfahrung des Instituts, das mit der Durchführung beauftragt wurde, abhängig. Die oben genannten Grundparameter (Kapitel 5.10.4.3) sollten aber auf jeden Fall untersucht werden.

5.10.5 Bodenzoologische Erhebungen

Im Boden lebt eine Vielzahl von Tieren unterschiedlicher Art und Größe. Sie haben wichtige Funktion bei Mineralisationsprozessen und der Strukturierung des Bodens. Für eine funktionelle Einteilung der Organismen im Boden ist ihre Größe und Ernährungsweise meist wichtiger als die Taxonomie (SCHINNER et al., 1995). Die genaue taxonomische Bestimmung der Bodenfauna ist sehr schwierig und sehr aufwendig. Für eine große Probenzahl muß daher oft eine grobe taxonomische Einteilung ausreichen.

Die Organismen der Bodenfauna werden wie folgt eingeteilt:

- Mikrofauna, z. B. Testacea, Ciliata, Nematoda
- Mesofauna, z. B. Acari, Collembola, Enchytraidae
- Makrofauna, z. B. Lumbricidae, Myriapoda.

Je nach Art der zu untersuchenden Gruppe werden verschiedene Methoden vorgeschlagen. Ein Überblick über die zu verwendenden Methoden findet sich in SCHINNER et al. (1995) und CROSSLEY et al. (1991).

Durchzuführen sind eine, eventuell nur grobe, **taxonomische Einteilung** und eine Erhebung der Dichte, d. h. der **Biomasse**. Die Beprobung soll mindestens zweimal pro Jahr (Frühjahr, Herbst) erfolgen. Bei Freisetzungen kann die Probenahme auch öfters erfolgen, um kurzfristige Änderungen zu erfassen.

Die Untersuchung der Mikrofauna erfolgt aus Bodensuspensionen direkt unter dem Mikroskop. Alle Untersuchungen sollten innerhalb von 48 Stunden nach der Probenahme erfolgen.

Die Untersuchung der Meso- und Makrofauna erfolgt aus Bodenproben nach Extraktion durch einen Temperatur, Feuchtigkeits- und Lichtgradienten. Die Tiere wandern entsprechend ihrem

natürlichen Verhalten zu den für sie günstigeren Bedingungen und können so leicht aus dem Boden entfernt werden. Makrofauna kann auch durch Naß- oder Trockensieben aus dem Boden gewonnen werden. Regenwürmer können durch das Einbringen von Formalin, Erwärmung oder elektrische Spannung an die Oberfläche der Probe gebracht werden und danach deren Häufigkeit bestimmt werden. Die Bestimmung der meist sehr kleinen Organismen erfolgt mikroskopisch.

5.10.6 Abbruchkriterien

Obwohl bei Bakterien hohe Funktionsredundanz herrscht, d. h. die gleiche Funktion im Ökosystem kann von mehreren Bakterienarten eingenommen werden, so sollte diskutiert werden, ob der Verlust eines Leitorganismus oder eine starke Verschiebung in der Diversität der Bodenmikroorganismen als Abbruchkriterium gelten kann. Als Abbruchkriterien sollten aber auf jeden Fall der Verlust von Arten der Bodenfauna und eine signifikante Verringerung wichtiger Bodenfunktionen (Abbauleistung) definiert werden.

5.10.7 Monitoring während der Freisetzung bzw. nach dem Inverkehrbringen

Bei bisherigen Monitoringprogrammen beschränkte sich die Untersuchung von Bodenmikroorganismen meist auf die Untersuchung der Möglichkeit eines horizontalen Gentransfers. Daher ist es notwendig, während der Freisetzung ein sehr umfangreiches Programm durchzuführen, da nur sehr wenige Vergleichsdaten existieren. Während einer Freisetzung sollten daher alle oben genannten Parameter (z. B. Bodenfunktion, Bodenatmung, Diversität) überprüft werden. Die Anzahl der Proben und die Häufigkeit der Probenahme sollten sich nach der zu untersuchenden Eigenschaft richten. So sollte z. B. nach einem Herbizideinsatz oder nach dem Unterpflügen von Bt-Pflanzen über mehrere Wochen die Probenahmefrequenz deutlich erhöht werden (wenige Tage).

Aus den Erkenntnissen, die aus den Ergebnissen des spezifischen Monitorings während der Freisetzung gewonnen werden, sollte ein Monitoringplan für das Inverkehrbringen erstellt werden. Grundparameter zur Bodenfunktion sollten über mehrere Jahre zumindest zweimal jährlich (Frühjahr und Herbst, bzw. vor der Aussaat, nach der Ernte) erhoben werden.

5.10.8 Methodische Grenzen

Das größte Problem bei der Untersuchung von mikrobiellen Gemeinschaften im Boden ist deren hohe Komplexität sowie die hoch variable räumliche und zeitliche Verteilung der Organismen. Die Probenzahl muß daher groß genug sein um ein repräsentatives Ergebnis zu ermöglichen. Dies ist jedoch oft nur mit erheblichem finanziellen Aufwand möglich.

Geringe Störungen des Systems können zu einer starken Veränderung der Zusammensetzung der Mikroorganismenpopulation führen. Der Zeitpunkt der Probenahme ist also entscheidend für das Ergebnis. Für langfristige Untersuchungen sollten möglichst störungsfreie Zeiten gewählt werden, bzw. sollte die Störung (Düngung, Herbizideinsatz, Überflutung) zum Zeitpunkt der Probenahme mehrere Wochen zurückliegen. Trotzdem ist nicht garantiert, daß keine Auswirkungen der Störung mehr meßbar sind, und so die Meßergebnisse keine oder nur geringe Aussagekraft haben.

Eine weitere Schwierigkeit ist der geringe Kenntnisstand über die Funktion dieser Systeme. So können bis heute nur wenige Prozent der tatsächlich im Boden vorkommenden Bakterien kultiviert werden. Die Funktion der nicht kultivierbaren Bakterien bleibt daher weitgehend unbekannt. Durch molekulare Techniken, die ständig weiterentwickelt werden, wird es in Zukunft aber möglich, weitere Erkenntnisse zu gewinnen.

6 GENTECHNISCH VERÄNDERTER RAPS UND MAIS ALS FALLBEISPIELE FÜR DIE ANFORDERUNGEN AN EIN ÖKOLOGISCHES MONITORING

Um ein spezifisches Monitoring von GVO gezielt durchführen zu können, müssen zuvor die potentiellen Umwelt-Risiken des betreffenden GVO herausgearbeitet werden. Auf den relevanten Risikohypothesen aufbauend können dann Monitoringkonzepte erarbeitet werden. Daher wird an dieser Stelle eine ökologische Risikoanalyse anhand zweier Fallbeispiele (Raps, Mais) durchgeführt.

6.1 Raps

6.1.1 Der Rapsanbau in Österreich

Raps wurde 1998 auf ca. 3,7 % der österreichischen Ackerfläche angebaut. Die Anbaufläche von **Winterraps zur Ölgewinnung** betrug 50.589 ha (1998) und ist im Vergleich zur Anbaufläche im Jahr 1995 (87.307 ha) stark rückläufig (BFL, 1999). Die Hektar-Erträge sind hingegen steigend (BUNDESMINISTERIUM FÜR LAND UND FORSTWIRTSCHAFT, 1999b). Sommer-raps und Rübsen spielen mit 1.497 ha (1998) Anbaufläche eine geringe landwirtschaftliche Rolle. In Österreich sind 16 Raps-Sorten zugelassen (Stand 1998).

Der Schwerpunkt des Rapsanbaues liegt im Pannonischen Flach- und Hügelland und im nordöstlichen (kontinental getönten) Teil der Böhmisches Masse. Weitere Anbauggebiete mit geringer Anbaudichte liegen im Südöstlichen und im Nördlichen Alpenvorland (siehe Abb. 23).

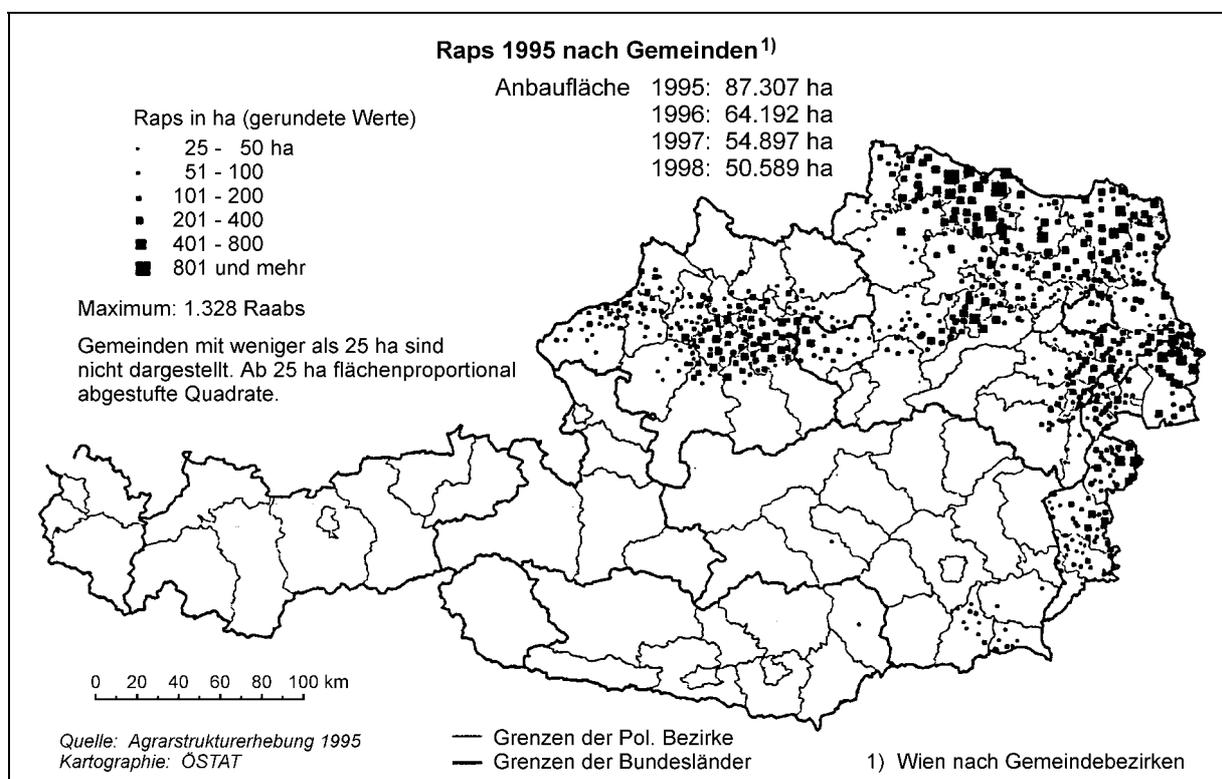


Abb. 23: Rapsanbauflächen in Österreich; Stand 1995 (BFL, 1999; mit freundlicher Genehmigung vom ÖSTAT).

6.1.2 Beschreibung der transgenen Rapssorte

Als erstes Fallbeispiel für ein Monitoringkonzept wurde der Plant Genetic Systems (PGS)-Hybrid Raps anhand des Freisetzungsantrages aus England (PLANT GENETIC SYSTEMS, 1994; Notifikationsnummer C/UK/947M1/1) gewählt.

Bei diesem Antrag handelt es sich um ein Hybridsystem aus drei Komponenten:

- einer männlich sterilen Linie (MS1)
- einer Linie zur Wiederherstellung der Fertilität (RF1)
- einer Kombination beider Linien, der Hybridlinie (MS1 x RF1)

Die Zucht erfolgte durch klassische Züchtungsmethoden aus einem kommerziellen Sommer-raps (*Brassica napus* L. *oleifera* Metzg.). Die ersten beiden Linien dienen der Saatgutproduktion. Das Produkt (Hybridsamen) wird in Form von Saatgut verkauft. Die Ernte ist zur Gewinnung von Öl bestimmt.

Details zur Biologie von *Brassica napus* finden sich bei BUNDESMINISTERIUM FÜR LAND UND FORSTWIRTSCHAFT (1998), OECD (1997) und in GERDEMANN-KNÖRCK & TEGEDER (1997).

6.1.3 Gentechnische Veränderung

Das Einbringen der neuen Gene erfolgte durch Transformation mittels *Agrobacterium tumefaciens*.

Die Hybridsamen enthalten folgende Gene:

- Das *barnase*-Gen aus *Bacillus amyloliquefacies* ruft durch Expression einer RNase männliche Sterilität hervor, da keine Staubbeutel ausgebildet werden.
- Das *barstar*-Gen aus *Bacillus amyloliquefacies* inhibiert die Wirkung des *barstar*-Gens durch Expression eines RNase-Inhibitors und stellt so die männliche Fertilität wieder her.
- Ein gewebsspezifischer Promotor (PTA29) aus *Nicotiana tabacum*, der die Funktion der beiden oben genannten Gene auf den Wirkungsort, den Staubbeutel, beschränkt.
- Den 3' nos Terminator zur Beendigung der Transkription.
- Das *bar*-Gen aus *Streptomyces hygroscopicus* codiert für die Phosphinotricinacetyltransferase und vermittelt eine erhöhte Toleranz gegen das Herbizid Phosphinothricin (Glufosinat-Ammonium). Hier ist es als Marker-Gen eingesetzt.
- Einen Promotor (PSsuAra) aus *Arabidopsis thaliana* zur Beschränkung der Expression des *bar*-Gens auf die grünen Pflanzenteile.
- Einen Terminator aus *Agrobacterium tumefaciens* zur Beendigung der Transkription des *bar*-Gens.
- Das *neo*-Gen aus *Escherichia coli* codiert für die Neomycinphosphotransferase II und vermittelt eine Resistenz gegen das Antibiotikum Neomycin (Kanamycin). In dieser Pflanze ist es als Marker-Gen eingesetzt.
- Einen weiteren Promotor (PNos) aus *Agrobacterium tumefaciens* zur Regulation der Expression des *neo*-Gens.
- Einen Terminator (*ocs*) aus *Agrobacterium tumefaciens* zur Beendigung der Transkription des *neo*-Gens.

6.1.4 Auswirkungen auf die landwirtschaftliche Praxis

Für den Gebrauch durch Landwirte sind nur die Hybridsamen vorgesehen. Das Saatgut selbst wird von PGS bzw. deren Lizenzpartnern hergestellt.

Eine Änderung der landwirtschaftlichen Praxis ergibt sich sowohl für die Saatgutzucht als auch für die Landwirte durch die mögliche Anwendung des Herbizids Phosphinothricin (Glufofosinatammonium). Obwohl die Persistenz des Herbizids im Boden im Antrag der Firma PGS mit nur 2 Wochen angegeben wird, sollte bei der Bewertung dieser Pflanze die veränderte Verwendung von Herbiziden (Applikationszeitpunkt) und die dadurch veränderten Auswirkungen auf die Umwelt berücksichtigt werden.

6.1.5 Risikoanalyse

Mittels Risikoanalyse werden Vorschläge für ein Monitoringprogramm erarbeitet. Da die Wertigkeiten der Risikokomponenten nicht allgemein definiert sind, handelt es sich um eine subjektive, ökologisch orientierte Risikoanalyse der Autoren.

Monitoringthemen wie die phänotypische und genotypische Stabilität der GVO werden hier nicht weiter behandelt, da sie Thema eines molekularbiologischen oder agronomischen Monitorings sein sollten.

Tab. 9: Übersichtartige Risikoanalyse für das Fallbeispiel „PGS-Hybridraps“.

Risiko-Hypothese	Wahrscheinlichkeit	Mögliche ökologische Folgen	Potentielles Risiko	Monitoring	Problembeschreibung
VEGETATIONSÖKOLOGIE					
Die transgene Kulturpflanze erhält einen stärker invasiven Charakter.	gering	hoch	mittel	ja	Auch naturnahe Lebensräume könnten besiedelt werden.
Transgenes Erbmateriale kann aufgrund von Introgression auf verwandte Wildpflanzen übertragen werden.	hoch	hoch	hoch	ja	Das ökologische Verhalten neuer Kreuzungsprodukte ist nicht bekannt.
Transgene Kulturpflanzen oder ihre Auskreuzungsprodukte können in gentechnikfreie Flächen des ökologischen Landbaues eindringen.	hoch	mittel	hoch	ja	Der ökologische Landbau möchte Gentechnikfreiheit garantieren.
Transgene Kulturpflanzen stören als unerwünschter Durchwuchs in den Folgekulturen und bilden eine persistente Samenbank.	mittel	gering	gering	ja	Schwer bekämpfbarer Durchwuchs kann den Ertrag mindern. Persistente Samen könne 10 Jahre nach dem GVO-Anbau keimen.
Veränderte Herbizidanwendung schädigt die Diversität schützenswerter Wildkrautgesellschaften.	mittel	hoch	mittel	ja	Die Verwendung von Totalherbiziden führt ev. zum Rückgang schützenswerter Wildkräuter.

Tab. 9: Übersichtartige Risikoanalyse für das Fallbeispiel „PGS-Hybridraps“ (Fortsetzung).

Risiko-Hypothese	Wahrscheinlichkeit	Mögliche ökologische Folgen	Potentiell Risiko	Monitoring	Problembeschreibung
ORNITHOLOGIE					
Veränderte Herbizidanwendung schädigt Wildkrautgesellschaften und beeinträchtigt Nahrungsangebot pflanzen- und körnerfressender Vogelarten.	mittel	hoch	mittel	ja	Eingriff in die Nahrungskette: Verlust an Pflanzenvielfalt.
Veränderter Herbizideinsatz beeinträchtigt Nahrungsangebot insectivorer Vögel.	mittel	hoch	hoch	ja	Eingriff in die Nahrungskette: Verlust an Pflanzenvielfalt vermindert Insektenangebot.
Ein veränderter Fruchtfolgenwechsel führt zu veränderter Lebensraumqualität.	gering	mittel	gering	fraglich	Veränderte Fruchtfolge kann sowohl Nahrungsangebot als auch Struktur verändern.
Konkurrenzstarke transgene Kulturpflanze bildet homogenere, dichtere Bestände aus und verändert so die räumliche Struktur.	gering	mittel	gering	fraglich	Änderung in der Struktur der Anbaufläche verändert Lebensraumqualität.
Aufgrund eines Konkurrenzvorteiles außerhalb der Anbaufläche (z. B. Ackerrand) kommt es zu Lebensraumveränderungen durch invasive Kulturpflanzen.	gering	mittel	gering	Ackerrand	Invasive Pflanzen könnten sich indirekt auf das Nahrungsangebot als auch auf Lebensraumstruktur auswirken.
Samenverbreitung durch Endozoochorie breitet GVO über große Distanzen aus.	?	gering-hoch	gering-hoch	fraglich	Vögel können Pflanzen über sehr große Distanzen verbreiten.

Tab. 9: Übersichtartige Risikoanalyse für das Fallbeispiel „PGS-Hybridraps“ (Fortsetzung).

Risiko-Hypothese	Wahrscheinlichkeit	Mögliche ökologische Folgen	Potentielles Risiko	Monitoring	Problembeschreibung
ENTOMOLOGIE					
Effekte auf phytophage Insekten (Blütenbesucher, Pflanzensauger, Pflanzenfresser) bzw. Schädigung von Nicht-Zielorganismen.	gering	hoch	mittel	ja	Auswirkungen in der Nahrungskette bzw. in der Artensammensetzung und Individuenzahl
Eine durch GVO ausgelöste Veränderung der Vegetationszusammensetzung im Feld oder am Ackerrand verändert das Nahrungsangebot für Insekten.	mittel	hoch	mittel	ja	Veränderung der Vegetation aufgrund von GVO; daher kann das veränderte Nahrungsangebot die Artensammensetzung und die Individuenanzahl der Insekten beeinflussen.
Die Rolle der Insekten bei der unerwünschten Verbreitung von transgenen Kulturpflanzen (Pollen, Samen).	hoch	hoch	hoch	ja	Die unkontrollierte Verbreitung von transgenen Kulturpflanzen kann zu negativen Effekten in naturnahen Flächen führen.
BODENMIKROBIOLOGIE					
Übertragung der Antibiotikaresistenz auf Bodenbakterien durch horizontalen Gentransfer.	gering	gering	gering	bedingt	Durch horizontalen Gentransfer könnten pathogene Bakterien Antibiotikaresistenz erlangen.
Schädigung der Bodenfauna bzw. Bodenmikroorganismen durch Herbizidanwendung.	mittel	hoch	hoch	ja	Das Herbizid kann die Bodenorganismen schädigen, und damit die Bodenfunktion negativ beeinflussen.

6.1.5.1 Vegetationsökologische Risikoabschätzung

6.1.5.1.1 Invasionsproblematik

PGS-Hybridraps dringt ebenso wie konventioneller Raps in Feldraine, Ruderallebensräume (Straßenrandvegetation) und Biotope mit natürlichem Störungsregime (Flußufer) ein. Wichtig für die erste Etablierung sind konkurrenzfreie Lücken, die für das Aufkommen der Keimlinge entscheidend sind. In dichtwüchsigen und ungestörten Habitaten kann sich Raps scheinbar nicht durchsetzen (CRAWLEY et al., 1993).

Die Hauptverbreitung findet über Erntetransporte statt, bei denen Samen entlang der Transportwege unbeabsichtigt verloren werden. Instabile Populationen in diesen Lebensräumen wurden beobachtet. In diesen Punkten ist nach den Angaben im Antrag kein nennenswerter Unterschied zu konventionellen Vergleichssorten aufgetreten.

Für die Risikoanalyse bedeutet aber die Verschleppung von transgenen Pflanzen mitunter auch über weite Entfernungen, daß zukünftige Umwelteffekte dieser Pflanzen schwer kontrollierbar werden. Das Vorkommen der transgenen Rapsorte ist nicht mehr nur auf den Ursprungsacker beschränkt und kann auch räumlich nicht mehr eingegrenzt werden. Aus einem punktuellen (lokalen) Risiko wird ein flächiges.

Nach den Angaben im behandelten Freisetzungsantrag ist für PGS-Hybridraps keine höhere Konkurrenzkraft oder Invasionsfähigkeit als für eine konventionelle Rapsorte zu erwarten. Die bisher durchgeführten Untersuchungen zum Konkurrenzverhalten von PGS-Hybridraps in Freisetzungsexperimenten beschränken sich aber auf experimentelle Versuchsansätze mit wenigen ausgewählten Konkurrenten und können kaum auf Freilandbedingungen übertragen werden.

KJELLSON & SIMONSEN (1994) vergleichen in Konkurrenzversuchen die transgene Kulturpflanze mit einer konventionellen Sorte. Als Konkurrent fungiert bei Raps sehr oft Wintergerste. Diese Versuche liefern zwar erste Anhaltspunkte für das Konkurrenzverhalten des GVO, sagen aber prinzipiell noch nichts über das Konkurrenzverhalten gegenüber anderen Pflanzen in verschiedensten Lebensräumen aus. *Sinapis arvensis* dient ebenfalls oft als konkurrenzstarke Vergleichspflanze mit ausgeprägten Unkrauteigenschaften. Weitere natürlich vorkommende Vergleichspflanzen waren *Phleum pratense*, *Trifolium pratense*, *Lolium perenne* und *Chamomilla recutita*.

Beeinflußbare Schutzziele:

Aufgrund der anthropogenen Verschleppung und der natürlichen Ausbreitung in Ruderallebensräume und dynamische, natürliche Lebensräume ist nicht auszuschließen, daß PGS-Hybridraps auch in naturnahe Lebensräume oder in Flächen des biologischen Landbaues eindringt.

Es entsteht dadurch ein weitreichendes potentiell Risiko für viele ökologische Schutzziele, die schwer überprüft werden können.

Resultierende Monitoringthemen:

a) Freisetzungen in Österreich

Weiterführende Konkurrenzversuche unter natürlichen Bedingungen, vor allem mit Wildkräutern in Agrotopen.

Vergleich der Samenbank im Acker und im Ackerrandbereich in jenen biogeographischen Regionen, in denen Raps häufig angebaut wird.

Regelmäßige Etablierungskontrollen in ruderalen Lebensräumen und Agrotopen im weiteren Umfeld um Anbaufelder (mehrmals jährlich).

b) Inverkehrbringen in Österreich

Untersuchungen zum Vorkommen von PGS-Hybridraps entlang von ruderalen Ausbreitungswegen auch in weiterer Entfernung zu Anbau Feldern.

Definition von Schadens- oder Abbruchkriterien für Ausbreitungserfolge in einzelnen Lebensräumen.

6.1.5.1.2 Introgression von transgenem Erbmaterial in verwandte Arten

Die Chancen einer erfolgreichen Introgression in nah verwandte Arten werden nach den Angaben im Freisetzungsantrag aufgrund von physikalischen, genetischen und ökologischen (z. B. Konkurrenz) Barrieren als gering eingestuft, was allerdings von vielen Ökologen bezweifelt wird.

SCHEFFLER & DALE (1994) und GERDEMANN-KNÖRCK & TEGEDER (1997) geben einen umfangreichen Überblick über die Möglichkeiten des Gentransfers von Raps in verwandte Arten. Unter natürlichen Bedingungen wurden Kreuzungen mit 4 verwandten Arten (*Brassica rapa*, *Brassica juncea*, *Hirschfeldia incana* und *Raphanus raphanistrum*) beobachtet. Werden die Pollen händisch übertragen, so kommen 17 Kreuzungspartner in Frage, wobei 12 Arten davon keine Nachkommen in der F₂-Generation erzeugen konnten. Weitere Kriterien für eine erfolgreiche Hybridisierung sind vitale und fruchtbare Nachkommen in der F₁- und F₂-Generation und aus der Rückkreuzung mit der Kulturpflanze. Der Genfluß wird anhand der Qualität und Quantität der übertragenen genetischen Information bewertet. Im Falle des glufosinattoleranten Raps ist entscheidend, ob eine komplette Übertragung der Herbizidtoleranz stattgefunden hat (PELLMANN et al., 1998).

Bei den in Österreich weit verbreiteten Arten *Brassica napus*, *Brassica rapa*, *Raphanus raphanistrum* und vermutlich auch *Sinapis arvensis* (PASCHER & GOLLMANN, 1999) würde nach dem Inverkehrbringen ein Genfluß von transgenem Raps mit hoher Wahrscheinlichkeit auftreten (siehe Kapitel 8.6 und die entsprechenden Verbreitungskarten: Abb. 32-43).

Der Genfluß findet mittels Pollenübertragung durch Wind oder Insekten auf nah verwandte Arten statt, wobei die Windverbreitung über kürzere Distanzen stattfindet als die Insektenverbreitung. Den entscheidenden Anteil an der Ausbreitung des transgenen Pollens übernehmen höchstwahrscheinlich die Insekten (PELLMANN et al., 1998). Unter natürlichen Bestäubungsbedingungen konnte eine 0,1 prozentige Auskreuzungsrate noch in einer Entfernung von 800 m festgestellt werden (CASPER & LANDSMANN, 1993). Nach einer Pressemitteilung von Friends of the Earth konnte die Pollenverbreitung mittels Wind bis 475 m und mittels Bienen bis 4,5 km festgestellt werden. BRANDT (1998) gibt aus weiterführender Literatur an, daß die Pollenmenge, die am Rand von blühenden Rapsfeldern auf 100 % gesetzt wird, in 360 m Entfernung 10-12 % beträgt und in 1,5-2,5 km Entfernung nur mehr geringe Prozentsätze der Ausgangspollenmenge enthält. Eine zusammenfassende Literaturübersicht über Pollenflugdistanzen und Auskreuzungsfrequenzen von Raps geben AMMANN & VOGEL (1999).

Zusammenfassend kann bemerkt werden, daß zwar in der Nähe von Feldern mit transgenem Raps öfters transgene Hybriden beobachtet werden, die aber nur selten fertil sind und somit das Erbmaterial nur selten weitergeben.

Beeinflußbare Schutzziele:

Auch wenn die Wahrscheinlichkeit als relativ gering gilt, daß sich unter natürlichen Bedingungen durch Rückkreuzung stabile Hybridpopulationen bilden, so ergibt sich aus den massiven österreichischen Vorkommen relevanter Kreuzungspartner ein nicht vernachlässigbares potentielles Risiko. Es wird befürchtet, daß aus Wildpflanzen und Kulturpflanzen „transgene Unkräuter“ werden (PELLMANN et al., 1998).

Das potentielle Risiko der Auskreuzung verschärft sich dadurch, daß derzeit nur mit hoher Unsicherheit vermutet werden kann, welche ökologische Folgen ein neuer Hybrid verursachen könnte. Die Vielzahl an potentiellen Hybriden mit transgenem Raps können in Feldversuchen kaum getestet werden. Die Fähigkeit einer transgenen Kulturpflanze zur Auskreuzung bringt daher einen hohen Unsicherheitsfaktor mit sich. Sollte es dennoch zu einem Inverkehrbringen dieses GVO kommen, so muß ein Monitoringschwerpunkt auf der Beobachtung der Hybridbildung gelegt werden.

Resultierende Monitoringthemen:

a) Freisetzen in Österreich

Eine aufwendige Überprüfung auf Vorkommen von transgenen, vitalen, fertilen Hybriden in sehr großen Testgebieten mit genügend Agrotopen ist notwendig, damit die Auskreuzung auf wildlebende Kreuzungspartner im Nahfeld zur Ackerfläche überprüft werden kann. Die Versuche sind zumindest in einer Versuchsanlage pro relevanter biogeographischen Region zu überprüfen, wobei der Schwerpunkt in den pannonischen Flach- und Hügelländern liegen soll.

Für das mögliche Auftreten von Hybriden müssen in der Freisetzungsphase bereits Abbruchkriterien definiert werden, die sich aus den Parametern Auskreuzungswahrscheinlichkeit, Überlebensfähigkeit der F_1 - und F_2 -Population und den Nachkommen von Rückkreuzungsereignissen zusammensetzen.

Werden fertile Auskreuzungsprodukte gefunden, so müssen die relevanten morphologischen Merkmale und das ökologische Verhalten der Hybriden im Rahmen der wissenschaftlichen Begleitforschung getestet werden.

b) Inverkehrbringen in Österreich

Für das fallspezifische Monitoring sollten auch wildkrautreiche Testgebiete und Gebiete mit ackerbaulichen Extremböden berücksichtigt werden, da vermehrtes Auftreten von potentiellen Kreuzungspartnern auch zu einem erhöhten Auskreuzungsrisiko führt. Bei der Auswahl von Testgebieten ist die Studie zur Verbreitung potentieller Kreuzungspartner in der Umgebung von Rapsfeldern in ausgewählten Gebieten Österreichs (PASCHER & KAMPFER, in Druck) zu berücksichtigen.

Konnten fertile Auskreuzungsprodukte bei den Freisetzungsversuchen nicht gänzlich ausgeschlossen werden, so muß ein weiterer mehrjähriger Untersuchungsschwerpunkt auf der Kontrolle von möglichen Introgressionsereignissen im weiteren Umfeld von Rapsfeldern und Ruderallebensräumen durchgeführt werden. Das Auffinden lebensfähiger und sich fortpflanzender Hybriden mit transgenem Erbmaterial sollte allerdings vor dem Inverkehrbringen als Abbruchkriterium diskutiert werden.

Ebenso ist die tatsächliche Auskreuzungs- und Invasionsrate in Flächen des biologischen Landbaus mit biochemischen Methoden zu überprüfen, sofern diese relativ nahe zu Feldern mit GVO-Anbau liegen.

6.1.5.1.3 Durchwuchsproblematik

Samenverluste bei der Rapsernte können beträchtlich sein (20-700 kg Samen pro Hektar) und zu Durchwuchs in den Folgejahren führen (0-12 Rapspflanzen pro 21,6 m² Parzelle) (FÖRSTER et al., 1998).

Das Auftreten von transgenem Raps in der weiteren Fruchtfolge als Unkraut stellt eher ein agrarwirtschaftliches als ein ökologisches Problem dar. Ökologisch problematisch ist der Übergang der Samen in die persistente Samenbank. Die Samen überdauern bis zu 10 Jahre im Boden (FÖRSTER et al., 1998). Handelt es sich beispielsweise um Basta-resistenten Raps, der in den Folgejahren (z. B. in einer Zuckerrübenkultur) als ungewollter Durchwuchs auftritt, so kann dieser Durchwuchs nicht mit Basta® bekämpft werden und könnte daher zu Ertrags-

einbußen führen. Untersuchungen im Antrag weisen darauf hin, daß Durchwuchs von transgenem Raps relativ stark auftreten kann (oft auch aufgrund schlechter Erntebedingungen), aber durch gängige landwirtschaftliche Praktiken genauso wie der Durchwuchs von konventionellen Rapsorten erfolgreich bekämpft werden kann.

Monitoringthemen

Der Anteil an dormanten Rapssamen in der Samenbank ist ökologisch relevant. Bis zu 10 Jahre nach dem Anbau von transgenen Rapspflanzen kann jederzeit eine Keimung stattfinden. Dadurch könnte ein verspätetes Risiko für Invasion und Introgression des GVO auftreten.

a) Freisetzungen in Österreich

Die Häufigkeit von Durchwuchs, die Effizienz von Bekämpfungsmaßnahmen und das Vorhandensein von transgenen Rapsindividuen, die zur Samenkeimung kommen, sind zu überprüfen. Weiters ist der Anteil an keimfähigen Rapssamen und die Persistenz in der Samenbank der Ackerfläche zu überwachen.

b) Inverkehrbringen in Österreich

Die Fragen zur Durchwuchsproblematik sollten bereits in den Freisetzungsvorversuchen geklärt sein, und es bedarf bis auf längerlaufende Samenbankanalysen keiner weiteren Untersuchungen.

6.1.5.1.4 Herbizidresistenz (HR)

Der PGS-Hybridraps ist gegenüber glufosinat-haltigen Herbiziden resistent. Das wirft in der Risikoabschätzung folgende Fragestellungen auf (nach GAUGITSCH, 1998):

1. Mögliche Risiken aus dem Anbau der gentechnisch veränderten herbizidresistenten Pflanze selbst.
2. Mögliche Risiken aus dem kombinierten Einsatz der gentechnisch veränderten herbizidresistenten Pflanze und dem Herbizid.

Zu Punkt 1. sind folgende Kriterien zu beachten:

- Kompetitiver Vorteil durch die HR (erhöhte Unkrauteigenschaften in Agrarökosystemen oder Invasivität in naturnahen Ökosystemen)
- Gentransfer auf verwandte Wildarten, Probleme mit entstehenden Hybriden
- Gentransfer auf Kulturpflanzen, multiple Resistenz
- Nachfolgende Anwendung verschiedener HR-Pflanzen im gleichen Feld (Fruchtfolge), Auswirkungen auf die Samenbank im Boden
- Pleiotrope Effekte der gentechnischen Veränderung
- Kreuzresistenzen (verschiedene Herbizide, gleiche Wirkung)
- Horizontaler Gentransfer auf Bodenmikroorganismen, Selektionsvorteil
- HR-spezifische Abbauprodukte (Toxizität, Ökotoxizität).

Zu Punkt 2. sind folgende Kriterien zu beachten:

- Geänderte Art, Menge und Zeit des Herbizideinsatzes und daraus abgeleitete Folgewirkungen (Abbau, Metabolite, Rückstandsmengen, Auswaschung, Effekte auf Nichtzielorganismen, Wildkrautpopulationen etc.)
- Abdrift, Auswirkungen von (Total-)Herbiziden auf die Beikrautflora und/oder Nützlinge
- Resistenzentwicklungen der Zielunkräuter
- Toxikologie und Ökotoxikologie des Herbizids (offene Fragen)
- Auswirkungen auf die Bodenmikroflora (direkt und indirekt).

Besonders intensiv wird die Frage der Auskreuzung des Merkmals Herbizidresistenz in Wildkräuter oder konventionelle Kultursorten diskutiert. Die Übertragung des Merkmals Herbizidtoleranz von transgenem Raps auf nah verwandte Wildarten und konventionelle Kultursorten wurde bereits öfters nachgewiesen (RUCKENBAUER, 1998). Beispielsweise konnten in Feldexperimenten spontane glufosinatresistente Hybriden mit *Brassica campestris* beobachtet werden, die fertil sind (MIKKELSEN et al., 1996).

In Lebensräumen außerhalb der Agrarlandschaft führt die Herbizidresistenz grundsätzlich zu keinem Selektionsvorteil des Wildkrautes, weil dort die entsprechenden Herbizide nicht angewandt werden. Im landwirtschaftlichen Umfeld könnten neue unerwünschte glufosinat-resistente Nischen entstehen, in denen herbizidresistente Wildkräuter einen Selektionsvorteil haben könnten. Ein unbeabsichtigtes Ausbringen von Herbiziden (z. B. Winddrift) auf den Ackerandbereich ist in geringerer Dosis zu erwarten. Herbizideintrag (Abdrift) führt zum Absterben bestimmter Pflanzengruppen. Der freiwerdende Platz wird von resistenteren Wildpflanzen oder Kulturpflanzen eingenommen. Zusätzlich wird der Samenvorrat herbizidempfindlicher Beikräuter im Boden verringert.

In Industriegeländen und bei Hecken werden fallweise glufosinat-haltige Herbizide verwendet, was wiederum zur Förderung von herbizidresistenten Auskreuzungsprodukten führen kann.

Aus ökologischer Sicht wird eine drohende Verarmung der Wildkrautflora in den Agrarflächen als ernstes Problem gesehen. Die beiden Hauptgründe für die Abnahme der Wildkrautdiversität im Ackerbereich sind die immer effizienteren Produktionsbedingungen (Intensivierung der Landwirtschaft) und die Zerstörung von Strukturelementen in der Agrarlandschaft. Mit herbizidresistenten Kulturpflanzen kann die Unkrautbekämpfung noch effektiver durchgeführt werden, was zu einer weiteren Verarmung der Wildkrautflora führen könnte (TRAXLER, 1998). SWEET et al. (1994) führten Untersuchungen zur Wirksamkeit der Herbizidanwendung auf die Wildkrautflora in Feldern mit herbizidresistentem Raps durch, wobei keine Experimente über die Beeinflussung der Wildkrautdiversität enthalten sind.

Zum Schutz der Wildkrautdiversität sollten auf allen landwirtschaftlichen Extremböden und in hochstrukturierten Ackerbaugebieten (siehe Kapitel 7.1.1.1) keine herbizidresistenten GVO angebaut werden. Aufgrund der Artenvielfalt der Wildkrautflora sind hier zahlreiche negative Auswirkungen möglich.

Vom Einsatz der breit wirksamen Komplementärherbizide ist mit Sicherheit die Wildkrautflora im unmittelbaren Ackerrandbereich negativ betroffen (Herbizideintrag z. B. durch Winddrift), der für viele Wildkräuter als Rückzugsgebiet genutzt wird.

Eine ökologische Chance könnte ein insgesamt geringerer Herbizideinsatz beim Anbau von herbizidresistenten GVO sein, da derzeit im konventionellen Landbau die verschiedensten Präparats-Kombinationen unter oftmaliger Anwendungen zum Einsatz kommen (GLAUNINGER, 1998). Dieser Punkt wird aber noch kontroversiell diskutiert und müsste in einem agrartechnischen Monitoring überprüft werden.

Agronomische Probleme können aufgrund des herbizidresistenten Raps-Durchwuchses entstehen, sofern nach der Rapskultur wieder eine herbizidresistente Pflanze angebaut wird, weil dann der Durchwuchs mittels Herbizid nicht bekämpft werden kann. Herbizidresistenter Durchwuchs müsste auf diesen Flächen mit anderen Herbiziden oder mechanischen Praktiken entfernt werden.

a) Freisetzungen in Österreich

Monitoringthemen sind:

- Überwachung der Schädigung der Wildkrautflora im unmittelbaren Ackerrandbereich aufgrund von Herbizideinwehung
- Wirkung auf die Artdiversität der Wildkräuter im Acker (auch längerfristig über die Samenbank)

- Kontrolle des „gene flows“ auf nah verwandte Arten oder konventionelle Kultursorten im Nahbereich der Äcker (Resistenzbildung)
- Bilanzierung der eingesetzten Herbizidmengen im direkten Vergleich von GVO und konventionellen Sorten
- Effektivität und ökologische Folgen der Durchwuchsbekämpfung.

Um die Effekte auf die Strukturelemente der Agrarlandschaft (Agrotope) schon in der Freisetzungsphase zu überprüfen, sind die Versuchsfelder groß genug zu wählen, um diese Elemente miteinzuschließen.

b) Inverkehrbringen in Österreich

Es sind die gleichen Fragestellungen wie bei der Freisetzung zu bearbeiten, wobei die Untersuchungsflächen auch weiter von der Anbaufläche entfernt liegen sollen.

6.1.5.2 Ornithologische Risikoanalyse

Hypothese 1: Der veränderte Herbizideinsatz wirkt sich auf das Nahrungsangebot von pflanzen- und körnerfressenden Vogelarten aus.

Zahlreiche pflanzen- und samenfressende Vögel sind auf ein möglichst weites Spektrum von Futterpflanzen und deren Samen angewiesen. Auf landwirtschaftlich genutzten Flächen gewährleisten Ackerbegleitkräuter, Brachflächen u. ä. ein breiteres Nahrungsspektrum. Veränderter Einsatz an Herbiziden würde vermutlich eine Veränderung der Artenvielfalt an Wildkräutern nach sich ziehen. Dies wiederum wirkt sich indirekt über das Nahrungsangebot auf die Vogelbestände bzw. auf die Nutzung der Fläche durch Samen- (Finken, Ammern) und Pflanzenfresser (Rebhuhn, Wachtel) aus.

Hypothese 2: Ein veränderter Herbizideinsatz beeinflusst das Nahrungsangebot insectivorer Vogelarten.

Die Artenvielfalt der Vegetation korreliert eng mit dem Insektenangebot. Sowohl die Artenzahl als auch die Individuenanzahl der Insekten steigt in der Regel mit zunehmender Vielfalt der Vegetation. Zeigt veränderter Herbizideinsatz Auswirkungen auf die Zusammensetzung der Wildkräuter und die Begleitflora, so ändert sich auch das Insektenangebot. Dies wiederum wirkt sich über das Nahrungsangebot auf die Bestände insectivorer Vogelarten aus und spiegelt sich in einer veränderter Nutzungsintensität der Fläche durch Vögel wider.

Hypothese 3: Ein veränderter Fruchtfolgenwechsel führt zu einer veränderten Lebensraumqualität.

Um zu verhindern, daß die Kulturpflanze in den Folgejahren als Unkraut auftritt, wird ein regelmäßiger Wechsel der Fruchtfolge und des Herbizides notwendig sein (Resistenzmanagement). Unterschiedlicher Fruchtfolgenwechsel wirkt sich vermutlich über komplexe Wirkungsketten auf die Vogelwelt aus. Dabei könnten sowohl Strukturfaktoren als auch Nahrungsfaktoren eine Rolle spielen.

Hypothese 4: Kann die herbizidresistente Kulturpflanze durch gesteigerte Konkurrenzkraft außerhalb der Anbaufläche zu einer Veränderung der Vegetation führen? Wirkt sich dieses Eindringen in die Ackerrandvegetation auf die Nutzung dieser Fläche durch Vögel aus?

Ändert sich durch eine invasive transgene Kulturpflanze die Artenvielfalt der Vegetation, hat dies Auswirkungen auf das Nahrungsangebot der Vögel. Ändert sich durch das Eindringen transgener "Flüchtlinge" die Struktur des betroffenen Lebensraumes, so kann dies Auswirkungen auf Nahrungserreichbarkeit, Bewegungsmöglichkeiten in der Vegetation, Nistplatzwahl oder auf das Nahrungsangebot (z. B. Insektenangebot in Abhängigkeit von zunehmender Beschattung) haben.

Hypothese 5: Bildet der Hybrid-Raps als Kulturpflanze homogenere, dichtere Bestände aus? Könnten diese strukturell veränderten Rapsfelder als Lebensraum von Vögel an Qualität verlieren und weniger genutzt werden?

Die weiträumige Eutrophierung v. a. landwirtschaftlicher Flächen stellt einen nivellierenden Faktor dar: Die Pflanzenbestände in Äckern und im Grünland werden zusehends homogener, dichter, dunkler und tagsüber im Mikroklima kühler und feuchter (ELLENBERG, 1992). Dieser strukturelle Wandel macht die Anbaufläche für viele Arten zu einem "undurchdringlichen Dickicht". Zusätzlich findet der Großteil der Insekten (vielfach wärmeliebende Organismen) aufgrund des veränderten Mikroklimas nur mehr ungünstige Lebensbedingungen vor. Somit fehlt auch die Nahrungsgrundlage für zahlreiche Vogelarten. Ein ähnliches Szenario ist auch für licht- und wärmeliebende Beikräuter denkbar – wiederum mit Auswirkungen auf das Nahrungsangebot für Vögel.

Hypothese 6: Verbreiten Vögel die transgene Kulturpflanze über Endozoochorie?

Die Verbreitung von Rapssamen durch Endozoochorie scheint sehr unwahrscheinlich (KÖHLER-SCHNEIDER, M., mündl. Mitteilung). Gezielte Untersuchungen über die Keimfähigkeit von Rapssamen nach der Darmpassage bei Samenfressern (Finken, Ammern) fehlen jedoch (siehe Kapitel 5.8.7: Ausbreitung von GVO durch Vögel).

Monitoring bei Freisetzung

Ein vogelkundliches Monitoring ist für kleinflächige Freisetzungsfelder kein geeignetes Instrumentarium, um Auswirkungen von GVO zu erkennen. Die Anbaufläche des GVO müßte etwa 10 ha betragen, um ornithologische Fragestellungen beantworten zu können. Die in der Risikoanalyse ausgearbeiteten Hypothesen haben bei kleinflächigen Freisetzungsfeldern eine vermutlich derart geringe Auswirkung auf die Vogelwelt, daß sie nicht überprüft werden können.

Aber es kann durchaus geklärt werden, wie hoch die Wahrscheinlichkeit einer Verbreitung durch **Endozoochorie** ist. Sind Rapssamen teilweise auch nach der Ausscheidung durch Vögel keimfähig, muß (zumindest vereinzelt) die Ausbreitung über große Distanzen angenommen werden. Dieser Aspekt könnte auch interdisziplinär wesentlich sein.

Monitoring beim Inverkehrbringen

Das fallspezifische Monitoring sollte klären, ob es durch den Anbau von transgenem Raps zu Veränderungen der **Artenvielfalt** und der relativen **Häufigkeiten** der Vogelarten in der Anbaufläche und am Ackerrand kommt. Besonderes Augenmerk muß auf das Nahrungsangebot in Abhängigkeit des (möglicherweise) veränderten Herbizideinsatzes gelegt werden. Dies erfordert eine getrennte Auswertung nach Nahrungsgilden.

Weiters sollten (zeitaufwendige) Untersuchungen zur **Siedlungsdichte** (eventuell zur Brutbiologie) der Feldlerche durchgeführt werden. Ein Vergleich konventioneller Felder mit GVO-Flächen läßt Rückschlüsse auf die Lebensraumqualität zu.

Das allgemeine Monitoring liefert wichtige Referenzdaten und kann bei der Auswahl von Referenzflächen hilfreich sein.

6.1.5.3 Entomologische Risikoanalyse

Effekte auf phytophage Insekten

Phytophage Insekten (Blütenbesucher, Pflanzenfresser, Pflanzensauger) sind direkt von der Qualität der Futterpflanze abhängig. Zu prüfen ist, ob das Einbringen neuer Gene beim PGS-Hybridrapss auch eine Veränderung der Nahrungsqualität des Rapses für pflanzenfressende Insekten verursacht. Als direkte Folge könnten Veränderungen in der Artenzusammensetzung der Insekten eintreten, die in weiterer Folge Einfluß auf die Nahrungskette nehmen könnten;

z. B. sind räuberische und parasitische Insekten und Insektenfresser von phytophagen Insekten abhängig.

Die zitierten Untersuchungen im Antrag für PGS-Hybridraps (PLANT GENETIC SYSTEMS, 1994) wiesen auf keine nachteiligen Effekte bei Interaktionen zwischen transgenem Raps und Blütenbesucher, wie z. B. der Honigbienen, hin.

Veränderung der Vegetationszusammensetzung

Das Vorkommen von vielen (v. a. phytophagen) Insektenarten ist an das vorhandene Pflanzenangebot gebunden. Der möglicherweise veränderte Herbizideinsatz kann eine Änderung in der Artenzusammensetzung der Wildkrautflora bewirken und indirekt dadurch Auswirkungen auf die Artenzusammensetzung und Individuenzahl der Insektenfauna ausüben. Eine Verschiebung des Artenspektrums kann sich in weiterer Folge auch in der Nahrungskette auswirken.

Verbreitung von GVO durch Insekten

Ein wesentlicher Risikofaktor beim Anbau von transgenen Pflanzen ist die unkontrollierte Verbreitung der GVO mittels Samen und Pollen. Die Ausbreitung findet auf natürliche Weise (z. B. Wind, Insekten) oder anthropogen bedingt statt (siehe auch Kapitel 6.1.5.1.1 zur Invasionsproblematik). Diese unkontrollierte Verbreitung von transgenen Pflanzen kann zu negativen Effekten in benachbarten Flächen (Feldraine, Brachflächen, usw.) und in naturnahen Flächen führen.

Die wichtigsten blütenbesuchenden Insekten sind verschiedene Vertreter der Zwei- und Hautflügler (Diptera und Hymenoptera), wie Honig- und Wildbienen, Schwebfliegen, aber auch Schmetterlinge und verschiedene Käfer (im Raps v. a. der Rapsglanzkäfer *Meligethes* spp.; Nitidulidae). Eine Pollenverfrachtung durch diese Insekten ist auf synchron blühende Wildkräuter sowohl in den angrenzenden Feldrainen als auch in weiter entfernten Biotopen zu erwarten. Bienen und bestimmte Schwebfliegenarten können mitunter Entfernungen von vielen Kilometern in kurzer Zeit zurücklegen (GATTER & GATTER, 1973; GEPP, 1975; RINGLER et al., 1995).

Im Rahmen der Begleitforschung zur Freisetzung von transgenem Raps in Sachsen untersuchten PELLMANN et al. (1998) unter anderem auch die Verbreitung durch Blütenbesucher. Dabei stellte sich nach ersten Ergebnissen heraus, daß Wildbienen (*Andrena* spp.) und Schwebfliegen (*Eristalis tenax*) die wichtigsten Gruppen für den Pollentransport sind. Danach folgen erst Honigbienen (*Apis* sp.), Hummeln (*Bombus* sp.) und Tanzfliegen (*Empis* sp.). Nach einer Pressemitteilung von Friends of the Earth konnte eine Pollenverbreitung durch Bienen bis in 4,5 km Entfernung festgestellt werden.

Monitoring bei Freisetzungen

Bestandserhebungen anhand ausgewählter Insektengruppen sollen erste Anhaltspunkte liefern, ob es durch den Anbau von transgenem Raps zu Veränderungen der Artenvielfalt und relativen Häufigkeiten der Insekten im Anbaugebiet kommt.

Genauere Erhebungen über den Schädlingsbefall und über ihre natürlichen Gegenspieler (Häufigkeit, Verteilung) im Feld mit und ohne transgene Kulturpflanzen sind ebenfalls erforderlich.

Weiters sollten Untersuchungen über Blütenbesucher in den umgebenden Flächen hinsichtlich ihrer Funktion bei der Pollenverbreitung erfolgen.

Monitoring beim Inverkehrbringen

Eine Weiterführung der entomologischen Bestandsaufnahmen ist von den Ergebnissen der Freisetzungversuche abhängig. Die Untersuchungen zur Artenvielfalt und zur Populationsveränderung ausgewählter Indikatorgruppen sind jedoch in Hinblick auf Langzeiteffekte weiterzuführen.

Aufzeichnungen (Auswertungen) über den Schädlingsbefall im Kulturfeld sind nur mehr im Zuge der erforderlichen Daten für eine Schädlingsbekämpfung durchzuführen.

Die Ergebnisse der Pollenverbreitung durch Insekten sind mit den Untersuchungen zur Invasionsproblematik zu vergleichen und abzustimmen.

6.1.5.4 Bodenmikrobiologische Risikoanalyse

6.1.5.4.1 Horizontaler Gentransfer

Die Möglichkeit der Übertragung von Antibiotikaresistenzen von gentechnisch veränderten Pflanzen auf (pathogene) Bakterien im Boden ist eher ein gesundheitliches als ein ökologisches Risiko. Es kann davon ausgegangen werden, daß auch unter natürlichen Bedingungen antibiotikaresistente Bakterien in großer Zahl im Boden vorkommen. Unter Selektionsdruck, der z. B. durch das Ausbringen von Gülle entstehen kann, ist zu erwarten, daß der Anteil resistenter Bakterien an der Bakterienpopulation weiter zunimmt (SMALLA et al., 1997).

Die Wahrscheinlichkeit eines horizontalen Gentransfers, d. h. die Aufnahme von freier DNA in die Bakterienzelle und die Integration in das Genom ist laut bisherigen Untersuchungen sehr unwahrscheinlich. In Laboruntersuchungen, d. h. unter idealen Bedingungen, konnte die Transformation von Bakterienzellen auch durch die DNA gentechnisch veränderter Pflanzen nachgewiesen werden (GEBHARD & SMALLA, 1998). Die Transformationshäufigkeit sinkt aber mit der Annäherung an natürliche Verhältnisse (SCHLÜTER et al., 1995; SCHÄFER, 1996).

a) Monitoring bei Freisetzungen

Stichproben aus der Wurzelregion und nach dem Einpflügen des Pflanzenmaterials in den Boden sollten auf antibiotikaresistente Bakterien und das Vorhandensein des betreffenden Gens untersucht werden. Eine flächendeckende Untersuchung ist nicht sinnvoll.

b) Monitoring beim Inverkehrbringen

Nur wenn es durch die Ergebnisse bei Freisetzungsversuchen Hinweise auf ein vermehrtes Auftreten von antibiotikaresistenten Bakterien gibt, sollten weitere Untersuchungen durchgeführt werden.

6.1.5.4.2 Schädigung von Bodenorganismen durch Herbizidanwendung

Basta® wird im Boden rasch abgebaut. Nach BARTSCH & TEBBE (1989) wird es nur von 10 % der Bodenbakterien aufgenommen und führt zu keiner Schädigung. Andere Untersuchungen zeigen aber eine wachstumshemmende Wirkung auf *Rhizobium meliloti* (KRIETE & BROER, 1996). Obwohl auch die Zahl der Knöllchen an den Wurzelhaaren bei Basta®-resistenten Luzernen geringer war, blieb die Stickstofffixierungsrate unverändert. In landwirtschaftlich genutzten Böden konnte außerdem eine Reduzierung der Pilze (um 20 %) und der Bakterien (um 40 %) nach Applikation des Herbizids (1 mM) beobachtet werden (AHMAD & MALLOCH, 1995).

Die Reduzierung der Bakterienzahl muß nicht unbedingt einen Ausfall von wichtigen Prozessen im Boden bedeuten, da innerhalb der Bakterienpopulation eine starke Funktionsredundanz herrscht (FÖRSTER, 1998). Trotzdem könnte der Ausfall mehrerer Arten auch zum Ausfall wichtiger funktioneller Gruppen und damit zum Funktionsverlust und zu Ertragseinbußen führen. Auch nachhaltige Verschiebungen innerhalb der Population und ein Überhandnehmen von pathogenen Pilzen und/oder Bakterien wäre denkbar. Derzeit gibt es aber nur wenige umfassende Studien zur Auswirkung von Herbiziden auf die Diversität von Mikroorganismen, da es keine standardisierten Verfahren gibt.

Auch die Bodenfauna (Collembolen, Lumbriciden) hat entscheidenden Einfluß auf Remineralisationsprozesse und die Struktur des Bodens. Die Untersuchung der Schädigung dieser Organismen durch das Herbizid sollte aber bei der Zulassung des Pflanzenschutzmittels erfolgen und ist nicht Sache eines Monitorings von GVO. Bei einem Monitoring sollte aber die geänderte Verwendung, d. h. die Kombination mit der herbizidresistenten Pflanze und die Effekte auf die gesamte Lebensgemeinschaft, besondere Beachtung finden.

a) Monitoring bei Freisetzungen

Der Einfluß der Herbizidanwendung auf die Diversität der Bodenfauna, der Bodenmikroorganismen und auf die Bodenfunktion der Ackerfläche und im Ackerrandbereich ist zu überprüfen. Neben den Standardparametern Stickstofffixierung, Bodenatmung und Biomasse sollte auch der Einfluß auf Abbauvorgänge (Bodenenzyme, BIOLOG) untersucht werden.

b) Monitoring beim Inverkehrbringen

Es werden die gleichen Untersuchungen wie bei Freisetzungen empfohlen. Die Zeitabstände der Probenahme und die Probenzahl sollten aber aufgrund der Freisetzungsergebnisse sinnvoll angepaßt werden (d. h. größere Abstände, kleinere Probenzahl).

6.1.6 Zusammenfassende Monitoringvorschläge für die Freisetzung von Raps

Im folgenden wird ein Monitoringkonzept für eine **hypothetische** Freisetzung entwickelt, um die diskutierten Monitoringinhalte an einem Fallbeispiel zu konkretisieren. Derzeit sind in Österreich keine Freisetzungen geplant. Die hier vorgeschlagenen Erhebungen müßten bei einem tatsächlichen Freisetzungsantrag anhand des aktuellen Wissensstandes im Umgang mit GVO auf ihre Notwendigkeit überprüft werden, um unnötige Doppelforschung zu vermeiden.

Hypothetisch wird ein 2 ha großer Freisetzungsversuch im pannonischen Klimabereich Niederösterreichs beantragt. Der Freisetzungsstandort liegt somit in einem wichtigen Rapsanbaugebiet und im Areal vieler potentieller Kreuzungspartner. Weiters besitzt Österreich den einzigen Anteil am pannonischen Klimabezirk innerhalb der EU und kann daher als einziges Land die regionalen Sicherheitsaspekte für diesen Bereich untersuchen.

Ein erster Zeitrahmen für das Monitoring wird mit acht Jahren (inkl. Vorerhebung und Auswertung) angesetzt. Die betreffenden Landwirte werden vertraglich zur Einhaltung der versuchsbedingten Bewirtschaftungsauflagen und der Fruchtfolge (Bsp.: dreischlägig mit Winteraps, Winterweizen, Körnererbse) verpflichtet. Die Freisetzungsanlage sollte zweigeteilt sein (je 1 ha). Ein Feld mit transgenem PGS-Hybridraps ist durch eine Mantelsaat und einen Pufferstreifen (1 km) vom Vergleichsfeld mit der konventionellen Rapsorte getrennt (siehe Abb. 24). Besonders für zoologische Erhebungen sind jene Freisetzungsflächen ungeeignet, bei denen die Untersuchungsflächen des GVO und der konventionellen Sorte auf engstem Raum gemeinsam vorkommen (siehe z. B. Abb. 11).

Beide Untersuchungsstandorte enthalten neben der Ackerparzelle auch Ackerrandstreifen und Brachflächen, um ökologische Fragestellungen beantworten zu können.

Für Untersuchungen der Auskreuzungsrate und des Pollenfluges steht die „äußere Untersuchungsfläche“ von ca. 7 km² zur Verfügung.

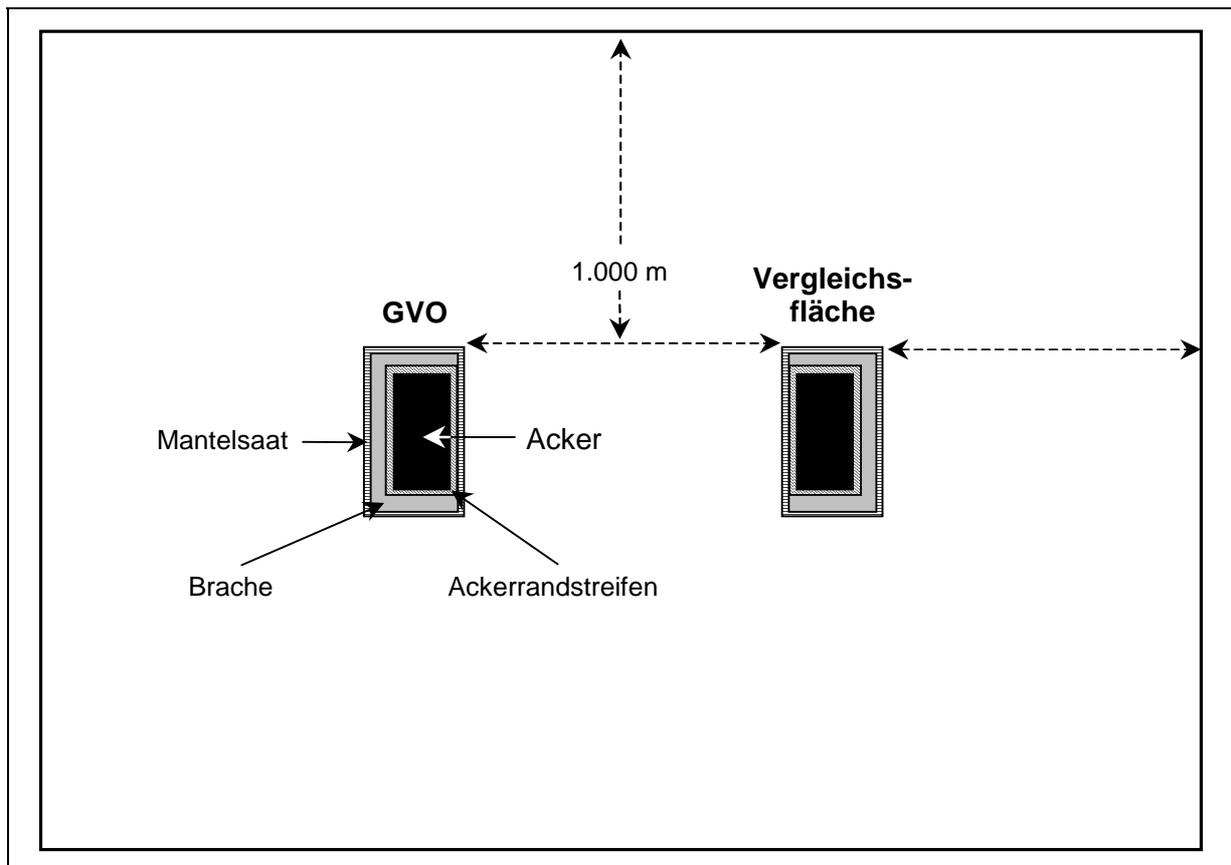


Abb. 24: Hypothetische Freisetzungsanlage für PGS-Hybridraps.

Eine nach Dringlichkeit gereichte Prioritätenliste der Untersuchungsthemen wird nach dem aktuellen Wissensstand der Risikoanalyse durchgeführt (ranking). Dadurch sollen bis zur nächsten Evaluierungsphase sinnvolle Untersuchungsschwerpunkte gesetzt werden.

In unserem Fallbeispiel könnte ein Ranking folgendermaßen aussehen:

Gereichte Untersuchungsthemen für das Monitoring:

Vegetationsökologie

- Auskreuzung und Ausbreitung mittels Samen
- Invasionsfähigkeit
- Überwachung von Veränderungen bei Wildkrautgesellschaften.

Ornithologie

- Auswirkungen auf das Nahrungsangebot
- Strukturänderung der Anbaufläche oder des Ackerrandes
- Verbreitung der Rapssamen durch Endozoochorie.

Entomologie

- Feststellung des Schädlingsbefalls in der Kulturfläche (GVO – nicht GVO)
- Erfassung der Insektenfauna (Arteninventar und relative Häufigkeit)
- Pollenverbreitung durch Blütenbesucher in der Umgebung der Anbaufläche.

Bodenbiologie

- Überprüfung der Bodenfauna auf Veränderungen
- Überprüfung der Bodenfunktion auf Veränderungen (Bodenatmung, Stickstoffmineralisation, Abbauprozesse)
- Überprüfung der Diversität von Bodenmikroorganismen
- Beeinträchtigung von Indikatororganismen.

Dem Antrag zur Freisetzung liegt ein vom Antragsteller angefertigtes Monitoringkonzept bei. Das zeitliche Ablaufschema des Monitoringprogrammes sieht folgendermaßen aus:

6.1.6.1 Erstes Jahr: Vorerhebung

Die ökologischen Grundlagendaten werden durch detaillierte floristische, vegetationsökologische, zoologische und bodenkundliche Kartierungen und zusätzlich durch Literaturlauswertung erhoben (AMMANN & VOGEL, 1999).

Ebenfalls vor der Aussaat werden neben den bodenkundlichen Grundparametern (BLUM et al., 1996) auch die Ausgangssituation zur Bodenfunktion und Diversität der Mikroorganismen erhoben. Die Probenahme dafür sollte mindestens zweimal, im Frühjahr und im Herbst, stattfinden. Durch Analyse der Ergebnisse und Vergleich mit der ausgewählten Referenzfläche wird ein detaillierter Monitoringplan erstellt.

Da sich die Untersuchungen bis in den Winter ziehen, kann eine Aussaat erst im folgenden Herbst erfolgen.

6.1.6.2 Zweites Jahr: Auswertung, Konkretisierung des Monitoringplanes und herbstliche Aussaat von transgenem Raps

In der Auswertung der Grundlagenerhebung wird die Status-quo-Analyse dargestellt, worin beispielsweise die Arten, Gesellschaften und Lebensräume qualitativ und quantitativ beschrieben werden, die in der gesamten sieben km² großen Untersuchungsfläche vorkommen. Besonderes Augenmerk wird dabei auf ökologische Schutzgüter und Risikoquellen (Kreuzungspartner, Ackerwildkrautflora usw.) gelegt. Der Gefährdungsgrad aus den Roten Listen und der Schutzstatus ist für Organismen, Habitate und Lebensgemeinschaften (z. B. FFH-Richtlinie, Naturschutzgesetze) anzugeben.

Die Vergleichbarkeit zwischen der Anbaufläche von transgenem Raps mit der Referenzfläche der konventionellen Sorte ist durch Analysen zu belegen (Homogenitätskriterien).

Erst anhand dieser Vorerhebungen kann das Monitoringkonzept detaillierter ausgeführt werden. Das genaue raum-zeitliche Untersuchungsdesign ist vor der Aussaat festzulegen. Dazu sind die Untersuchungsparameter, die entsprechenden Erhebungsmethoden und die beabsichtigten Auswertemethoden anzugeben. Abbruchkriterien, Bewertungskriterien, Grenzwerte und entsprechende Aktionspläne sind für jeden einzelnen Versuch des Monitorings zu definieren und mit der zuständigen Behörde abzusprechen bzw. gegebenenfalls abzuändern.

Die Aussaat der transgenen und der konventionellen Vergleichssorte erfolgt im Herbst. Zugleich werden die experimentellen Anforderungen der Freilandversuche erfüllt (z. B. Aufstellen der Geräte oder Samenfallen; Vermarkung von Dauerflächen usw.).

6.1.6.3 Drittes bis siebentes Jahr: Durchführung des Monitoringprogrammes

Die Untersuchungen orientieren sich an den zwei vollständigen Fruchtfolgezyklen, wobei transgener Raps im 2. bis 3. Jahr und im 5. bis 6. Jahr angebaut wird.

Folgende Untersuchungen werden durchgeführt:

Vegetationsökologie

Fallspezifisches Monitoring

- Überprüfung der Auskreuzungsrate und -entfernung mittels Fangpflanzen (Pollen-Akzeptorpflanzen).
- Überprüfung der Hybridisierungsrate mit verwandten Wildarten; Fertilitätsbestimmung der Hybriden; Beobachtung der Persistenz und des ökologischen Verhaltens der Hybriden. Monatliche Kartierung aller potentiellen Kreuzungspartner (inkl. phänologischer Untersuchungen zur Blürrhythmik) in der gesamten Vegetationsperiode.
- Überprüfung der Ackerrandstreifen, der Brachen und der äußeren Untersuchungsfläche auf das Vorkommen von transgenen Rapspflanzen oder Hybriden (biochemischer Methoden). Versuche zur Konkurrenz und Invasionsfähigkeit sind an diesen Standorten gegebenenfalls unter natürlichen Bedingungen durchzuführen.
- Untersuchung der Samenverbreitung von transgenem Raps (natürliche und anthropogene).
- Untersuchung der Samenbank und des Diasporenfalls im Acker, in den Randstreifen und in den Brachen, in Bezug auf Wildkrautgesellschaften, Brache-Phytozoenosen und dem Rapsanteil. Diese Untersuchungen werden durch die Erhebung der betreffenden Pflanzenbestände mittels vegetationsökologischer Methoden ergänzt (Zusammensetzung der Pflanzengemeinschaften).

Allgemeine überwachende Beobachtung

Das allgemeine Monitoring kann bei Freisetzungen nur sehr beschränkt angewandt werden, da ein österreichweit repräsentatives Untersuchungsnetzwerk nicht an den Freisetzungsort gebunden sein muß. Allerdings sollten im Sinne des allgemeinen Monitorings regelmäßige Begehungen des Freisetzungsgeländes durchgeführt werden, die eventuell neue Beobachtungen zulassen, welche aufgrund der Methodenspezifizierung in den fallspezifischen Untersuchungen nicht erhoben werden können. Wird ein unerwarteter Effekt von GVO erkannt (oder vermutet), so sind ergänzende fallspezifische Untersuchungen dazu durchzuführen.

Ornithologie

Fallspezifisches Monitoring

Vogelkundliche Fragestellungen können erst bei Anbauflächen des GVO von etwa 10 ha Größe sinnvoll bearbeitet werden. Wenige Aspekte können hingegen auch bei kleinen Anbauflächen untersucht werden.

- Endozoochore Verbreitung von Rapssamen.

Allgemeines Monitoring

Allgemeines Monitoring wird bei der Freisetzung nur in wenigen Ausnahmefällen genutzt werden können, da die Freisetzungsfelder selten in ornithologisch bearbeiteten Flächen liegen werden. Außerdem soll nochmals darauf hingewiesen werden, daß die potentiellen Risiken für die Vogelwelt vermutlich erst bei großflächigerem Anbau meßbar werden.

Entomologie

Fallspezifisches Monitoring

- Bonitierung des Schädlingsbefalles im Kulturfeld durch visuelle Kontrolle (Auszählen) und/oder mit Hilfe von Fangmethoden.
- Feststellung der Entomofauna anhand ausgewählter Insektengruppen mit verschiedenen Erfassungsmethoden (wie z. B. Barberfallen, Käscher, visuelle Beobachtungen) im Acker, Ackerrandstreifen und in der Brache. Eine qualitative (und wenn möglich quantitative) Auswertung durch Determination auf Artniveau ist erforderlich. Voraussetzung ist eine vorangegangene Erhebung des Ausgangszustandes der betreffenden Flächen vor dem Ausbringen des transgenen Raps (Vergleichsgrundlage).
- Untersuchung der Pollenverbreitung von transgenem Raps durch blütenbesuchende Insekten in den angrenzenden Flächen und auch in größerer Entfernung zu den Anbaufeldern. Diese Untersuchungen sind mit den vegetationsökologischen Untersuchungen hinsichtlich Samenverbreitung abzustimmen.

Allgemeine überwachende Beobachtung

Ein österreichweit repräsentatives Monitoringnetzwerk zur Erfassung der Entomofauna existiert derzeit nicht, sollte aber zukünftig errichtet werden (nationale Umweltbeobachtung). Vereinzelt umfassendere faunistische Daten aus bestimmten Gebieten sind derzeit vorhanden, müssen aber auf ihre Relevanz für entomologische Aussagen zum Rapsanbau überprüft werden.

Bodenbiologie

Fallspezifisches Monitoring der Bodenmikrobiologie

- Erfassung der Bodenfauna durch quantitative Untersuchung der verschiedenen Größenklassen (Mikro-, Meso- und Makrofauna) und einer (zumindest groben) taxonomischen Einteilung.
- Untersuchung der Biomasse, Bodenatmung, Stickstoffmineralisation und von Abbauprozessen durch Anwendung des Herbizids und der damit veränderten landwirtschaftlichen Praxis. Ein ständiger Vergleich mit der Referenzfläche und dem Ausgangszustand ist notwendig. Die Probenahme sollte mehrmals jährlich, nach der Ausbringung des Herbizids häufiger, durchgeführt werden.
- Erhebung von Veränderungen der Diversität der Mikroorganismen im Boden durch Untersuchung der 16S-rDNA Variabilität.
- Erfassung der Dichte von Indikatororganismen durch Fluoreszenzmarkierung mit Antikörpern oder Oligonukleotiden oder durch quantitative PCR.

Allgemeine überwachende Beobachtung

Ein Monitoringnetzwerk zur Erfassung bodenmikrobiologischer Parameter existiert derzeit nicht. Da auch im Rahmen der Bodendauerbeobachtung nur sehr wenige Daten zur biologischen Bodenfunktion erhoben werden, ist es notwendig, auch langfristige Untersuchungen am Freisetzungsort und anderen eventuell beeinflussten Standorten einzuplanen. Diese langfristigen Untersuchungen sollten sich vorrangig auf die Bodenfunktion konzentrieren. Wird eine Veränderung bemerkt, so sind ergänzende Untersuchungen zur Diversität der Bodenorganismen und eine neuerliche Erhebung der Bodengrundparameter durchzuführen.

Agrartechnische Erhebungen

- Genaue Angaben zur Bewirtschaftung der Versuchsfelder.
- Angaben zum Einsatz und zur Menge der verwendeten Herbizide und Insektizide.

Berichte

Jährlich erfolgt eine Zwischenanalyse der Untersuchungen, die der zuständigen Behörde in Berichtsform übermittelt wird. Jeder überschrittene Grenzwert oder das Erreichen eines Abbruchkriteriums ist hingegen sofort zu melden.

6.1.6.4 Achtes Jahr: Auswertung

Im letzten Versuchsjahr werden die erhobenen Daten einer Gesamtauswertung unterzogen, die für die weitere Risikoanalyse und die Bewertung der Umweltwirkung des GVO entscheidend ist.

An den Freisetzungsversuch schließt ein sicherheitsorientiertes Monitoring des Freisetzungsortes an, um eventuelle Folgeeffekte zu vermeiden.

6.1.7 Zusammenfassende Monitoringvorschläge für das Inverkehrbringen von Raps

Sollte dem Antrag zum Inverkehrbringen stattgegeben werden, da das potentielle Umweltrisiko des GVO aufgrund der Freisetzungsversuche als vernachlässigbar bewertet wurde, so sind folgende Monitoringuntersuchungen durchzuführen:

Das **fallspezifische Monitoring** konzentriert sich weiterhin in Versuchsfeldern auf relevante Fragestellungen der Risikoanalyse.

Das Inverkehrbringen ermöglicht im Unterschied zur Freisetzung das Monitoring

- in großen Untersuchungsflächen
- in risikoreichen Habitaten
- in langen Zeiträumen und
- unter den gängigen landwirtschaftlichen Rahmenbedingungen.

Der experimentelle Charakter des Monitorings sollte schrittweise zugunsten der überwachenden Funktion abgebaut werden. Anstatt der Einzelmerkmale wird das komplexe ökologische Verhalten beobachtet. Anstatt potentieller Risiken werden relevante ökologische Effekte und Schaden gemessen. Beispielsweise wird anstatt der Auskreuzungsrate das tatsächliche Invasionspotential des GVO oder seiner Hybriden überprüft.

Die Dauer des fallspezifischen Monitoring sollte vorerst auf mindestens 20 Jahre anberaumt werden. Danach soll über die Sinnhaftigkeit der Weiterführung anhand der Ergebnisse und des aktuellen Wissensstandes bestimmt werden.

Vegetationsökologie

Wichtige Untersuchungsthemen des fallspezifischen Monitorings sind:

- Diversität der Wildkrautflora in der Kulturlandschaft (Artdiversität, seltene Arten).
- Überwachung des Genflusses oder der Ausbreitung des GVO in Flächen des biologischen Landbaues.

Die Bedeutung der **allgemeinen überwachenden Beobachtung** nimmt beim Inverkehrbringen zu. Es wird vorgeschlagen, diese Monitoringstrategie in eine zentral koordinierte österreichweite Umweltüberwachung einzugliedern. In einem landesweit repräsentativen Stichpro-

bennetz wird regelmäßig (z. B. alle 5 Jahre) das Vorkommen von transgenen Pflanzen überprüft (Biochemische Methoden). Die Invasion von transgenen Pflanzen in Schutzgebiete oder in naturnahe Lebensräume muß entweder zum Abbruch der Marktzulassung führen oder klärende Untersuchungen bewirken. Eine österreichweite Umweltüberwachung hat den Vorteil, daß unterschiedliche GVO in einem einheitlichen System überwacht werden können. Es muß sich zudem um ein offenes Untersuchungsprogramm handeln, das beim Inverkehrbringen neuer GVO erweitert werden kann.

Für die allgemeine überwachende Beobachtung darf kein Zeitlimit festgelegt werden. Es handelt sich um ein echtes Langzeitmonitoring, das über den gesamten Zeitraum der Marktzulassung des GVO eine wichtige Kontrollfunktion erfüllt.

Untersuchungsthemen beim Inverkehrbringen sind:

- Invasion des GVO oder Genfluß in naturnahe Lebensräume (Beeinflussung ökologischer Schutzziele).
- Veränderung der Biodiversität der österreichischen Ackerwildkrautgesellschaften aufgrund der landwirtschaftlichen Nutzungsänderung. Dazu werden regelmäßig floristische und vegetationskundliche Erhebungen in einem österreichweit repräsentativen Raster durchgeführt.
- Unerwartete Effekte.

Ornithologie

Wichtige Untersuchungsthemen des **fallspezifischen Monitorings** sind:

- Auswirkungen auf das Nahrungsangebot
- Strukturelle Änderung des Lebensraumes.

Das **allgemeine Monitoring** liefert wichtige Referenzdaten und kann bei der Auswahl von Referenzflächen hilfreich sein.

Wichtige Untersuchungsthemen des **allgemeinen Monitorings** sind:

- Gibt es nahrungsökologische oder strukturelle Änderungen der Anbaufläche oder des Ackerrandes? Welche Effekte hat dies auf die Artenvielfalt und auf die relativen Häufigkeiten in der Vogelwelt?
- Unerwartete Effekte.

Entomologie

Wichtige Untersuchungsthemen des *fallspezifischen Monitorings* sind:

- Schädlingsbefall im Kulturfeld
- Artendiversität und Individuenabundanz der Entomofauna in der Kulturlandschaft.

Wichtige Untersuchungsthemen des **allgemeinen Monitorings** sind:

- Unerwartete Effekte.

Bodenmikrobiologie

Siehe Freisetzung (Kapitel 9.1.6.3).

6.1.8 Untersuchungsparameter der Begleitforschung für PGS-Raps

Monitoring ist nur ein Eckpfeiler, um die Sicherheit von GVO zu erhöhen. Die Begleitforschung, die sich verstärkt experimentell mit einzelnen Merkmalen von GVO auseinandersetzt, liefert einen weiteren wichtigen Sicherheitsbeitrag. Im folgenden sind exemplarische Parameter aufgezählt, die in der Begleitforschung ergänzend zum Monitoring untersucht werden können (Maximalliste). Diese Ergebnisse würden den Wissensstand über transgenen Raps wesentlich erhöhen, und die Monitoringergebnisse könnten besser interpretiert werden. Maximalliste.

Keimökologie

- Samenreife, Samenruhe, Keimrate, Keimtemperaturoptimum, Keimgeschwindigkeit
- Entwicklung einer persistenten Samenbank, Samenausschüttung
- Morphologische Sameneigenschaften (Form, Größe, Gewicht, Transportvorrichtungen).

Blütenökologie

- Blühdauer und –zeitpunkt, Blühzeitpunkt, Blütenproduktion
- Frequenz der Blütenbesuche
- Pollen (Pollenproduktion, Pollenfertilität).

Fortpflanzung

- Autogamie
- Apomixis
- Selbstkompatibilität
- Polyploidie.

Verbreitung

- Samenverbreitung (räumlich und zeitlich in Samenbank, Erntetransporte, Endo- und Exozoochorie)
- Verbreitungsmöglichkeiten und -entfernungen des Pollens
- Vegetative Vermehrung und Verbreitung über vegetative Organe.

Wachstum

- Wachstumsraten
- Biomasse (ober- und unterirdische)
- Blattentwicklung
- Pflanzenhöhe.

Stoffwechsel

- Nutzung vom Stickstoffangebot
- Ionenpumpen.

Ökologisches Verhalten

- Konkurrenzverhalten (intra- und interspezifische Konkurrenz auch von Hybriden, Allelopathie)
- Konkurrenz um abiotische Ressourcen (Licht, Nährstoffe)
- Dauer des Lebenszykluses
- Persistenz des GVO im Anbaugebiet
- Veränderte (Unkraut)-Eigenschaften von Hybriden

- Fähigkeit der Hybriden zur Besiedlung neuer Lebensräume
- Überlebensrate in neuen Lebensräumen
- Selektionsvorteil von erworbenen transgen induzierten Merkmalen (auch für Hybriden)
- Fitneß (Reproduktionsrate, Zahl der fertilen Nachkommen und deren Überlebensfähigkeit)
- Streßtoleranz
- Verändertes Invasionspotential von transgenem Raps und den Hybriden
- Physiologische Amplitude von transgenem Raps und den Hybriden
- Ökologische Amplitude von transgenem Raps und den Hybriden.

Entomologische Untersuchungen

- Die Rolle der Insekten bei der Verbreitung von transgenen Pflanzen bzw. Pflanzenteilen
- Aufnahme von gentechnisch veränderten Pflanzen mit der Nahrung; z. B. wie erfolgt eine Weitergabe an andere Organismen (tritrophische Beziehungen)?

Brutbiologische Untersuchungen an ausgewählten Vogelarten

- Gibt es (z. B. über ein verändertes Nahrungsangebot) Auswirkungen auf Bruterfolg, Fütterungsraten etc. etwa bei Feldlerche, Sperling oder Goldammer?

Bodenfunktion

- Bodenatmung
- Stickstofffixierung
- Biomasse der Bodenmikroorganismen
- Bodenenzymatik und/oder BIOLOG®.

Diversität der Bodenmikroorganismen

- Leitorganismen
- Fingerprintmethoden (Fettsäuren, DNA, RNA).

Agronomisches Verhalten

- Herbizidresistenz
- Krankheitsresistenz
- Effizienz der Durchwuchsbekämpfung
- Produktionsparameter
- Veränderte landwirtschaftliche Kultivierungspraktiken (Herbizideinsatz, Fruchtfolge, Unkrautbekämpfung).

6.2 Mais

6.2.1 Der Maisanbau in Österreich

Die österreichische Anbaufläche für Körnermais betrug 171.239 ha (1998); jene von Silo- und Grünmais 79.338 ha (BFL, 1999). Das sind insgesamt ca. 18 % der Ackerfläche Österreichs.

Hauptanbaugebiete für **Körnermais** sind das Südöstliche und Nördliche Alpenvorland, gefolgt vom Pannonischen Flach- und Hügelland und dem Klagenfurter Becken (siehe Abb. 25).

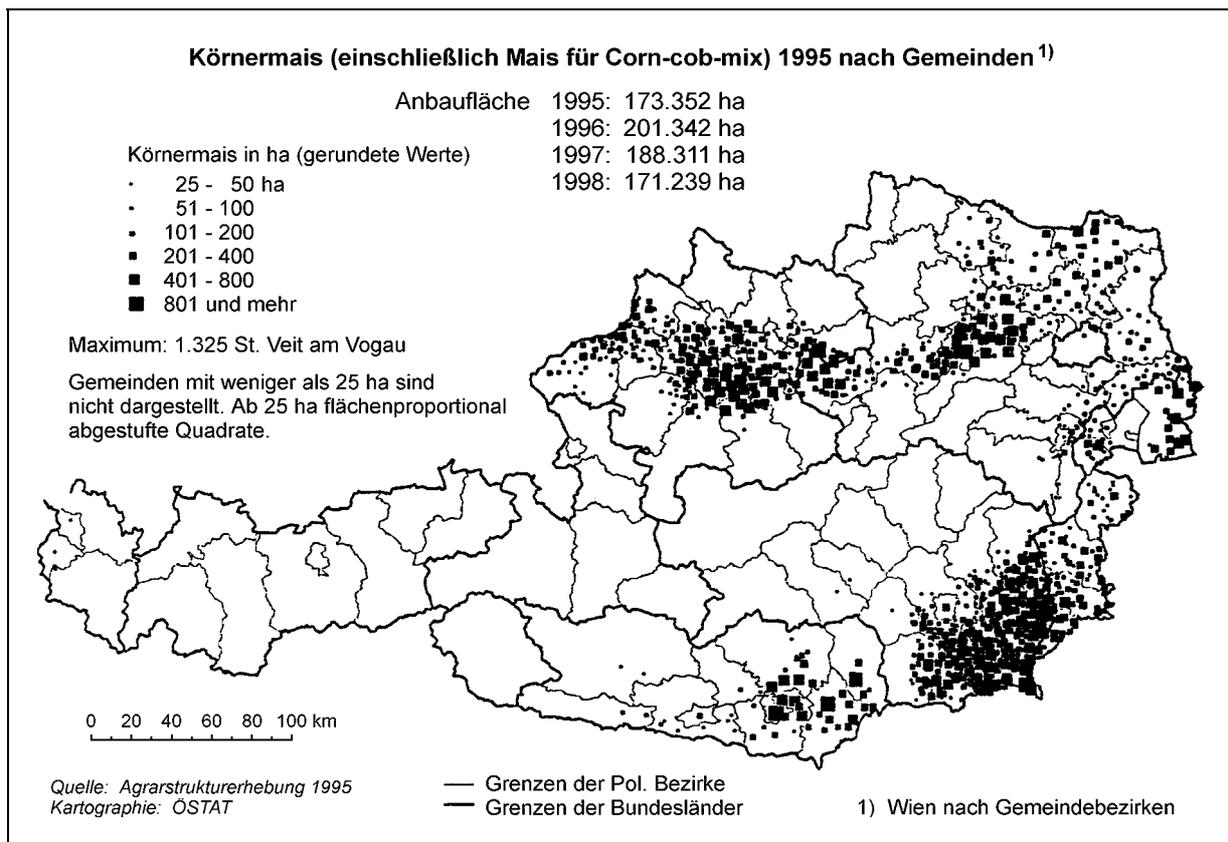


Abb. 25: Anbauflächen für Körnermais; Stand 1995 (aus BFL, 1999; mit freundlicher Genehmigung vom ÖSTAT).

Der **Silo- und Grünmais** besitzt ähnliche Hauptanbaugebiete, ist aber weiter verbreitet. Die Böhmisches Masse kommt als wesentliches Hauptanbaugebiet hinzu und die Vorkommen erstrecken sich auch in die Zentral-, Süd- und Nordalpen (z. B. Inntal) (siehe Abb. 26).

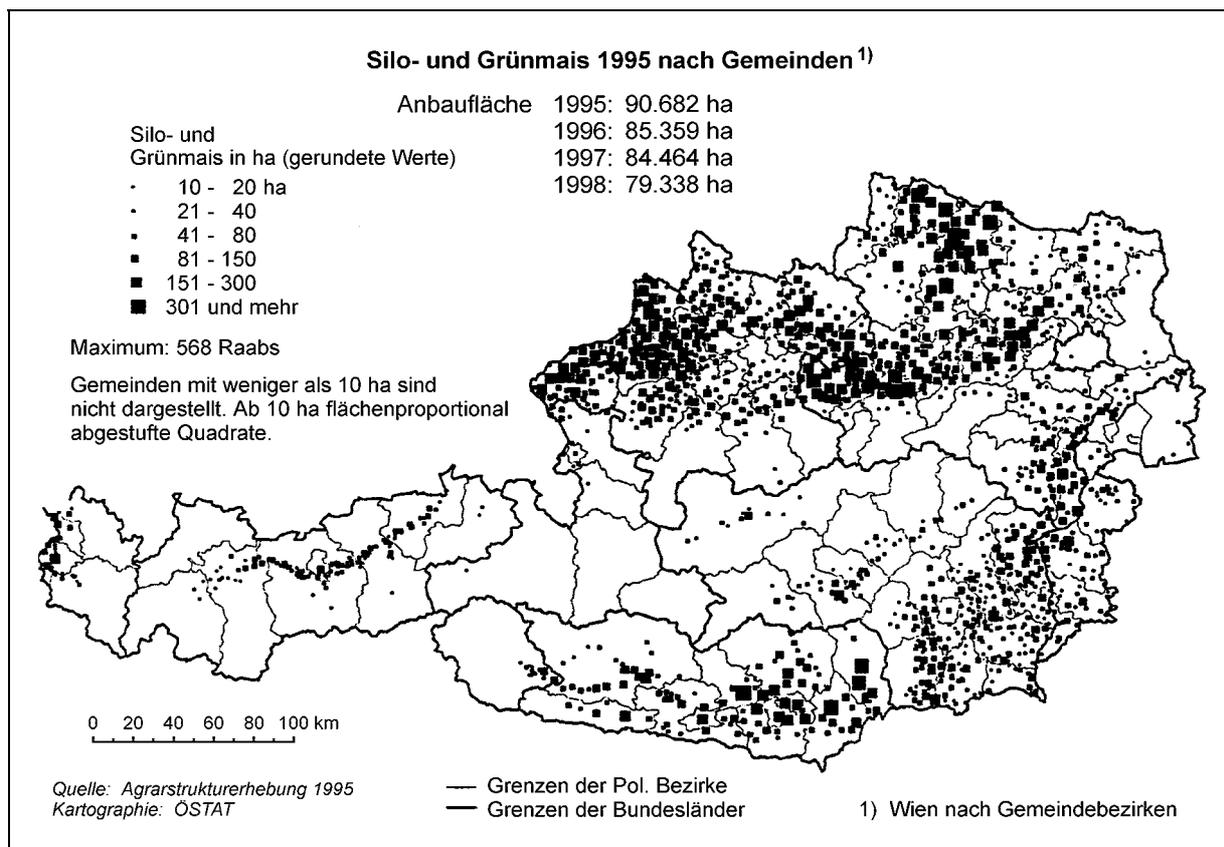


Abb. 26: Anbauflächen für Silo- und Grünmais; Stand 1995 (aus BFL, 1999, mit freundlicher Genehmigung vom ÖSTAT).

6.2.2 Beschreibung der transgenen Maissorte

Der hier behandelte Antrag zum Inverkehrbringen einer gentechnisch veränderten Maislinie (CIBA-GEIGY, 1994; C/F/94.11.03), der von Ciba-Geigy über Frankreich, eingebracht wurde, umfasst:

- Saatgut der ursprünglich transformierten Linie
- Saatgut aus Pflanzen, die die gentechnische Veränderung durch Kreuzung mit der ursprünglich transformierten Linie enthalten
- Saatgut aus Pflanzen, die durch Kreuzung der beiden oben beschriebenen Linien entstehen.

Bei den neuen Eigenschaften von transgenem Mais (*Zea mays*) handelt es sich um eine Resistenz gegen Maiszünslerlarven (*Ostrinia nubilalis* HÜBNER) durch die Expression eines Proteins mit insektizider Wirkung und einer erhöhten Toleranz gegen das Herbizid Phosphinothricin. Das Produkt wird in Form von Saatgut verkauft. Die Pflanzen sind zur Verwertung als Silofutter vorgesehen. Die geernteten Maiskörner werden als Viehfutter und in der Lebensmittelindustrie eingesetzt.

Weitere Details zur Biologie von *Zea mays* finden sich bei BUNDESMINISTERIUM FÜR LAND UND FORSTWIRTSCHAFT (1998) und NEUROTH (1997).

6.2.3 Gentechnische Veränderung

Die Transformation erfolgte durch das Einbringen von Mikroprojektilen (Gold, 1µm) in Pflanzen-Embryonen (14-15 Tage nach der Bestäubung). Diese Partikel sind mit DNA aus zwei verschiedenen Plasmiden beschichtet. Ein Plasmid ist Träger der Herbizidresistenz, das andere Träger des Insektenresistenz-Gens. Nach der Selektion von transformierten Pflanzen durch Anwendung des Herbizids Phosphinothricin und genauer PCR-Analyse des Pflanzenmaterials wurde Saatgut durch konventionelle Züchtungsmethoden gewonnen.

Die neu eingebrachten Gene sind:

- Zwei Kopien eines synthetischen (verkürzten) Gens, das für das CryIA(b)-Protein codiert. Eine Kopie wird durch einen PEP-carboxylase-Promotor aus Mais und dem CaMV35S-Terminator reguliert. Die zweite Kopie wird durch einen calciumabhängigen Proteinkinase-Promotor und den CaMV35S-Terminator gesteuert.
- Das *bar*-Gen aus *Streptomyces hygroscopicus* codiert für die Phosphinotricinacetyltransferase und vermittelt eine erhöhte Toleranz gegen das Herbizid Phosphinothricin (Glufosinat-Ammonium). In dieser Pflanze ist es als Marker-Gen eingesetzt. Es wird durch dem 35S Promotor und den 35S-Terminator aus dem Blumenkohlmosaikvirus (CaMV) reguliert.
- Das *bla*-Gen aus dem Plasmid pUC18 (*Escherichia coli*) codiert für eine β-Lactamase und vermittelt dadurch eine Resistenz gegen das Antibiotikum Ampicillin. In dieser Pflanze ist es als Marker-Gen aus der Klonierungstechnik enthalten und wird durch einen Prokaryoten-Promotor gesteuert.

6.2.4 Wirkungsweise der neu eingebrachten Gene

6.2.4.1 Das *cryIA(b)*-Gen

Das Gen codiert für ein Protein mit insektizider Wirkung. Das ursprüngliche Gen stammt aus *Bacillus thuringiensis* susp. *kurstaki* und wurde durch gentechnische Methoden verkürzt. Das Protein ist ein Protoxin, das im Darm von Lepidopteren unter Bildung des aktiven Toxins gespalten wird. Das Toxin bindet spezifisch an Rezeptoren der Darmwand von Lepidopteren. Es kommt zur Perforation der Darmwand und zur Sepsis im Körper der Maiszünslerlarve. Innerhalb von 24 Stunden kommt es zum Fraßstopp und nach 5 Tagen zum Tod der Larve.

6.2.4.2 Das *bar*-Gen

Dieses Gen löst eine erhöhte Toleranz gegen das Herbizid Phosphinothricin aus. Phosphinothricin wirkt als Glutaminsynthase Inhibitor. Glutaminsynthase ist aber in der Pflanze ein wichtiges Enzym zur Entgiftung des in der Zelle gebildeten Ammoniums, das dabei in Glutamin eingebaut wird. Wenn dieses Enzym inhibiert wird, kommt es zur Anhäufung von Ammonium in der Pflanzenzelle und dadurch zum Tod der Pflanze. Durch das Enzym Phosphinotricinacetyltransferase (PAT) wird das Herbizid acetyliert und verliert so seine toxische Wirkung.

6.2.5 Auswirkungen auf die landwirtschaftliche Praxis

Durch die pflanzeigene Produktion eines Insektizides kann bei Befall durch den Maiszünsler auf den Einsatz herkömmlicher Insektizide verzichtet werden. Allerdings ist für die Erstellung von Monitoringprogrammen und der Erstellung von Resistenzmanagementplänen zur Verhinderung der Resistenzbildung des Maiszünslers zu berücksichtigen, daß das Insektizid während der gesamten Vegetationsperiode produziert wird, und nicht, wie bei herkömmlicher Anwendung von Bt-Präparaten, rasch wieder abgebaut wird.

Derzeit wird die vorhandene Herbizidresistenz nur als Marker während der Zucht verwendet. Im Falle der Anwendung von Phosphinotricin (z. B. Basta®) während des großflächigen Anbaus ist mit einer gänzlich veränderten Anwendung von Herbiziden beim Anbau von Mais zu rechnen. Dies ist bei der Erstellung von Monitoringkonzepten zu berücksichtigen.

6.2.6 Risikoanalyse

Mais ist ein hochwüchsiges, einjähriges und einhäusiges Gras, das als Silagefutter, als Futtermais oder zur Lebensmittelherstellung kultiviert wird. Grundsätzlich ist Selbst- und Fremdbestäubung möglich, wird aber aus züchterischen Gründen je nach Bedarf unterbunden. Die Pollen werden fast gänzlich durch den Wind verbreitet und bleiben 10-30 Minuten lebensfähig. Um bei der Zucht eine Fremdbestäubung zu vermeiden, werden mindestens 200 m zu benachbarten Maiskulturen eingehalten. Mais kann in geringem Ausmaß als Durchwuchs in Folgekulturen auftreten, etabliert sich aber nie dauerhaft außerhalb der Ackerflächen (keine ausgeprägten Unkrauteigenschaften). Genfluß ist potentiell über Samen und Pollen möglich, wobei die kurze Überlebenszeit der Pollen ein limitierender Faktor ist und Auskreuzung über eine Distanz von 200 m als unwahrscheinlich gilt. Samenverbreitung bei Erntetransporten und durch vergessene Maiskolben spielen eine geringe Rolle und können kontrolliert werden (BIOTECHNOLOGY PERMITS, 1999).

Tab. 10: Übersichtartige Risikoanalyse für das Fallbeispiel „Bt.-Mais“.

Risiko-Hypothese	Wahrscheinlichkeit	Mögliche ökologische Folgen	Potentielles Risiko	Monitoring	Problembeschreibung
VEGETATIONSÖKOLOGIE					
Die transgene Kulturpflanze erhält einen stärker invasiven Charakter (Fitneß).	gering	gering	gering	(ja)	Auch naturnahe Lebensräume könnten besiedelt werden.
Transgenes Erbmateriale kann aufgrund von Introgression auf verwandte Wildpflanzen übertragen werden.	keine	keine	keine	nein	Es gibt in Österreich keine nah verwandten Wildpflanzen, die als Kreuzungspartner fungieren könnten.
Transgene Kulturpflanzen oder ihre Auskreuzungsprodukte können in gentechnikfreie Flächen des ökologischen Landbaues eindringen.	mittel	hoch	hoch	ja	Der ökologische Landbau möchte Gentechnikfreiheit garantieren. Durch Pollenflug können Hybriden mit konventionellen Sorten entstehen.
Vertikaler Genfluß bietet den Hybriden Schutz vor Insektenfraß.	keine	keine	keines	nein	Aufgrund fehlender Kreuzungspartner kann kein vertikaler Genfluß in nah verwandte Wildarten stattfinden.
Transgene Kulturpflanzen stören als unerwünschter Durchwuchs in den Folgekulturen?	mittel	gering	gering	Agrarmonitoring!	Schwer bekämpfbarer Durchwuchs kann den Ertrag mindern.
Mißbräuchlich veränderte Herbizidanwendung schädigt die Diversität schützenswerter Wildkrautgesellschaften.	gering	hoch	mittel	(ja)	Die Glufosinat-Toleranz könnte mißbräuchlich verwendet werden. Die Verwendung von Totalherbiziden könnte schützenswerter Wildkräuter gefährden.

Tab. 10: Übersichtartige Risikoanalyse für das Fallbeispiel „Bt.-Mais“ (Fortsetzung).

Risiko-Hypothese	Wahrscheinlichkeit	Mögliche ökologische Folgen	Potentielles Risiko	Monitoring	Problembeschreibung
ORNITHOLOGIE					
Die transgene Kulturpflanze wird von pflanzen- und körnerfressenden Vogelarten als Nahrung gemieden.	gering	hoch	gering	ja	Vögel könnten aufgrund veränderter Inhaltsstoffe die transgene Kulturpflanze als Nahrung meiden.
Durch den Konsum des GVO könnte es zu toxischen Erscheinungen bei pflanzen- und körnerfressenden Vogelarten kommen.	gering	hoch	gering	nein	Das Bt-Toxin könnte bei pflanzenfressenden Vögeln toxische Reaktionen auslösen.
Das Bt-Toxin reichert sich in der Nahrungskette an und führt zu toxischen Erscheinungen bei carnivoren Vogelarten.	mittel	hoch	mittel	ja	Das Bt-Toxin reichert sich in der Nahrungskette an und die höhere Konzentration könnte toxische Erscheinungen verursachen.
Die Abgabe des Bt-Toxins in den Boden könnte das Nahrungsangebot an Bodeninvertebraten verändern.	mittel	hoch	mittel	ja	Abgabe von Bt-Toxin in den Boden beeinflusst die Bodenfauna und beeinträchtigt das Nahrungsangebot.
Die Bt-Pflanzen könnten das Nahrungsangebot für insektenfressende Vogelarten verändern.	hoch	gering-hoch	hoch	ja	Bt-empfindliche Insektenarten fehlen.
Bei verändertem Insektizideinsatz könnte sich das Nahrungsangebot für insectivore Vögel verändern.	mittel	hoch	mittel	ja	Verringerter oder vermehrter Einsatz aufgrund von Resistenzerscheinungen beeinflussen das Insektenangebot.
Das Resistenzmanagement könnte die Lebensraumqualität ändern.	gering	mittel	gering	ja	Z. B. reichere Strukturierung durch Resistenzmanagement
Invasive transgene „Flüchtlinge“ könnten zu einer Veränderung (Struktur, Artenvielfalt) von wertvollen Standorten führen.	gering	mittel	gering	nein	GVO beeinflussen die Vielfalt und die Struktur an „natürlichen“ Standorten.
Konkurrenzstarke transgene Kulturpflanzen könnten dichtere, höhere Bestände ausbilden.	gering	mittel-hoch	gering	nein	Sowohl das Nahrungsangebot als auch die Erreichbarkeit nimmt ab.
Veränderte Herbizidanwendung könnte schützenswerte Wildkrautgesellschaften schädigen und beeinträchtigt das Nahrungsangebot.	gering	mittel	gering	ja	Eingriff in die Nahrungskette durch veränderten Herbizideinsatz.
Samenverbreitung durch Endozoochorie über große Distanzen.	?	gering-hoch	gering-hoch	bedingt	Vögel verbreiten die transgene Kulturpflanze über große Distanzen.

Tab. 10: Übersichtartige Risikoanalyse für das Fallbeispiel „Bt.-Mais“ (Fortsetzung).

Risiko-Hypothese	Wahrscheinlichkeit	Mögliche ökologische Folgen	Potentiell Risiko	Monitoring	Problembeschreibung
ENTOMOLOGIE					
Schädigung von Nicht-Zielorganismen durch direkte Aufnahme des Bt-Toxins mit Nahrung.	mittel	hoch	mittel	ja	Auswirkungen auf Nicht-Zielorganismen und dadurch auf die Arten- und Individuenzahl; kann auch gefährdete Arten betreffen.
Schädigung von Nicht-Zielorganismen durch indirekte Aufnahme des Bt-Toxins mit Nahrung (Beutetier enthält Bt-Toxin) – tritrophische Beziehungen (Nahrungskette).	mittel	hoch	mittel	ja	Indirekte Effekte. Auswirkungen in der Nahrungskette und in weiterer Folge in der Arten- und Individuenzahl.
Verschiebung im Schädlingsspektrum.	mittel	mittel	mittel	ja	Zunahme von anderen, nicht-sensitiven Pflanzenschädlingen; dadurch Ernteverluste und wieder verstärkter Pflanzenschutzmittel Einsatz notwendig.
Die Rolle der Insekten bei der unerwünschten Verbreitung von transgenen Kulturpflanzen (Pollen, Samen).	hoch	hoch	hoch	ja	Die unkontrollierte Verbreitung von transgenen Kulturpflanzen kann zu negativen Effekten in naturnahen Flächen führen.
Resistenzbildung bei Insekten.	hoch	gering	mittel	ja	Großer Schaden für ökologischen Landbau, weil die Bt-Präparate die einzigen effizienten Biopestizide sind.
BODENMIKROBIOLOGIE					
Negative Auswirkungen auf Bodenfunktion durch Schädigung der Bodenfauna aufgrund des Bt-Toxins.	mittel	mittel	hoch	ja	Durch eine Schädigung der Bodenfauna kann ihr positiver Einfluß auf Remineralisationsprozesse im Boden stark vermindert werden.
Übertragung der Antibiotikaresistenz auf Bodenbakterien durch horizontalen Gentransfer.	gering	gering	gering	bedingt	Durch horizontalen Gentransfer könnten pathogene Bakterien Antibiotikaresistenz erlangen.
Schädigung der Bodenfauna bzw. Bodenmikroorganismen durch Herbizidanwendung.	mittel	hoch	hoch	ja	Das Herbizid kann die Bodenorganismen schädigen und damit die Bodenfunktion negativ beeinflussen.

6.2.6.1 Vegetationsökologische Risikoabschätzung

Das Fallbeispiel Bt-Mais verursacht aus vegetationsökologischer Sicht weniger Aufwand im Monitoring als der PGS-Hybridrap. Aufgrund der an Agrarflächen gebundenen Lebensweise des Mais und der fehlenden wildlebenden Kreuzungspartner kann ein unerwünschtes Eindringen in andere Habitate nahezu ausgeschlossen werden. Die Pflanze selbst bleibt am Acker und das Monitoring findet demnach schwerpunktmäßig auf den Agrarflächen statt. Die Pollenverbreitung und ihre Effekte auf Nichtzielorganismen findet jedoch im Umfeld der Äcker statt. Nach LOSEY et al. (1999) konnte eine Windverbreitung des Pollens inkl. Befruchtung von Bt-Mais bis zu 60 m nachgewiesen werden. Abgestorbener Maispollen, der freifliegend nicht länger als 10-30 Minuten lebensfähig bleibt, wird aber über riesige Distanzen verbreitet. Ein Großteil der Hybriden exprimiert das Bt-Toxin im Pollen.

Ein **unerwünschter Genfluß in Flächen des biologischen Landbaus** durch Hybridisierung mit konventionellen Maissorten stellt ein ernstzunehmendes Risiko dar. Ein Mindestabstand von 200 m zu Flächen des biologischen Landbaues ist daher einzuhalten. Die Hybridisierungserfolge mit konventionellen Sorten und die maximale Entfernung für eine erfolgreiche Auskreuzung ist im Monitoring abzuklären.

Die Invasionsfähigkeit von Mais, in naturnahe Lebensräume einzudringen, kann aufgrund des derzeitigen Kenntnisstandes weitgehend ausgeschlossen werden. Zudem liegt oft eine Sterilität der Maispflanzen vor. Daher sind überlebensfähige Populationen in Ruderallebensräumen oder in naturnahen Habitaten nicht zu erwarten. Die Samen von Mais bleiben nur bis zu zwei Jahren keimfähig (CIBA-GEIGY, 1994).

Unerwünschter Durchwuchs von Bt-Mais in der Folgekultur muß mittels agrartechnischem Monitoring überprüft und mit gängigen Managementmaßnahmen kontrolliert werden.

Das gewählte Fallbeispiel Bt-Mais besitzt eine Glufosinat-Toleranz, wobei aber das entsprechende Komplementärherbizid nicht im kommerziellen Anbau eingesetzt werden soll. Die Herbizidresistenz könnte aber bei **mißbräuchlichem Herbizideinsatz** zu ähnlichen ökologischen Folgen führen, wie das bei der Risikoanalyse von herbizidresistentem Raps angeführt wurde (siehe Kapitel 6.1).

Die wesentliche Neuerung beim gentechnisch veränderten Bt-Mais besteht in der Fähigkeit der Pflanze, ein selektiv wirkendes Bt-Toxin in den Blättern, im Sproß und den Pollen (sehr gering in Samen) selbst zu erzeugen.

Bacillus thuringiensis (Bt) ist ein insektenpathogenes Bakterium, dessen Wirkungsweise hauptsächlich auf die Synthese von δ -Endotoxinen zurückzuführen ist. Die von Proteasen aktivierten Toxine binden an spezifische Rezeptoren im Darmepithel der betreffenden Insekten. In Folge wird die Membran perforiert; die daraus resultierende Lähmung des Darms und Vergiftung der Hämolymphe führt zum Tod des Insekts. Verschiedene Endotoxine wirken spezifisch auf Arten der Ordnungen Schmetterlinge (Cry1, Cry2), Käfer (Cry3) und Zweiflügler (Cry4). Seit Jahrzehnten werden fermentativ erzeugte Bt-Präparate, bestehend aus Bakteriensporen und Toxinen, als Biopestizide eingesetzt. Vorteilhaft im Vergleich zu chemischen Pflanzenschutzmitteln sind die sehr spezifische Wirkungsweise sowie die geringe Persistenz im Ökosystem (aus RIEGLER & STAUFFER, 1998).

6.2.6.2 Ornithologische Risikoanalyse

Hypothese 1: Verursachen GVO eine Änderung der Nahrungsgewohnheiten bei pflanzen- und körnerfressenden Vogelarten? Wird Bt-Mais als Nahrung gemieden?

Sowohl die grünen Jungpflanzen des Getreides als auch die Getreidekörner stellen wesentliche Nahrungsgrundlagen für die Vogelwelt dar (O'CONNOR & SHRUBB, 1986). Grüne Pflanzenbestandteile, aber auch Maiskörner gehören zum Nahrungsspektrum einiger Vogelarten (Rebhuhn, Wachtel, Tauben, Fasan, Rabenvögel, Lerchen etc.)

Ändert sich die Zusammensetzung der Inhaltsstoffe in der Pflanze, so könnte es zu einer Bevorzugung oder Vermeidung dieser Futterpflanze durch Herbivoren kommen. Die Wahrscheinlichkeit einer Bevorzugung steigt mit zunehmendem energetischen Vorteil (Stärkezusammensetzung, Fettanteil) der transgenen Pflanzen gegenüber anderen Futterpflanzen. Die mögliche Vermeidung der transgenen Maispflanze bzw. der Maiskörner etwa aufgrund des Bt-Toxins sollte im Rahmen des Monitorings beachtet werden.

Ändern sich die Nahrungsgewohnheiten von Insekten, Schnecken und anderen Invertebraten, so hätte das indirekte Auswirkung auf die Populationsdynamik der Vögel. Werden transgene Kulturpflanzen aufgrund veränderter Inhaltsstoffe von diesen potentiellen Beutetieren bevorzugt oder in verminderter Häufigkeit konsumiert, würde sich das veränderte Nahrungsangebot auch auf Vogelpopulationen auswirken (PASCHER & GOLLMANN, 1997).

Hypothese 2: Kommt es durch die Aufnahme gentechnisch veränderter Organismen zu toxischen Wirkungen bei Pflanzen- und Körnerfressern?

Toxische Erscheinungen können sowohl als "direkte" Todesfälle als auch als subletale Vergiftungen auftreten. Besonders alarmierend waren Todesfälle von Wildtieren, die gentechnisch veränderten Raps (erucarsäure- und glukosinolat-arme Rapssorten, kein Bt-Inhaltsstoff!) mit für Wiederkäuer giftigen Inhaltsstoffen und hohen Nitratkonzentrationen als Nahrung genutzt hatten (SOJA & SOJA, 1995). Ebenso denkbar ist eine Abnahme der Fertilität oder eventuelle Auswirkungen auf die Nestlingsentwicklung (fortpflanzungstoxische Risiken).

Amerikanische Laborversuche mit Bt-Mais konnten keine negativen oder gar toxische Einflüsse auf die Virginianwachtel (*Colinus virginianus*) nachweisen (CAMPBELL, 1994).

Das Risiko letaler Vergiftungen ist durch das Monitoring relativ leicht abzudecken (Todesfunde und veterinärmedizinische Untersuchung). Dagegen sind subletale und fortpflanzungstoxische Erscheinungen wesentlich schwieriger zu erfassen und Kausalzusammenhänge aufgrund der zeitlichen und räumlichen Distanz zur Ursache besonders schwer nachzuweisen. Wichtige Hinweise könnten Beobachtungen verhaltensauffälliger Vögel sowie Zufallsfunde verwaister Gelege mit anschließender biochemischer Untersuchung der Eier liefern.

Aufgrund des schnellen metabolischen Abbaus des Bt-Toxins sind toxische Erscheinungen an Vögeln als eher unwahrscheinlich einzustufen. Die kurze Persistenz im Organismus läßt Auswirkungen auf die Fertilität, auf Eier bzw. auf nachfolgende Generation kaum erwarten.

Hypothese 3: Kommt es zu toxischen Erscheinungen bei carnivoren Vogelarten durch eine Anreicherung des Bt-Toxins in der Nahrungskette?

Eine Untersuchung an der Grünen Fliege weist erhöhte Sterblichkeitsraten unter „Nützlingen“ nach (HILBECK & BIGLER, 1998). Durch die (unwahrscheinliche) Anreicherung in der Nahrungskette könnte es unter insectivoren Vögeln in der Ackerlandschaft zu direkten Vergiftungserscheinungen, aber auch zu subletalen und fortpflanzungstoxischen Auswirkungen kommen. In Abhängigkeit der metabolischen Umsatzdauer wären entweder die Spitzenprädatoren (Turmfalke, Mäusebussard, Neuntöter) besonders gefährdet – oder bei kurzen Umsatzraten jene Insektenfresser, die mit Bt-Toxin angereicherte Beute als Nahrung nutzen, bevor der metabolische Abbau erfolgen konnte.

Unter Freilandbedingungen konnten bis jetzt keine Unterschiede in den Räuberpopulationen auf Äckern mit Bt-Getreide im Vergleich zu Anbauflächen konventioneller Kulturpflanzen festgestellt werden (MOELLENBECK, 1998).

Hypothese 4: Bewirkt die Abgabe des Bt-Toxins in den Boden eine Veränderung des Nahrungsangebotes an Bodeninvertebraten?

Zahlreiche Vogelarten sind auf ein ausreichendes Angebot an bodenlebenden Invertebraten angewiesen: z. B. stellen Regenwürmer, Tipulidenlarven, Mollusken und Käfer(larven) (O'CONNOR & SHRUBB, 1986) wesentliche Beutetiere in den Nahrungsspektren diverser Drosseln, Lerchen u. v. a. Arten dar. Die Abgabe des Bt-Toxins in Boden gilt als wissenschaftlich erwie-

sen (SAXENA et al., 1999). Amerikanische Untersuchungen konnten auch eine Schädigung von Bodencollembolen durch die Bindung des Bt-Toxins nachweisen (PASCHER & GOLLMANN, 1997). Kommt es zu einer Verringerung des Angebotes an Bodeninvertebraten, verliert der betroffene Lebensraum für Vögel an Qualität als Nahrungsfläche. Die Risikowahrscheinlichkeit ist mangels Untersuchungen schwer einzuschätzen.

Hypothese 5: Ändert sich durch Bt-Pflanzen das Nahrungsangebot für insektenfressende Vogelarten?

Im Vergleich zu den Bt-Biopestiziden zeichnen sich Bt-Pflanzen durch die erhöhte Wirksamkeit gegenüber Schadinsekten aus. Während Bt-Insektizide nur nach dem Spritzmitteleinsatz wirksam sind, produzieren Bt-Pflanzen das Toxin in allen Pflanzenteilen während des ganzen Lebenszykluses. Somit ist während der ganzen Vegetationsperiode mit einer sehr effektiven Verdrängung von Bt-empfindlichen Insekten aus dem Zielgebiet zu rechnen. Es bleibt zu untersuchen, welche Bedeutung diese Insekten in den Nahrungsspektren der jeweils vorkommenden Vogelarten einnehmen. Möglicherweise besetzen Bt-unempfindliche Schädlinge die frei gewordene Nische. Können insektenfressende Vögel das verringerte Nahrungsangebot an Bt-empfindlichen Insekten durch eine Verschiebung des Beutespektrums kompensieren? Durch Monitoring von landwirtschaftlichen Flächen, auf denen das Insektizid in herkömmlicher Form (Spritzmittel) aufgebracht wird, könnten aufgrund der unterschiedlichen Wirkungsweisen des Toxins diese Fragen nur bedingt beantwortet werden.

Gerade in der intensiven Agrarlandschaft wird das Insektenangebot als limitierender Faktor für das Vorkommen zahlreicher Vogelarten angeführt. Das Verschwinden der Bt-empfindlichen Insekten könnte als trophischer Kaskadeneffekt zu einer weiteren Verknappung des Insektenangebotes führen. Im Rahmen des Monitorings würde ein verringertes Insektenangebot vermutlich als ein Rückgang "sensibler" insektivorer Indikatorarten zum Ausdruck kommen.

Hypothese 6: Kommt es zu einem veränderten Insektizideinsatz (Resistenzproblematik)? Führt diese Umstellung des Insektizideinsatzes zu einer Beeinflussung des Nahrungsangebotes insectivorer Vögel?

Von einer Verringerung des Einsatzes chemischer Insektizide auf Kulturen von Bt-Pflanzen könnten Insekten auf Begleitunkräutern am Ackerrand sowie auf der Nutzpflanze selbst profitieren. Insofern würden Bt-Pflanzen zu einer verbesserten Nahrungsgrundlage für Insektenfresser beitragen. Vielfach wird jedoch auf die beschleunigte Resistenzrevolution durch Bt-Pflanzen hingewiesen: Sowohl das Auftreten Bt-resistenter Schädlinge als auch eine starke Zunahme von Bt-unempfindlichen Insekten würde möglicherweise einen massiveren Einsatz an Insektiziden notwendig machen.

Der Einfluß des Insektizideinsatzes auf das Nahrungsangebot und die Effekte auf die Vogelwelt sind vielfach genannt (GEMMEKE & ELLENBERG, 1992). Mathematische Modelle berechnen für das Auftreten von Bt-Resistenzen Zeitspannen von 4-30 Jahren. Dementsprechend langfristig müssen die Monitoringzeiträume angesetzt werden (TRAXLER, 1998).

Hypothese 7: Führt Resistenzmanagement zu einer reicheren Strukturierung des Ackers und zu günstigeren Lebensbedingungen für die Avifauna?

Um das Auftreten von Bt-resistenten Schädlingen zu verhindern oder zu verlangsamen, wird allgemein ein Resistenzmanagement als notwendig erachtet. Möglicherweise würde dies zu einer reicheren Strukturierung der Agrarlandschaft führen und somit die Attraktivität der Probestfläche für die Vogelwelt erhöhen.

Hypothese 8: Dringen transgene "Flüchtlinge" in umliegende Lebensräume ein und führen so zu Artenverlust oder strukturellen Veränderungen?

Da Schädlingsresistenz auch außerhalb der Kulturfleichen einen Selektionsvorteil darstellt, könnten Bt-Pflanzen einen stärker invasiven Charakter bekommen. Das Eindringen in natürliche Pflanzengesellschaften bis hin zur Verdrängung konkurrenzschwächerer Pflanzen kann zu veränderten Nahrungs- und Strukturbedingungen führen.

Hypothese 9: Bildet Bt-Mais als konkurrenzstarke Kulturpflanze im Acker dichtere und höhere Bestände aus und zeichnet er sich durch beschleunigtes Wachstum aus? Verlieren diese strukturell veränderten Maisfelder als Lebensraum für Vögel an Qualität?

Für das Rebhuhn wird die Verbreiterung der Saatzeilen in Getreidefeldern gefordert, um den Bewegungsspielraum zu vergrößern (LENTNER, 1997). Zahlreiche Arten können Maisfelder nur bei niedriger Bestandshöhe oder bei lückigem Bestand nutzen. Höhere, dichtere Maisfelder würden als Lebensraum für diese Arten an Qualität verlieren. Auch Auswirkungen auf das Nahrungsangebot (z. B. durch zunehmende Beschattung) sind denkbar.

Hypothese 10: Beeinflußt ein veränderter Herbizideinsatz die Ackerbegleitflora und somit auch das Nahrungsangebot für Vögel?

Eine veränderte Handhabung des Herbizideinsatzes ist kaum zu erwarten, würde jedoch einen Eingriff in die Nahrungskette darstellen. Herbizidmißbrauch und Winddrift von Herbiziden in die Ackerrandbereiche sind hingegen nicht auszuschließen.

Hypothese 11: Vögel verbreiten die transgene Kulturpflanze über Endozoochorie?

Beobachtungen an der Großtrappe (*Otis tarda*) zeigen, daß Maiskörner über 50-60 Kilometer verschleppt wurden und dort keimten. Auch blieben die von einer Taube gefressenen Maiskörner keimfähig, nachdem der Vogel anschließend von einem Habicht oder Sperber geschlagen und gefressen worden war, der Greifvogel aber die Körner über ein Gewölle wieder ausgeschieden hat (mündl. Mitteilung STRAKA, U.; Universität für Bodenkultur, Institut für Zoologie). Diese exemplarischen Beobachtungen zeigen, daß die Ausbreitung von GVO über Endozoochorie durchaus wahrscheinlich ist. Über dementsprechend große Distanzen werden zumindest vereinzelt transgene Samen verbreitet werden. Wie das oben angeführte Beispiel zeigt, müssen als extreme potentielle Verbreitungsdistanzen sogar die Aktionsradien von Greifvogelarten berücksichtigt werden. Zur Zugzeit legen Greifvögel Entfernungen von mehreren 100 Kilometern pro Tag zurück (MEYBURG & MEYBURG, 1998).

Weiters ist eine Verbreitung der Maiskörner durch die Anlage von Futterdepots möglich, wie sie etwa der Eichelhäher anlegt (mündl. Mitteilung KOHLER-SCHNEIDER, M.).

Monitoring bei Freisetzung und Inverkehrbringen

Vogelkundliche Fragestellungen können erst ab Anbauflächen von etwa 10 ha sinnvoll bearbeitet werden. Einerseits erfordert die Erfassungsmethode eine entsprechende Flächengröße, andererseits sind potentielle Auswirkungen auf die Vogelwelt erst bei größeren Anbauflächen zu erwarten.

In der Begleitforschung wird untersucht, ob transgener Mais toxische Auswirkungen auf Vögel hat. Experimente sollen weiters klären, ob Bt-Mais als Nahrung gemieden wird.

6.2.6.3 Entomologische Risikoanalyse

6.2.6.3.1 Schädigung von Nicht-Zielorganismen durch Bt-Toxin?

Bt-Pflanzen unterscheiden sich in einer Reihe von Eigenschaften gegenüber Bt-Insektiziden, weshalb Überprüfungen zur Verträglichkeit von Nicht-Zielorganismen notwendig sind. Ein wesentlicher Unterschied besteht z. B. darin, daß die Wirksamkeit von Bt-Insektiziden (Spritzapplikation) nur von kurzer Dauer ist. Im Gegensatz dazu produziert die gentechnisch veränderte Maispflanze das Bt-Toxin in fast allen Pflanzenteilen während der gesamten Vegetationsperiode. Das Toxin ist somit über einen viel längeren Zeitraum vorhanden. Daher nehmen alle phytophagen Insekten, die sich von diesen transgenen Pflanzen ernähren, das Bt-Toxin direkt mit der Nahrung auf.

Die Risikoabschätzung verläuft in diesem Punkt sehr kontroversiell. Effekte des Bt-Toxins können derzeit nur im Labor nachgewiesen werden. Die Übertragung der in den Laborversuchen erzielten Ergebnisse auf Freilandbedingungen wird z. T. bezweifelt.

Einige toxikologische Studien mit transgenen Bt-Pflanzen zeigten kaum direkte Effekte auf Nützlinge und Nicht-Zielorganismen (AHL-GOY et al., 1995; SIMS, 1995; DOGAN et al., 1996). Auch nach Ergebnissen der Literatur des Bt-Mais-Antrages von CIBA GEIGY (1994) werden keine negativen Auswirkungen auf phytophage Nicht-Ziel-Insektenpopulationen erwartet.

Neueste Untersuchungen weisen jedoch zum Teil auf negative Effekte für Nicht-Zielorganismen hin. LOSEY et al. (1999) stellten in Laborversuchen fest, daß die Mortalitätsrate von Larven des Monarchfalters (*Danaus plexippus*), die von Blättern mit Pollen von Bt-Mais gefressen hatten, höher war als von den Larven, die keinen Bt-Pollen fraßen. Auch Untersuchungen von SAXENA et al. (1999) weisen darauf hin, daß das Vorhandensein von Bt-Toxin in der Maispflanze nicht unbedenklich ist. Larven des Tabakwurmes (*Manduca sexta*), die auf einem Medium, das Wurzelausscheidungen von Bt-Mais enthielt, aufgebracht wurden, beendeten ihre Fraßtätigkeit und starben nach zwei bis drei Tagen (im Gegensatz zu Larven auf einem Medium von nicht gentechnisch verändertem Mais). Eine erhöhte Mortalität zeigte sich auch durch die Bindung des Bt-Toxins im Boden bei der Collembolenart *Folsomia candida* (EPA, 1995).

6.2.6.3.2 Schädigung von Nicht-Zielorganismen durch indirekte Bt-Toxin-Aufnahme?

Untersuchungen von HILBECK et al. (1998a) weisen darauf hin, daß Nicht-Zielorganismen nicht nur durch direkte Aufnahme des Bt-Toxins mit der Nahrung geschädigt werden, sondern daß auch über trophische Beziehungen Auswirkungen in der Nahrungskette entstehen. In Laborversuchen konnte eine höhere Mortalität bei Florfliegen-Larven (*Chrysoperla carnea*) mit Bt-gefütterten Beutetieren (Bt-Maiszünsler-Larven, *Ostrinia nubilalis*, und Raupen der Ägyptischen Baumwolleneule, *Spodoptera littoralis*) festgestellt werden. In weiterführenden Untersuchungen von HILBECK et al. (1998b) wurden Florfliegen-Larven mit Bt-Kunstoffutter gefüttert und zeigten wiederum eine höhere Mortalität als die entsprechende Kontrolle. Außerdem stellte sich heraus, daß *Spodoptera littoralis*, der nicht-sensitive Maisschädling, das Bt-Toxin weiterprozessiert und in eine Form überführt, die den Gegenspieler stärker schädigt, als wenn er das Toxin direkt aufnimmt. Nicht nur Räuber, sondern auch Parasitoide von Schädlingen können von der Wirkung transgener Bt-Pflanzen betroffen sein, wie Versuche von HAFEZ et al. (1997) vermuten lassen. Die Brackwespe *Meteorus laeviventris*, die sich in Bt-behandelten Wirtslarven entwickelte und mit Bt-Toxinen gefüttert wurde, zeigte eine erhöhte Mortalität und eine reduzierte Lebensdauer.

Gegensätzliche Ergebnisse gibt es von MOELLENBECK (1998), der keine oder nur geringe negative Effekte von Bt-Pflanzen auf Nützlinge (Parasitoide und Räuber) feststellte. Allerdings handelte es sich dabei um Versuche unter Freilandbedingungen.

Um endgültige Aussagen treffen zu können, sind aber auf jeden Fall noch weitere, gezielte Untersuchungen (Labor und Freiland) unter standardisierten und vergleichbaren Bedingungen notwendig.

6.2.6.3.3 Verschiebungen im Schädlingsspektrum

Die selektive Wirkung von Bt-Pflanzen kann auch indirekte Auswirkungen auf die Zusammensetzung des Schädlings- und Nützlingskomplexes haben. Einerseits besteht die Möglichkeit, daß eine Zunahme der Gegenspielerpopulation mit einer Abnahme anderer nicht-sensitiver Pflanzenschädlinge eintritt, andererseits kann auch der umgekehrte Fall vorliegen, daß die Gegenspielerpopulation abnimmt und dafür eine Zunahme anderer nicht-sensitiver Pflanzenschädlinge erfolgt. Auf diese Weise wird der Zielorganismus (Schädling) zwar reduziert, dafür können aber andere Schädlinge wieder verstärkt auftreten, wie Untersuchungen in Australien und in der USA zeigten (aus RIEGLER & STAUFFER, 1998).

Für die Praxis in der Landwirtschaft bedeutet das wiederum verstärkten Pflanzenschutzmitteleinsatz, der ja eigentlich mit Hilfe von Bt-Pflanzen verringert werden sollte, und Ernteverluste.

Durch die eventuell auftretenden Änderungen hinsichtlich Artenspektrum und Individuenzahl der Entomofauna und in weiterer Folge auf die in der Nahrungskette folgenden Glieder besteht nicht nur für die typischen Arten des Ackers, sondern auch für gefährdete Arten in der Agrarlandschaft ein potentiell Risiko.

6.2.6.3.4 Verbreitung von GVO durch Insekten

Siehe Fallbeispiel PGS-Hybridraps.

6.2.6.3.5 Resistenzbildung bei Insekten

Resistenzentwicklung von Insekten und Milben gegenüber chemischen Pflanzenschutzmitteln ist ein Hauptproblem im heutigen Pflanzenschutz, umso mehr lag die Hoffnung in biologischen Präparaten. Mittlerweile traten aber auch Resistenzen gegen Bt-Präparate bei Dörr-obstmotten (*Plodia interpunctella*) in amerikanischen Lagerhäusern (McGAUGHEY, 1985) und bei der Kohlschabe (*Plutella xylostella*) in Hawaii auf (TABASHNIK et al., 1990), in Laborversuchen sogar bei noch mehr Arten (TABASHNIK, 1994).

Für die resistenten Populationen bedeutet das einen großen Selektionsvorteil gegenüber den empfindlichen, nicht-resistenten Populationen.

Für den biologischen Landbau würde die Resistenzbildung gegenüber Bt-Präparaten einen großen Schaden bedeuten, weil sie die einzigen, effizienten Biopestizide sind.

a) Monitoring bei Freisetzungen

Detaillierte Untersuchungen (Häufigkeit, räumliche und zeitliche Verteilung) zum Schädlingsbefall und zum Auftreten der Nützlinge sind im Feld mit und ohne transgenen Kulturpflanzen durchzuführen.

Gleichzeitig sollen Bestandserhebungen (anhand ausgewählter Insektengruppen) erste Anhaltspunkte liefern, ob es durch den Anbau von transgenem Mais zu Veränderungen der Artenvielfalt und relativen Häufigkeiten der Insekten im Anbaugebiet kommt.

Ergänzende Untersuchungen über die Verbreitung von Bt-Mais durch Insekten können durchgeführt werden, sind aber nicht so bedeutend wie beim PGS-Raps, da es für Mais ?keine? potentiellen Kreuzungspartner gibt (im Gegensatz zu Raps).

b) Monitoring beim Inverkehrbringen

Genauere Aufzeichnungen über den Befall im Kulturfeld sind fortzusetzen, v. a. im Hinblick auf eine Verschiebung des Schädlingsspektrums und eventuell auftretender Resistenzerscheinungen.

Die entomologischen Bestandsaufnahmen sind in Abhängigkeit von den Ergebnissen der Freisetzungsversuche fortzusetzen (eventuell in reduzierter Form) oder zu beenden (siehe Fallbeispiel PGS-Hybridraps).

6.2.6.4 Bodenbiologische Risikoanalyse

6.2.6.4.1 Horizontaler Gentransfer

Siehe Fallbeispiel PGS-Hybridraps.

6.2.6.4.2 Schädigung von Bodenorganismen durch das Bt-Toxin

Obwohl im Antrag der Fa. Ciba-Geigy und den darin zitierten Literaturstellen immer wieder auf die hohe Spezifität der Bt-Toxine, in diesem Fall CryIA(b), zur Bekämpfung des Maiszünslers verwiesen wird, ergaben ergänzende Untersuchungen in den letzten Jahren, daß auch andere Schmetterlingsarten, wie z. B. der Monarchfalter (LOSEY et al., 1999) durch die Aufnahme des Bt-Toxins geschädigt werden könnten. Andere Untersuchungen zeigten, daß auch höhere Glieder in der Nahrungskette z. B. carnivore Larven der Florfliege (*Chrysoperla carnea*) negativ beeinflusst werden (HILBECK et al., 1998a, 1998b). Obwohl diese Ergebnisse aus Laboruntersuchungen stammen und die Versuchstiere vergleichsweise hohen Dosen des Toxins ausgesetzt waren, ist es nicht auszuschließen, daß auch andere Nichtzielorganismen geschädigt werden könnten. Die Untersuchungen, die im Rahmen der Sicherheitsforschung zum Verhalten und zur Toxizität der Toxine für den Freisetzungsantrag gemacht wurden, beschränken sich meist auf eine Collembolenart und Regenwürmer und auf einen relativ kurzen Zeitraum. Bei der Bewertung ist aber zu berücksichtigen, daß das Bt-Toxin während der gesamten Vegetationsperiode produziert und nach neuesten Erkenntnissen auch an den Boden abgegeben wird (SAXENA et al., 1999). Dort wird es an Bodenpartikel gebunden und kann über 200 Tage vor dem Abbau geschützt bleiben. Das in Wurzelexudaten enthaltene Bt-Toxin behält seine insektizide Wirkung. Beim Einbringen von Pflanzenmaterial durch Einpflügen nach der Ernte ist außerdem mit einer erhöhten Konzentration des Toxins im Boden zu rechnen.

Eine Schädigung der Bodenfauna würde aber mit großer Wahrscheinlichkeit auch einen negativen Einfluß auf die Funktion des Bodens haben, da Remineralisationsprozesse verlangsamt werden. Der Verlust von Arten oder eine signifikante Verringerung der Individuenzahl von Arten der Bodenfauna sollte als Abbruchkriterium zur Diskussion gestellt werden.

a) Monitoring bei Freisetzungen

Detaillierte Untersuchungen zur Diversität (Arten- und Individuenzahl) der Bodenfauna sind anzustellen. Außerdem sollten, wie bei der Untersuchung des Herbizideinflusses, grundsätzliche Parameter zur Bodenfunktion erhoben werden.

b) Monitoring beim Inverkehrbringen

Es werden die gleichen Untersuchungen wie bei der Freisetzung empfohlen.

6.2.6.5 Schädigung von Bodenorganismen durch das Herbizid

Siehe Fallbeispiel PGS-Hybridraps (Kapitel 6.1.5.4.2).

6.2.7 Monitoringvorschläge für die Freisetzung von Bt-Mais

Zur Konkretisierung der Monitoringvorschläge wird die gleiche Versuchsanlage wie beim PGS-Hybridraps verwendet und die Versuchsdauer ebenfalls auf 8 Jahre festgelegt (siehe Kapitel 6.1.6 und Abb. 24). Als dreischlägige Fruchtfolge wird Mais, Winterweizen und Körnererbse gewählt.

Im **ersten Jahr** wird eine ökologische Grundlagenerhebung durchgeführt und bis zum Frühjahr des zweiten Jahres ausgewertet (für Details siehe Kapitel 6.1.6.1). Das Monitoringkonzept wird darauf aufbauend konkretisiert. Abbruchkriterien und Grenzwerte werden festgelegt. Im Frühjahr des **zweiten Jahres** wird der Mais ausgesät, und die Monitoringuntersuchungen können beginnen.

Die Untersuchungsschwerpunkte werden wieder aufgrund ihrer Relevanz gereiht.

Gereifte Untersuchungsthemen der:

Vegetationsökologie

- Veränderung von Wildkrautgesellschaften
- Genfluß in konventionelle Sorten.

Ornithologie

- Auswirkung über die Nahrungskette auf die Vogelwelt
- Strukturelle Änderungen des Lebensraumes
- Samenverbreitung durch Endozoochorie
- Toxische Auswirkungen.

Entomologie

- Aufnahme des Schädlingsbefalls und des Vorkommens von Nützlingen in der Kulturlfläche
- Erfassung der Insektenfauna (Arten- und Individuenzusammensetzung)
- eventuell Untersuchungen zur Verbreitung von Bt-Mais durch Insekten.

Bodenbiologie

- Veränderung der Bodenfauna (Schwerpunkt Arthropoden)
- allgemeine Untersuchungen der Bodenfunktion (Grundparameter)
- Veränderung in der Diversität der Mikroorganismen.

Folgende Untersuchungen werden im **zweiten bis siebenten Untersuchungsjahr** durchgeführt:

Vegetationsökologie

Fallspezifisches Monitoring

- Überprüfung der Auskreuzungsrate und –entfernung mittels Fangpflanzen.
- Kontrolle der eher unwahrscheinlichen Ausbreitung von Bt-Mais in Ackerrandstreifen, Brachen und benachbarte naturnahe Lebensräume.
- Untersuchung der Samenbank und des Diasporenfalls im Acker, in den Randstreifen und in den Brachen, in Bezug auf Wildkrautgesellschaften, Brache-Phytozoenosen und dem Maisanteil. Diese Untersuchungen werden durch die Erhebung der betreffenden Pflanzenbestände mittels vegetationsökologischer Methoden ergänzt.

Allgemeine überwachende Beobachtung

Da eine Invasion von Mais in naturnahe Lebensräume weitgehend ausgeschlossen werden kann, beschränkt sich das allgemeine Monitoring auf regelmäßige Begehungen des Freisetzungsgeländes mit dem Ziel, unerwartete Effekte aufzuspüren.

Ornithologie

Siehe Fallbeispiel Raps (Kapitel 6.1.7).

Entomologie

Im großen und ganzen erfolgen die gleichen Untersuchungen, wie sie bereits beim PGS-Hybridraps-Fallbeispiel beschrieben wurden. Der Schwerpunkt der Untersuchungen soll aber

bei möglichen toxischen Auswirkungen auf die einzelnen Insektengruppen liegen und der dadurch eventuell auftretenden Veränderung in der Arten- und Individuenzusammensetzung. Dieser Aspekt ist vor allem im Kulturfeld zu berücksichtigen.

Bodenmikrobiologie

Hier gilt im Prinzip das gleiche wie für den PGS-Hybridraps. Das Hauptaugenmerk der Untersuchungen sollte jedoch auf der Untersuchung der Bodenfauna, und hier besonders der Bodenarthropoden liegen, da hier eine Schädigung am wahrscheinlichsten ist. Da eine Schädigung der Bodenfauna immer auch einen Einfluß auf die Bodenmikroorganismen hat, sind auch bei der Freisetzung des Bt-Mais, die bei Raps beschriebenen Untersuchungen durchzuführen.

Agrartechnische Erhebungen

- Genaue Angaben zur Bewirtschaftung der Versuchsfelder.
- Angaben zum Einsatz und zur Menge der verwendeten Herbizide und Insektizide.

Berichte

Jährlich erfolgt eine Zwischenanalyse der Untersuchungen, die der zuständigen Behörde in Berichtsform übermittelt wird. Jeder überschrittene Grenzwert oder das Erreichen eines Abbruchkriteriums ist hingegen sofort zu melden.

Im **letzten Versuchsjahr** werden die erhobenen Daten einer Gesamtauswertung unterzogen (siehe 9.1.6.4).

6.2.8 Monitoringvorschläge für das Inverkehrbringen von Bt-Mais

Vegetationsökologisches Monitoring

Das **fallspezifische Monitoring** konzentriert sich auf die Überwachung von Genfluß und der Ausbreitung des GVO in Flächen des biologischen Landbaues.

Aufgrund möglicherweise veränderter landwirtschaftlicher Praktiken wird die Diversität der Wildkrautflora im Acker und am Ackerrand (Artdiversität, seltene Arten) überwacht.

Aufgrund der fehlenden Invasionsfähigkeit von Bt-Mais in naturnahe Lebensräume können in einem landesweit repräsentativen Stichprobennetz der **allgemeinen überwachenden Beobachtung** nur unerwartete Effekte überprüft werden. Es ist aber bei den Kartierungen vor- sichtlich auf eventuelle Vorkommen von transgenem Mais zu achten.

Ornithologie

Die Hauptthemen des fallspezifischen Monitorings sind die **Artenvielfalt** und die relativen **Häufigkeiten** in den untersuchten Anbauflächen und Ackerrändern. Von besonderem Interesse sind Auswirkungen auf die Nahrungskette: Auswertungen getrennt nach Nahrungsgilden sollen Rückschlüsse auf das Nahrungsangebot zulassen.

In der Begleitforschung wird die Wahrscheinlichkeit einer Verbreitung von Mais durch **Endozoochorie** untersucht.

Das allgemeine Monitoring liefert wertvolle Referenzdaten und kann bei der Auswahl geeigneter Referenzflächen hilfreich sein. Entsprechen Untersuchungsflächen des allgemeinen Monitorings nunmehrigen Anbauflächen von Bt-Mais, so sind diese Daten von hoher Aussagekraft.

Entomologie

Wichtige Untersuchungsthemen des fallspezifischen Monitorings sind:

- Schädlingsbefall im Kulturfeld
- Artendiversität und Individuenabundanz der Entomofauna in der Kulturlandschaft.

Wichtige Untersuchungsthemen des **allgemeinen Monitorings** sind:

- Unerwartete Effekte.

Bodenmikrobiologie

Siehe Freisetzung (Kapitel 9.2.7).

7 ÖKOLOGISCHE SCHUTZGÜTER ÖSTERREICHS

Jede Risikoanalyse braucht ein Werte-Korsett, in das sie eingebettet ist. Es muß festgelegt werden, welche Güter, Organismen und Ökosysteme als schützenswert gelten (MÜLLER & LINDENTHAL, 1999). In diesem Sinne werden in diesem Kapitel erste Vorschläge für die ökologischen Schutzgüter Österreichs präsentiert.

Risikoanalysen von GVO beschäftigen sich intensivst mit der noch „unbekannten“ transgenen Nutzpflanze. Es wird dabei oft außer acht gelassen, daß wir auch über unsere ökologischen Schutzgüter zu wenig wissen, welche möglicherweise von GVO beeinflusst werden können. Da ist die nationale Naturschutz- und Grundlagenforschung gefragt. LATOUR & REILING (1994) schlagen als Grundlage für Risikoanalysen in der Umwelt („comparative threat analysis“) unter anderem folgende Punkte vor: Beschreibung des Gebietes, Landnutzung, Schutzstatus usw.. In diesem Kapitel werden ebensolche Grundlagen aus der Naturschutzforschung gesammelt, die für eine Risikoanalyse von GVO auf nationaler Ebene herangezogen werden können. Dazu zählen ökologische Schutzgüter wie Rote Liste-Arten, gefährdete Biotoptypen, schützenswerte Pflanzengesellschaften und Kulturlandschaften, Biodiversitätszentren und gesetzliche geschützte Organismen und Lebensräume. Ein Schwerpunkt wird auf die Schutzgüter der Agrarlandschaft gelegt, die derzeit am ehesten von GVO beeinflusst werden könnten. Die Schutzgüter im Grünland, die beim etwaigen Einsatz von transgenen Gräsern massivst beeinflusst werden könnten, sind hier weitgehend ausgespart.

Mit Hilfe des Konzeptes der ökologischen Schutzgüter werden die relevanten Untersuchungsobjekte (Arten, Lebensräume, Artenvielfalt, Pflanzengesellschaften, Indikatorgruppen) festgelegt, die Basis für ein ökologisches Monitoring zur Überwachung von Umweltwirkungen der GVO sind. Oberstes Ziel eines Monitorings ist ja nicht der Wissensgewinn (Aufgabe der Forschung), sondern der Schutz ökologisch bedeutender Gebiete, Arten und Lebensgemeinschaften.

Die dargestellten ökologische Schutzkategorien besitzen nicht immer einen rechtlichen Schutz, sondern sind auch von Ökologen als wertvoll erachtete Lebensräume oder Organismengruppen. Die genannten Schutzgüter sind unabhängig eines Einsatzes von GVO gefährdet oder im Rückgang begriffen. Sollte die Richtlinie 90/220/EWG nach den derzeit diskutierten Textvorschlägen abgeändert werden, so sollten die relevanten Schutzgüter in den Leitlinien zum Monitoring festgeschrieben werden.

7.1 Lebensräume der landwirtschaftlich genutzten Kulturlandschaft

Einem erhöhten Invasionsrisiko durch GVO sind Biotope ausgesetzt, die einerseits in ackerbaulichen Kulturlandschaften liegen (geographische Nähe) und andererseits relativ günstige Bedingungen zur Neu-etablierung bieten (z. B. gehölzfreie Flächen, Ruderalflächen). Obwohl GVO theoretisch alle Lebensräume beeinflussen können, werden hier schwerpunktmäßig nur jene Habitate behandelt, die in der Agrarlandschaft liegen bzw. in denen eine Beeinflussung am ehesten zu erwarten ist (naturnahe Habitate mit ähnlichen Standortseigenschaften wie Äcker). Das sind im wesentlichen Äcker, Agrotome, Ruderalbiotope und dynamische Feuchtfelder.

Eine Rote Liste der Biotoptypen Österreichs ist derzeit in Bearbeitung (ESSL et al., in Bearbeitung) und steht für diese Studie leider noch nicht zur Verfügung.

Die Basis für die Gliederung der aufgelisteten Lebensräume war der Katalog der „Biotoptypen in Österreich“ (HOLZNER et al., 1989).

7.1.1 Anthropogene Pionierbiotope

7.1.1.1 Äcker

Ackerbaulich genutzte Flächen sind entgegen landläufiger Meinung wichtige Voll- und Teillebensräume für viele Tier- und Pflanzenarten und sind dadurch ein wichtiges Thema in der österreichischen Naturschutzpolitik (NEUHAUSER, 1997).

Auch wenn die Ackerflächen primär der Ernährungssicherheit der wachsenden Weltbevölkerung dienen und keine primären ökologischen Schutzgebiete darstellen, so zählt doch die umweltverträgliche, nachhaltige Nutzung der natürlichen Ressourcen und der Schutz gefährdeter Ökosysteme zum Leitbild der Agrarwirtschaft (z. B. Agenda 21).

Der Anbau gentechnisch veränderter Kulturpflanzen betrifft zuallererst die Ackerwildkräuter, weil sie direkt am Acker oder am Ackerrand und in den benachbarten Störflächen vorkommen.

Die Ackerwildkrautflora stellt das erste Stadium einer Sukzession zum Wald dar. Diese Pflanzengesellschaften können sich nur dadurch halten, indem der Landwirt den Boden bearbeitet und so ein junges Sukzessionsstadium dauerhaft erhält. Da sich die Wildkrautflora auf dem Acker innerhalb eines Jahres verändern kann, spricht man von einzelnen Agrarökophasen der Wildkräuter. Etwa 300 Pionierarten kommen in Agrarflächen vor (HOLZNER et al., 1989), das sind etwa 10 % unserer gesamtösterreichischen Gefäßpflanzen (2.950 Arten). Etwa 2/3 dieser Ackerwildkräuter erzeugen wahrscheinlich keinen landwirtschaftlichen Schaden. Aufgrund chemischer Wildkrautbekämpfung, Nivellierung der Umweltbedingungen im Ackerland, Erhöhung der Hektarerträge, veränderter Fruchtfolge und verbesserter Saatgutreinigung sind viele Ackerwildkräuter auf die Rote Liste gelangt.

Auch in der vorindustriellen Landwirtschaft hat es Veränderungen der landwirtschaftlichen Rahmenbedingungen gegeben. Sie fanden jedoch in geringerem Ausmaß und ungleich langsamer statt. Besonders zahlreiche Tierarten konnten sich so an die neuen Lebensraumbedingungen anpassen.

Eine eigenständige „Rote Liste der Ackerunkräuter Österreichs“ wurde von RIES (1992) (siehe Abb. 27 und Tab. 11) im Rahmen einer wissenschaftlichen Bearbeitung erstellt. Sie besitzt aber nicht den gleichen Status wie die „offiziellen“ Roten Listen, die von Ministerien oder Naturschutzabteilungen in Auftrag gegeben wurden. Die Rote Liste von RIES (1992) bezieht sich nur auf die Gefährdung der Pflanzenarten am Ackerstandort, nicht aber auf ihre Verbreitung in anderen Lebensräumen. Daher ergeben sich im Vergleich mit der „Roten Liste der gefährdeten Farn und Blütenpflanzen Österreichs“ (NIKL FELD & SCHRATT-EHRENDORFER, 1999) für manchen Arten grobe Unterschiede in der Gefährdungsstufe. Arten, die in beiden Roten Listen als stark gefährdet aufscheinen sind daher eng an das Vorkommen im Acker gebunden.

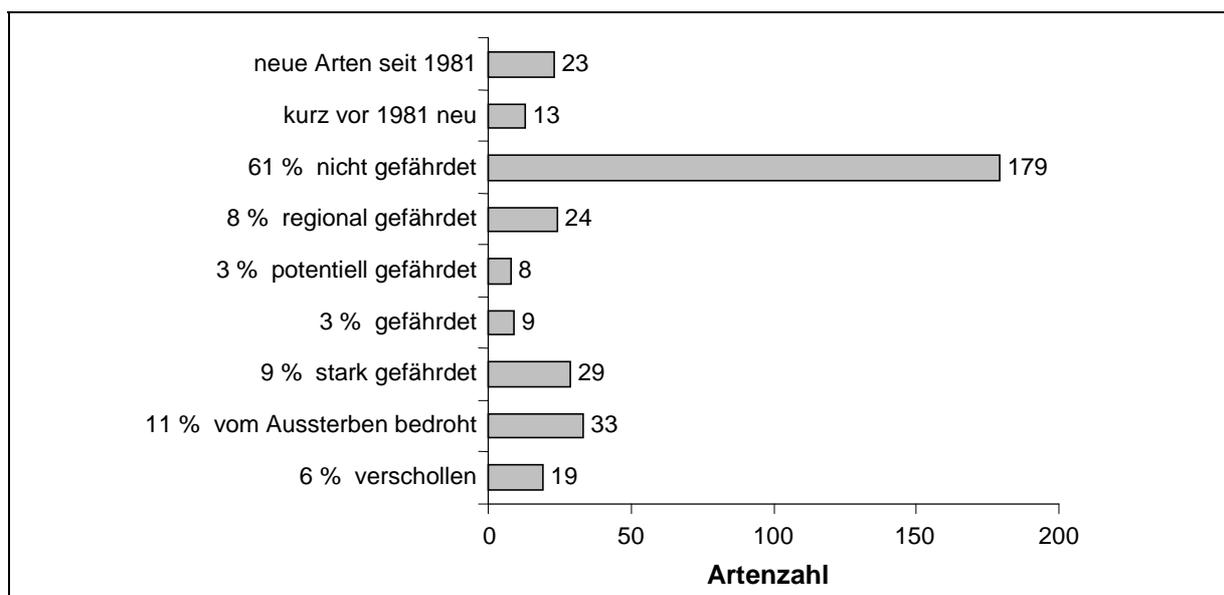


Abb. 27: Zusammenfassende Gefährdungssituation der Ackerwildkräuter Österreichs (RIES, 1992).

Tab. 11: Rote Liste der Ackerunkräuter Österreichs (RIES, 1992). RL Ries = Gefährdung nach RIES (1992); RL Niklfeld = Gefährdung nach NIKLFELD & SCHRATT-EHRENDORFER (1999). Gefährdungskategorien siehe Tab. 27.

Wissenschaftlicher Name	Artname	RL Ries	RL Niklfeld
Androsace elongata	Steppen-Mannsschild	0	2
Asperula arvensis	Acker-Meier	0	0
Atriplex littoralis	Strand-Melde	0	1
Avena strigosa	(Hafer)	0	keine Angabe
Bunias erucago	Senfblättriges Zackenschötchen	0	unbeständig
Chenopodium rubrum	Roter Gänsefuß	0	2
Cuscuta epithymum	Quendel-Seide	0	- r
Galium parisiense	Pariser Labkraut	0?	1
Heliotropium europaeum	Sonnenwende	0	unbeständig
Lathyrus hirsutus	Behaartfrüchtige Platterbse	0	2
Linaria arvensis	Acker-Leinkraut	0	0
Lolium temulentum	Taumel-Lolch	0	1
Orlaya grandiflora	Großblütiger Breitsame	0	2 r!
Polygala major	Großes Kreuzblümchen	0?	3
Sommerwurz	Orobanche sp.	0-3?	unterschiedl.
Spergula pentandra	Fünfmänniger Spörgel	0	1
Teesdalea nudicaulis	Bauernsenf	0?	keine Angabe
Turgenia latifolia	Breitblättrige Klettendolde	0	1
Vaccaria hispanica	Kuhnelke	0	1 r!
Agrostemma githago	Korn-Rade	1	1
Allium vineale	Weinberg-Lauch	1	- r
Androsace maxima	Kelch-Mannsschild	1	1

Wissenschaftlicher Name	Artname	RL Ries	RL Niklfeld
<i>Anthemis cotula</i>	Stinkende Hundskamille	1	3 r!
<i>Aphanes australis</i>	Kleinfrüchtiger Sinau	1	2
<i>Arnoseris minima</i>	Kleiner Lämmersalat	1	2
<i>Bromus arvensis</i>	Acker-Trespe	1	1
<i>Bromus secalinus</i>	Roggen-Trespe	1	2 r!
<i>Consolida orientalis</i>	Morgenländischer Feldrittersporn	1	
<i>Fumaria schleicheri</i>	Dunkler Erdrauch	1	3 r!
<i>Gagea villosa</i>	Acker-Gelbstern	1	– r
<i>Galium tricornutum</i>	Dreihörniges Labkraut	1	1
<i>Herniaria hirsuta</i>	Behaartes Bruchkraut	1	3 r!
<i>Hibiscus trionum</i>	Eibisch	1	2
<i>Iberis pinnata</i>	Fieder-Schleifenblume	1	Neubürgerin
<i>Lathyrus aphaca</i>	Ranken-Platterbse	1	unbeständig
<i>Lythrum hyssopifolia</i>	Ysopblättriger Weiderich	1	3
<i>Malcolmia africana</i>	Meerviole	1	unbeständig
<i>Misopates orontium</i>	Acker-Löwenmaul	1	2
<i>Muscari comosum</i>	Schopfige Träubelhyazinthe	1	3 r!
<i>Myagrum perfoliatum</i>	Pfeilblättriger Hohldotter	1	1
<i>Myosurus minimus</i>	Mäuseschwänzchen	1	2 r!
<i>Ornithogalum pyrenaicum</i> ssp. <i>pyrenaicum</i>	Pyrenäen-Milchstern	1	3
<i>Polycnemum arvense</i>	Acker-Knorpelkraut	1	1
<i>Reseda phyteuma</i>	Teufelskrallen-Resede	1	2
<i>Scandix pecten-veneris</i>	Echter Nadelkerbel	1	1 r!
<i>Silene conica</i>	Kegel-Leimkraut	1	1
<i>Sisymbrium altissimum</i>	Ungarische Rauke	1	
<i>Thymelaea passerina</i>	Gewöhnlicher Vogelkopf	1	2 r!
<i>Veronica acinifolia</i>	Steinquendel-Ehrenpreis	1	1
<i>Veronica anagallis-aquatica</i>	Gauchheil-Ehrenpreis	1	
<i>Veronica opaca</i>	Glanzloser Ehrenpreis	1	2
<i>Veronica verna</i>	Frühlings-Ehrenpreis	1	(2)
<i>Acinos arvensis</i>	Steinquendel	2	– r
<i>Adonis aestivalis</i>	Sommer-Adonisröschen	2	3 r!
<i>Adonis flammea</i>	Flammen-Adonisröschen	2	2 r!
<i>Alyssum alyssoides</i>	Kelch-Steinkraut	2	– r
<i>Amaranthus graecizans</i>	Griechischer Fuchsschwanz	2	2
<i>Anthemis ruthenica</i>	Ruthenische Hundskamille	2	2
<i>Bifora radians</i>	Strahlender Hohlsame	2	
<i>Bupleurum rotundifolium</i>	Durchwachsenes Hasenohr	2r!	2 r!
<i>Caucalis platycarpus</i>	Kletten-Haftdolge	2	

Wissenschaftlicher Name	Artname	RL Ries	RL Niklfeld
<i>Centaureum pulchellum</i>	Ästiges Tausendgüldenkraut	2	– r
<i>Centunculus minimus</i>	Kleinling	2r!	2 r!
<i>Cerintho minor</i>	Kleine Wachsblume	2	
<i>Diploaxis muralis</i>	Mauer-Doppelsame	2	
<i>Filago arvensis</i>	Acker-Fadenkraut	2	– r
<i>Galeopsis angustifolia</i>	Schmalblättriger Hohlzahn	2	– r
<i>Herniaria glabra</i>	Kahles Bruchkraut	2	– r
<i>Hypericum humifusum</i>	Niederliegendes Johanniskraut	2	– r
<i>Kickxia elatine</i>	Echtes Tännelkraut	2	2
<i>Kickxia spuria</i>	Unechtes Tännelkraut	2	2
<i>Malva pusilla</i>	Kleinblütige Malve	2	3
<i>Melampyrum arvense</i>	Acker-Wachtelweizen	2	3 r!
<i>Melampyrum barbatum</i>	Bart-Wachtelweizen	2	2
<i>Myosotis stricta</i>	Sand-Vergißmeinnicht	2	3
<i>Peplis portula</i>	Gewöhnlicher Sumpfuquendel	2	3 r!
<i>Ranunculus arvensis</i>	Acker-Hahnenfuß	2	3 r!
<i>Torilis arvensis</i>	Acker-Klettenkerbel	2r!	2 r!
<i>Valerianella carinata</i>	Kiel-Feldsalat	2	– r
<i>Veronica agrestis</i>	Acker-Ehrenpreis	2	– r
<i>Veronica praecox</i>	Frühblühender Ehrenpreis	2	– r
<i>Ajuga chamaepitys</i>	Gelber Günsel	3	3 r!
<i>Bromus commutatus</i>	Wiesen-Trespe	3	3
<i>Lappula squarrosa</i>	Kletten-Igelsame	3	3
<i>Nigella arvensis</i>	Acker-Schwarzkümmel	3	2 r!
<i>Papaver argemone</i>	Sand-Mohn	3r!	3 r!
<i>Potentilla supina</i>	Niedriges Fingerkraut	3	
<i>Ranunculus sardous</i>	Sardinischer Hahnenfuß	3r!	– r
<i>Teucrium botrys</i>	Trauben-Gamander	3	3 r!
<i>Valerianella locusta</i>	Gemeiner Feldsalat	3	– r
<i>Centaurea cyanus</i>	Kornblume	4	3
<i>Erysimum repandum</i>	Sperriger Schöterich	4	3 r!
<i>Euphorbia platyphyllos</i>	Breitblättrige Wolfsmilch	4r!	3 r!
<i>Legousia speculum-veneris</i>	Gemeiner Frauenspiegel	4	– r
<i>Persicaria minor</i>	Kleiner Knöterich	4	– r
<i>Rumex acetosa</i>	Wiesen-Sauerampfer	4	– r
<i>Scleranthus annuus</i>	Einjähriger Knäuel	4	
<i>Spergula arvensis</i>	Acker-Spörgel	4	– r
<i>Amaranthus blitum</i>	Aufsteigender Fuchsschwanz	-r	
<i>Anagallis foemina</i>	Blauer Gauchheil	-r	– r
<i>Anchusa arvensis</i>	Acker-Wolfsauge	-r	3

Wissenschaftlicher Name	Artname	RL Ries	RL Niklfeld
<i>Anthemis arvensis</i>	Acker-Hundskamille	-r	- r
<i>Aphanes arvensis</i>	Acker-Sinau	-r	- r
<i>Asperugo procumbens</i>	Scharfkraut	-r	- r
<i>Bidens tripartitus</i>	Dreiteiliger Zweizahn	-r	- r
<i>Bromus japonicus</i>	Hänge-Trespe	-r	
<i>Buglossoides arvensis</i>	Acker-Steinsame	-r	- r
<i>Chondrilla juncea</i>	Binsen-Knorpellattich	-r	- r
<i>Consolida regalis</i>	Feld-Rittersporn	-r	- r
<i>Euphorbia exigua</i>	Kleine Wolfsmilch	-r!	- r
<i>Euphorbia falcata</i>	Sichel-Wolfsmilch	-r	- r
<i>Euphorbia virgata</i>	Ruten-Wolfsmilch	-r	- r
<i>Fumaria vaillantii</i>	Blasser Erdrauch	-r	- r
<i>Galeopsis pubescens</i>	Weichhaariger Hohlzahn	-r	- r
<i>Geranium dissectum</i>	Schlitzblättriger Storchschnabel	-r	- r
<i>Gnaphalium uliginosum</i>	Sumpf-Ruhrkraut	-r	- r
<i>Sideritis montana</i>	Berg-Gliedkraut	-r	3 r!
<i>Silene noctiflora</i>	Acker-Leimkraut	-r	- r
<i>Stachys annua</i>	Einjähriger Ziest	-r	- r
<i>Valerianella dentata</i>	Gezählter Feldsalat	-r	- r
<i>Valerianella ramosa</i>	Geöhrtter Feldsalat	-r	- r
<i>Veronica triphyllos</i>	Finger-Ehrenpreis	-r	- r

Ackerwildkräuter sind generell an bestimmte Kulturlandschaftsformen und entsprechende Bewirtschaftungsweisen angepasst. Beispielsweise ist der gezähnte Leindotter (*Camelina alysum*) mit der Aufgabe des Leinanbaues in Österreich seit 1950 ausgestorben. Die Umstellung der agrarischen Wirtschaftszyklen stellt eine der stärksten Gefährdungsursachen für die Ackerwildkrautflora dar. Landwirte haben nach ihren Möglichkeiten immer möglichst intensiv gewirtschaftet, das heißt, sie wollten möglichst viel Ertrag auf möglichst kleiner Fläche erzielen. Wesentlich für die Wildkrautflora sind die landwirtschaftlichen Produktionsbedingungen (z. B. vor Erfindung des Kunstdüngers), die aus heutiger Sicht nur geringe Erträge erlaubten. Kunstdünger, verbesserte landwirtschaftliche Arbeitsmaschinen und verbesserte Sortenzüchtung erlaubten eine Intensivierung im Ackerbau. Genauso stellt das Inverkehrbringen von transgenen Kulturpflanzen wahrscheinlich eine erneute Möglichkeit zur Intensivierung, aber zumindest eine Umstellung der Bewirtschaftungszyklen dar, die fallweise zur weiteren Verringerung der Ackerwildkrautdiversität führen könnte.

Primäres Schutzziel ist die Erhaltung von extremen Ackerböden wie z. B.

- Sandböden (z. B. Marchfeld, Mittleres Burgenland)
- zur Austrocknung neigende, kalkhaltige Böden (z. B. Steinfeld)
- saure, sehr nährstoffarme Böden (Waldviertel, Parndorfer Platte)
- Hochlagenäcker in inneralpinen Trockentälern (z. B. Inntal)
- extreme nasse, schwere Böden (Ackersutten im Marchfeld).

Nur so kann das volle Spektrum der Wildkrautflora erhalten werden (nach HOLZNER et al., 1989).

Die **vernäßte bewirtschaftete Ackersutte** (Mulde im Acker) ist ein schützenswerter Lebensraum, der durch Auffüllung mit Aushubmaterial selten geworden ist. Die beiden wichtigsten ökologischen Faktoren in den Sutteln bilden die Bewirtschaftung (Art, Rhythmus) und die Überschwemmung (Dauer, Höhe, Frequenz). Dauert die Überschwemmung lange, so fällt die Bewirtschaftung in diesem Jahr aus. In einem trockenen Jahr hingegen werden die Sutteln wie das umliegende Ackerland intensiv bewirtschaftet. Aus botanischer Sicht kommen einige hochspezialisierte und gefährdete Pflanzenarten und -gesellschaften (siehe Tab. 12) vor, die sich an das Störungsregime von Bewirtschaftung und Überschwemmung angepasst haben. Es handelt sich um eine Kombination aus feuchtigkeitsliebenden Segetalarten und ephemeren Zwergbinsenfluren, die in kurzen Zeitspannen (ab 1 Monat) ihren vollen Lebenszyklus bis zur Samenreife abschließen können. Fällt die Bewirtschaftung länger aus, entwickeln sich Feuchtrachen (bis hin zu geschlossenen Schilfröhrichten). Gezieltes Mahdmanagement kann in den Sutteln auch gebietstypische Feuchtwiesen schaffen (TRAXLER, 1996).

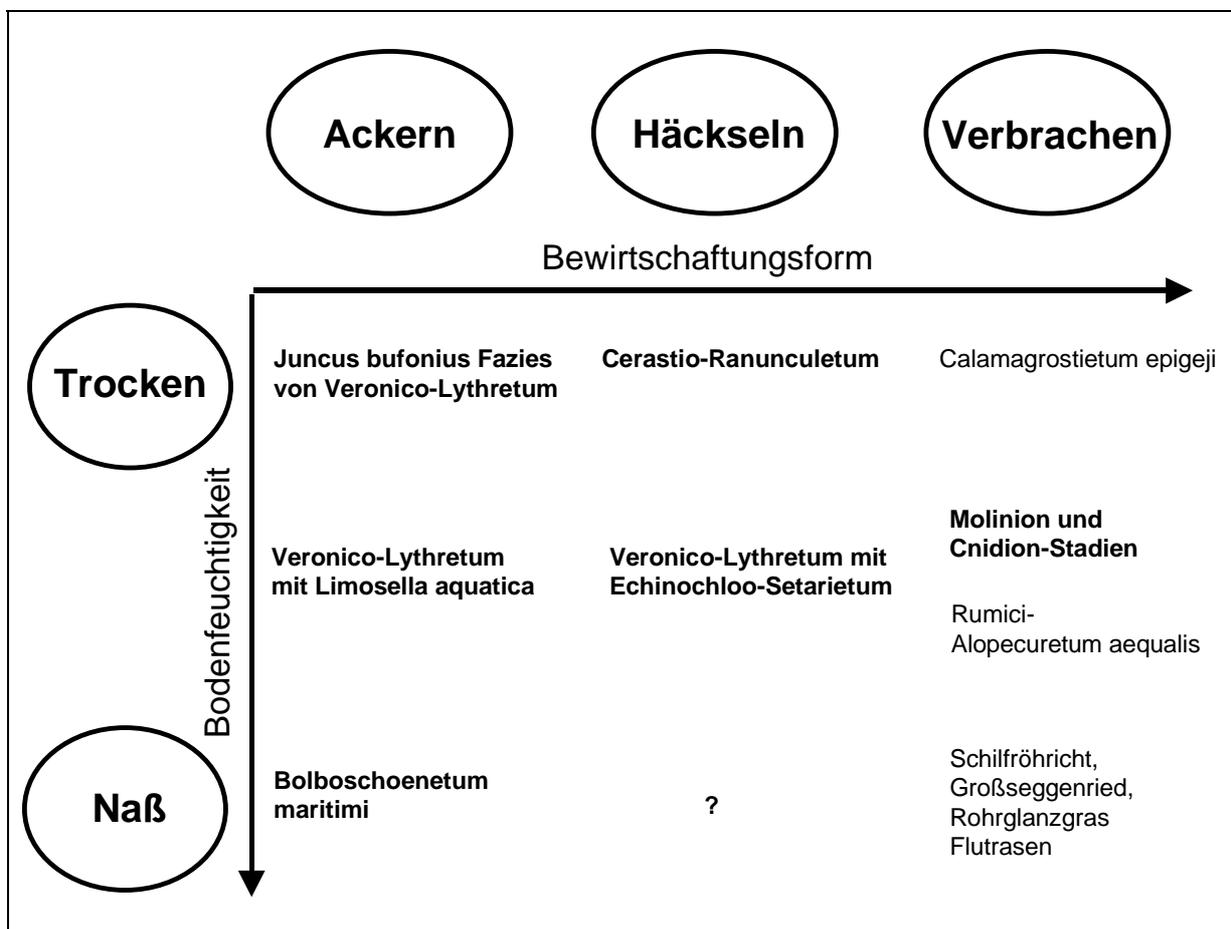


Abb. 28: Vegetationsökologische Leitbilder für Ackersutteln an der March. Je nach Bodenfeuchte können durch geeignete Bewirtschaftungsformen bestimmte Vegetationseinheiten entstehen. Pflanzengesellschaften, die nach dem naturschutzfachlichen Leitbild gefördert werden sollen sind fett gedruckt (nach TRAXLER, 1996).

Ackersutteln beherbergen zudem noch einige Arten hochgefährdeter Groß-Branchiopoden (**Urzeitkrebse**, z. B. *Triops cancriformis*, *Leptestheria dahalacensis*, *Imnadia yeyetta*) (EDER & HÖDL, 1996; HÖDL & EDER, 1996). Obwohl diese Arten auch in Wiesensutteln vorkommen, stellt aufgrund der extremen Seltenheit der Sutteln jeder einzelne Standort (auch im Acker) ein prioritär zu bewertendes Schutzziel dar.

Ein weiteres Schutzziel stellen strukturreiche, extensiv bewirtschaftete Kulturlandschaftstypen dar, die ebenfalls Träger einer hohen Diversität an Wildkrautarten sind (MATOUCH, 1992). Fruchtbare und intensiv bewirtschaftete Ackerflächen beinhalten hingegen in der Regel nur wenige und sehr weit verbreitete Wildkräuter.

Wildkrautdiversität läßt sich generell durch extensive Landwirtschaft (Erhaltung traditioneller Landnutzungsformen), Schutz von bewirtschafteten Extremböden und Strukturreichtum in der Landwirtschaft erhalten.

Sollte es zukünftig zu einem Inverkehrbringen von GVO in Österreich kommen, müßte grundsätzlich über ein Anbauverbot auf oder in der Nähe der genannten Extremböden und extensiven Kulturlandschaften diskutiert werden, da diese zu den am stärksten gefährdeten Bereichen der Agrarlandschaft zählen (siehe Kapitel 7.1.1.1).

Tab. 12: Gefährdete Arten der Ackersutten an der March (TRAXLER, 1996; Gefährdungskategorien der Roten Liste siehe Tab. 27).

Artname	Deutscher Name	Rote Liste
<i>Alisma lanceolatum</i>	Lanzettblättriger Froschlöffel	3 r!
<i>Alopecurus aequalis</i>	Rotgelbes Fuchsschwanzgras	– r
<i>Apera spica-venti</i>	Gemeiner Windhalm	– r
<i>Bolboschoenus maritimus</i>	Strandsimse	3 r!
<i>Butomus umbellatus</i>	Schwanenblume	3 r!
<i>Carex acuta</i>	Scharfe Segge	– r
<i>Centaurium pulchellum</i>	Ästiges Tausendgüldenkraut	– r
<i>Cirsium canum</i>	Graue Kratzdistel	3
<i>Cyperus fuscus</i>	Braunes Zypergras	3 r!
<i>Euphorbia exigua</i>	Kleine Wolfsmilch	– r
<i>Euphorbia platyphyllos</i>	Breitblättrige Wolfsmilch	3 r!
<i>Glyceria maxima</i>	Großer Schwaden	– r
<i>Gnaphalium uliginosum</i>	Sumpf-Ruhrkraut	– r
<i>Inula britannica</i>	Wiesen-Alant	3 r!
<i>Kickxia elatine</i>	Echtes Tännelkraut	2
<i>Limosella aquatica</i>	Schlammkraut	2
<i>Lythrum hyssopifolia</i>	Ysopblättriger Weiderich	3
<i>Mercurialis annua</i>	Einjähriges Bingelkraut	– r
<i>Poa palustris</i>	Sumpf-Rispengras	– r
<i>Populus nigra</i>	Schwarzpappel	3 r!
<i>Potentilla supina</i>	Niedriges Fingerkraut	
<i>Pulicaria dysenterica</i>	Ruhrwurz	3
<i>Ranunculus sardous</i>	Sardinischer Hahnenfuß	– r
<i>Schoenoplectus lacustris</i>	Seebirse	– r
<i>Typha angustifolia</i>	Schmalblättriger Rohrkolben	– r
<i>Veronica anagalloides</i>	Schlamm-Ehrenpreis	3
<i>Veronica catenata</i>	Wasser-Ehrenpreis	– r

7.1.1.1.1 Entomologische Aspekte der Ackerlandschaft

Ackerland ist durch kurzdauernde Reinkulturen (Monokulturen) und geringe ökologische Vielfalt (geringe Floren- und Faunendiversität) gekennzeichnet.

Neben den typischen „Schädlingen“, wie z. B. verschiedene Blattlaus-, Blattkäfer-, Rüsselkäfer-, Blattwespen-, Gallmücken- und Halmfliegen-Arten, die für jede Kulturart charakteristisch sind und in großer Individuenanzahl vorkommen können, treten auch „indifferente“ Arten und „Nützlinge“ auf (siehe Tab. 13).

Tab. 13: Beispiele für Nützlinge (Arthropoda) im Agrarland.

Familie	Art
Wolfsspinnen (Lycosidae)	Pardosa spp.
Radnetzspinnen (Araneidae)	Argiope bruennichi Araneus spp.
Baldachinspinnen (Linyphiidae)	Oedothorax spp. Erigone spp.
Laufkäfer (Carabidae)	Poecilus cupreus Pterostichus melanarius Harpalus rufipes Bembidion lampros Platynus dorsalis
Kurzflügler (Staphylinidae)	Xantholinus longiventris Lathrobium longulum Tachyporus hypnorum Philonthus sp.
Marienkäfer (Coccinellidae)	Coccinella septem-punctata Adalia bipunctata Propylea 14-punctata
Florfliegen (Chrysopidae)	Chrysopa carnea Chrysopa perla
Blattlauswespen (Aphidiidae)	Aphidius spp.
Zehrwespen (Platygasteridae)	Prosactogaster sp.
Erzwespen (Aphelinidae)	Aphelinus sp.
Erzwespen (Trichogrammatidae)	Trichogramma sp.
Schwebfliegen (Syrphidae)	Episyrphus balteatus Sphaerophoria scripta Melanostoma mellinum Eupeodes corollae

Durch Dünge- und Pflanzenschutzmittel-Einsatz, Bodenbearbeitungen und Ernte können Nutz- und Schadorganismen in den wenigsten Fällen im Ackerland überdauern und müssen abwandern oder sterben. Die Mehrheit ist auf Landflächen mit dauernder Pflanzenbedeckung und ohne schwere Eingriffe angewiesen. Einige Schadorganismen (z. B. Rapsglanzkäfer, Blattläuse) fliegen im Frühling aus weit entfernten Überwinterungsquartieren in die einjährigen Kulturen ein, während einzelne Nutzorganismen vor allem aus der näheren Umgebung in die Kulturfelder einwandern. Sie bevorzugen als Rückzugsgebiete unterschiedliche Biotope. Eine vielseitige Landschaft mit ökologischen Ausgleichsflächen in der Nähe der Ackerkulturen ist daher für die Nützlingsförderung von großer Bedeutung.

In Kulturfeldern, z. B. Getreidefeldern, ist auch das Vorkommen von seltenen Arten möglich. Eine kleine Auswahl von gefährdeten Arten der Roten Listen Österreichs ist in der Tabelle 14 angeführt.

Tab. 14: Auswahl einiger Insektenarten der Agrarlandschaft, die in den Roten Listen Österreichs aufgelistet sind (aus GEPP et al., 1994).

Wissenschaftlicher Name	Deutscher Name	Rote Liste Österreich
Melanogryllus desertus	Steppengrille	2
Platycleis vittata	Kleine Beißschrecke	1
Ruspolia nitidula	Schiefkopfschrecke	2
Tettigonia caudata	Östliches Heupferd	3
Dolichus halensis	Laufkäfer	4
Anisoplia agricola	Blatthornkäfer	3
Anisoplia austriaca	Blatthornkäfer	2
Anisoplia lata	Blatthornkäfer	2

Vereinfachte Übersicht der Gefährdungskategorien der Roten Listen Österreichs:

Kat. 0 = ausgestorben, ausgerottet oder verschollen

Kat. 1 = vom Aussterben bedroht

Kat. 2 = stark gefährdet

Kat. 3 = gefährdet

Kat. 4 = potentiell gefährdet

Kat. 5 = ungenügend erforscht

Kat. 7 = nicht bodenständiger Weitwanderer mit starkem Rückgang

Im Acker mit transgenen Kulturpflanzen besteht die Möglichkeit, daß von dort die Verbreitung (Verschleppung) transgener Pflanzen bzw. Teile (Pollen, Samen) in andere Lebensräume durch Organismen (Insekten, Vögel, Säuger) oder Wind erfolgt.

7.1.1.1.2 Ackerflächen im biologischen Landbau

Die floristische Artenvielfalt ist im biologischen Landbau um 30-35 % (40-50 % nach STEIDL & RINGLER, 1997) höher als unter konventionellen Bedingungen (FRIEBEN & KÖPKE 1994); ebensolche Werte gelten für die Tierwelt (AMMER et al., 1998; NEUHAUSER, 1997). Zudem treten im biologischen Landbau viele gefährdete Arten geringer ökologischer Amplitude auf, die in konventionell bewirtschafteten Äckern nicht mehr zu finden sind. In konventionellen Äckern findet man hingegen weit verbreitete nährstoffliebende Wildkräuter (z. B. *Stellaria media*) (MATOUCH, 1992).

Ein gentechnikfreier Biolandbau schützt aber nur einen Teil der Artenvielfalt von Agrarökosystemen. Ergänzende Schutzmaßnahmen müssen auch im Intensivlandbau betrieben werden (siehe Bsp. Ökowerflächen).

7.1.1.2 Landwirtschaftliche Förderungsprogramme zur Erhöhung der biologischen Vielfalt in der Agrarlandschaft

Seit einigen Jahren wurden verschiedene Programme zur Erhaltung bestehender natürlicher Flächen und zur Schaffung ökologischer Ausgleichsflächen, wie unbehandelte Feld- und Wiesenränder, Feuchtstandorte, Hecken, magere Wegränder, extensiv bewirtschaftete Wiesen, Buntbrachen, entwickelt, um die Biodiversität der Agrarlandschaft wieder zu erhöhen.

- Ökowerflächen und andere ökologische Ausgleichsflächen
- ÖPUL
- Ökopunkteprogramm NÖ.

7.1.1.2.1 Ökowerflächen

Vor 1995 wurden naturschutzfachliche Zielsetzungen in **Ökowerflächen** durch eine Sonderrichtlinie des Bundesministeriums für Land- und Forstwirtschaft gefördert.

Der Distelverein (Deutsch Wagram) ist eine Organisation, die seit 1987 in vielen Gemeinden Ökowerflächen betreut und Erfolgskontrollen der gesetzten Maßnahmen durchgeführt hat.

Ökowerflächen sind selbstbegrünte Brachen („Als ob-Äcker“), das heißt, der Boden wird bestellt, aber nicht genutzt. Es können ganze Ackerparzellen für längerfristige Brachen zur Verfügung gestellt werden oder schmale Ökowerstreifen im Randbereich von Äckern. Ackerwildkräuter und Brachepflanzen wurden auf diesen Flächen gefördert. In diesen Ökowerflächen kommen ca. 400 Pflanzenarten vor, 42 Arten sind auf der Roten Liste. Ähnliche Vergleichswerte (401 Gefäßpflanzen, davon 23 Rote Liste-Arten) von Ackerrandstreifen (bewirtschaftete Flächen) in Bayern fanden MATTHEIS & OTTE (1994).

Tab. 15: Auf den Ökowerflächen des Distelvereins befinden sich 42 Rote Listen-Arten (nach JUNGMEIER, 1992); (Gefährdungskategorien der Roten Liste siehe Tab. 27).

Deutscher Name	Wissenschaftlicher Name	Rote Liste Ö.
ACKERWILDKRÄUTER		
Kletten-Haftdolde	Caucalis platycarpos	3
Durchwachsenes Hasenohr	Bupleurum rotundifolium	2r!
Acker-Schwarzkümmel	Nigella arvensis	2
Gelbes Ruhrkraut	Pseudognaphalium luteoalbum	2
Breitblättrige Wolfsmilch	Euphorbia platyphyllos	3r!
Dreihörniges Labkraut	Galium tricornutum	3
Echtes Tännelkraut	Kickxia elatine	2
Flammen-Adonisröschen	Adonis flammea	2
Gelber Günsel	Ajuga chamaepitys	3
Korn-Rade	Agrostemma githago	2r!
Mäuseschwänzchen	Myosurus minimus	3
Sardinischer Hahnenfuß	Ranunculus sardous	3r!
Sommer-Adonisröschen	Adonis aestivalis	3r!
Unechtes Tännelkraut	Kickxia spuria	2
BRACHEPFLANZEN		
Hunds-Kerbel	Anthriscus caucalis	3
Filziges Herzgespann	Leonurus marrubiastrum	2
Kleinblütige Malve	Malva pusilla	2
Rotbeeriger Nachtschatten	Solanum alatum	2
Kletten-Igelsame	Lappula squarrosa	3
Stinkender Gänsefuß	Chenopodium vulvaria	2

Deutscher Name	Wissenschaftlicher Name	Rote Liste Ö.
PFLANZEN DIVERSE SONDERSTANDORTE		
Gemeiner Haarstrang	Peucedanum officinale	1
Gnadenkraut	Gratiola officinalis	2
Gras-Platterbse	Lathyrus nissolia	2
Grau-Aster	Aster canus	2
Grauer Schöterich	Erysimum diffusum	3r!
Großer Schwaden	Glyceria maxima	4
Herbstzeitlose	Colchicum autumnale	-r
Hoher Wolfsfuß	Lycopus exaltatus	2
Niedriges Fingerkraut	Potentilla supina	3
Rispen-Gipskraut	Gypsophila paniculata	2
Wasser-Ehrenpreis	Veronica catenata	4
Siebenbürger Perlgras	Melica transsilvanica	3
Steifer Augentrost	Euphrasia stricta	-r
Vierkantiges Weidenröschen	Epilobium tetragonum	3
Walliser Schwingel	Festuca valesiaca	3
Wiesen-Alant	Inula britannica	3
Fuchs-Segge	Carex vulpina	3
Ysopblättriger Weiderich	Lythrum hyssopifolia	2
Zwerg-Schneckenklee	Medicago minima	3

Die häufigsten Ackerwildkräuter sind Nahrungsgrundlage für ca. 1.200 Insektenarten. Jede Pflanzenart bringt daher durchschnittlich zehn Insektenarten auf die Ökowerflächen. Insekten sind wiederum in der Nahrungskette wichtig für Zauneidechse, Spitzmäuse, Igel und viele Vogelarten. Neben der reichhaltigen Nahrungspalette bieten Ökowerflächen auch eine wesentliche Strukturbereicherung in der intensiven Agrarlandschaft (Brutplätze, Versteckmöglichkeiten für Tierarten). Ökowerflächen übernehmen auch einen Teil der agrarischen Schädlingsbekämpfung, weil viele natürliche „Nützlinge“ auf diesen pestizidfreien Flächen Überdauerungsmöglichkeiten vorfinden (JUNGMEIER, 1992).

Für unterschiedliche Standorte wird ein entsprechendes Management (verschiedenartige Methoden der Bodenbearbeitung, Mahdtermine usw.) festgelegt, das zu einem definierten Entwicklungsziel führen soll (JUNGMEIER, 1992).

Tab. 16: Entwicklungsziele der Ökowerflächen (gekürzt nach JUNGMEIER, 1992).

Entwicklungsziel	Besondere Bedeutung
Ackerwildkrautfläche	Lebensraum für gefährdete und/oder typische Ackerwildkräuter
Kurzzeitbrache	Lebensraum für zwei- bis mehrjährige Pflanzen, strukturreich, blütenreich, Insekten
Verholzende Langzeitbrache	Biotopverbund, Pufferfunktion, un gelenkte Entwicklung, strukturreich; Vögel, Kleinsäuger
Versaumende Langzeitbrache	Pufferfunktion, Biotopverbund, blütenreich und bunt, Insekten

Auf Grundlage der Verordnung (EWG) Nr. 2078/92 wurde im Rahmen der gemeinsamen Agrarpolitik (GAP) 1992 die Förderung umweltgerechter und den natürlichen Lebensraum schützender Produktionsverfahren, das erste österreichische Umweltprogramm ÖPUL 95 geschaffen, das die Ökowerflächen (unter anderem Namen) übernommen hat.

7.1.1.2.2 ÖPUL

Das ÖPUL (Österreichisches Programm zur Förderung einer umweltgerechten, extensiven und den natürlichen Lebensraum schützenden Landwirtschaft) dient zur Erhaltung von strukturreichen Kulturlandschaften und zur ökologischen Verbesserung von intensiven Agrarlandschaften. Dieses Programm bietet Landwirten Förderungen für landwirtschaftliche Teilflächen (z. B. frühjahrsüberschwemmte Ackersutten, Brachen) und Pflegemaßnahmen, wenn diese eine ökologische Bereicherung für die Agrarlandschaft darstellen.

Das ÖPUL-Programm wurde mehrmals verändert (ÖPUL 95, ÖPUL 98). Derzeit ist das ÖPUL 2000 in Ausarbeitung.

Die ÖPUL-Programme 1995 und 1998 förderten vormals:

K1-Flächen: landwirtschaftlich genutzte Flächen und Biotopentwicklungsflächen mit 20-jähriger Bindungsdauer.

K2-Flächen: Bereitstellung von Flächen für naturschutzfachliche Ziele; Mindestbreite 5 m.

K3-Flächen: Bereitstellung von Flächen für naturschutzfachliche Ziele auf konjunkturellen Stilllegungsflächen; Mindestbreite 20 m.

Diese Flächen, die nach Grundlagen der Selbstbegrünung angelegt werden, können aufgrund des hohen Raumwiderstandes nicht optimal von Pflanzen und Tieren genutzt werden. Ackerlandstreifen (WS-Flächen) bieten für die Artengarnitur der Ackerbewohner bessere Bedingungen, weil sie Bewirtschaftungsmaßnahmen miteinbeziehen.

Während das ÖPUL 95 und 98 vor allem naturschutzfachliche Maßnahmen auf Stilllegungsflächen förderte, werden im ÖPUL 2000 auch landwirtschaftliche Produktionsflächen verstärkt für naturschutzfachliche Planungen verfügbar.

Folgende Maßnahmen zum Schutz der Biodiversität in der Agrarlandschaft werden im **ÖPUL 2000** wirksam werden:

Erhaltung kleinräumiger Strukturen in der Produktionsfläche (WS-Flächen) (z. B. Verdienstentgang für die Erhaltung von Ackersutten, Naßstellen).

Pflege ökologisch wertvoller Flächen (kurz WF-Flächen) (naturschutzfachlich wertvolle Acker- oder Wiesenflächen, projektbezogene Streuobstflächen; Maßnahmen: Pflegebeweidung, Pflegemahd, Düngeverzicht, Wiesenrückführung usw.).

Neuanlegung von Landschaftselementen (auf ausgewählten Acker- und Grünlandflächen zur strukturellen Verbesserung des Biotopverbundes in der offenen Kulturlandschaft, z. B. Feuchtbiopten, Sukzessionsflächen, Bepflanzungen, Förderung ausgewählter Brutvögel).

Speziell naturschutzorientierte Maßnahmen (naturschutzfachliche Bildungsveranstaltungen oder Flächenpflege im Rahmen eines naturschutzfachlichen Planes).

Der Evaluierungsbericht des ÖPUL (KÖCHL, 1996) gibt folgende Maßnahmen zur Verringerung der Artengefährdung an:

- Förderung der Kulturenvielfalt in Land- und Forstwirtschaft.
- Extensivierende Bewirtschaftungsmethoden und Lebensraumbeschaffung.
- Verringerung des Einsatzes von chemisch-synthetischen Pflanzenschutzmitteln.
- Verminderung von chemischer und organischer Düngung und der Klärschlammaufbringung.
- Verminderung des landwirtschaftlichen Geräteinsatzes und Verwendung schonenderer Geräte.

1998 wurden im ÖPUL-Programm insgesamt 7,5 Mrd. Schilling an Förderungen ausbezahlt. Der Anteil für K1-, K2-, K3-Flächen und die Pflege für ökologisch wertvolle Flächen betrug ca. 190 Mio Schilling.

Weitere Förderinstrumentarien der Landwirtschaft sind Agenda 2000 (strukturelle Vorbereitung der Landwirtschaft auf den Weltmarkt; BMLF, 1999a) und Agenda 21 (Förderung der nachhaltigen Landwirtschaft auf regionaler Ebene).

7.1.1.2.3 Ökopunkteprogramm Niederösterreich

Innerhalb des österreichweiten ÖPUL 2000-Programmes hat die NÖ-Agrarbezirksbehörde ein Ökopunkteprogramm NÖ entwickelt, um in Regionalprogrammen ökologische Leistungen zu bewerten und finanziell zu honorieren.

7.1.1.2.4 Beispiele für Förderungsprogramme der Schweiz und Deutschlands

In der Schweiz gibt es seit einigen Jahren verschiedene Projekte mit sogenannten **Ackerkrautstreifen**, das sind künstlich angelegte, mehrjährige Krautstreifen (mit einer Breite von mindestens 1,5 bis 3 m) entlang oder inmitten von Kulturfeldern, die wichtige Lebensräume für viele Insekten, Vögel und auch Kleinsäuger schaffen können. Verschiedene Untersuchungen zeigten, daß durch die höhere Pflanzendiversität nicht nur ein vielfältigeres Nahrungsangebot für viele Tiere, vor allem Insekten, erreicht wird, sondern auch Rückzugsgebiete (v. a. bei Störungen durch diverse Bewirtschaftungsmaßnahmen) und Überwinterungsmöglichkeiten entstehen (z. B. NENTWIG, 1989; KELLER & DUELLI, 1990; BÜRKI & HAUSAMMANN, 1993). Zusätzlich stellen sie wichtige natürliche Verbindungsstrukturen zwischen Weg- und Feldrändern und anderen Systemen dar, die zur Vernetzung einer mosaikartig zusammengesetzten Landschaft beitragen können. In einer Reihe von Arbeiten konnte daher ein höherer Arten- und Individuenreichtum bei den epigäischen Spinnen (Araneae) und Laufkäfern (Carabidae) (FRANK, 1996), bei den blütenbesuchenden Gruppen, wie Schwebfliegen (Syrphidae) (FRANK, 1996; SALVETER, 1998), Schmetterlingen (Lepidoptera), Bienen und Hummeln (Apoidea), Grabwespen (Sphecidae) (FRANK, 1996), bei den phytophagen Blatt- und Rüsselkäfern (Chrysomelidae, Curculionidae) (LETHMAYER et al., 1997), aber auch bei Blattläusen (LETHMAYER, 1998) und Blattwespen (LETHMAYER, 1995) in den Ackerkrautstreifen festgestellt werden.

Neben Schutz und Erhaltung der Artendiversität in Agrarlebensräumen ist auch die Förderung von Nützlingen, die aus den Streifen in die Felder einwandern und dadurch zu einer natürlichen Schädlingskontrolle beitragen, von wesentlicher Bedeutung (NENTWIG, 1988; LYS & NENTWIG, 1992).

In Deutschland werden seit fast zwei Jahrzehnten **Ackerrandstreifen**-Programme nahezu bundesweit durchgeführt, um einer weiteren Verarmung der Ackerbiozöten entgegenzuwirken (HOLZ, 1988; KLINGAUF, 1988; RASKIN, 1994). Diese Ackerrandstreifen werden ursprünglich gleich wie der angrenzende Acker bestellt, wobei aber auf chemisch-synthetische Pflanzenschutzmittel, mechanische Unkrautbekämpfung und meistens auch auf Düngung verzichtet wird. In einigen Bundesländern erfolgt die Anlage der Streifen sogar mit 50 %iger Aussaatdichte (aus NEUHAUSER, 1997). Mehrjährige Untersuchungen zeigten, daß in solchen Ackerrandstreifen die Erhaltung der typischen Agrarzöten und der Schutz von gefährdeten Ackerwildkräutern und der Feldfauna gewährleistet ist (RASKIN et al., 1992; FRITZ-KÖHLER, 1994).

7.1.1.3 Monitoringstrategien für Acker- und Stillungsflächen

Der Schwerpunkt eines Monitorings von GVO muß in den Ackerflächen liegen, weil hier durch die Nähe des GVO eine Beeinflussung am schnellsten auftreten kann. Für Äcker besteht die Möglichkeit, bereits bei Freisetzungen ein sinnvolles Monitoring durchzuführen. Naturnahe Flächen können hingegen bei Freisetzungen aus Sicherheitsgründen noch kaum berücksichtigt werden. Untersuchungsschwerpunkte bilden die Ackerwildkrautflora (auch Samenbank) und das Konkurrenz- und Ausbreitungsverhalten der GVO.

7.1.2 Agrotome

Agrotome sind als flureigene Grenz- und Saumstrukturen vorwiegend strukturell und nicht biozönologisch definiert (z. B. Wechselzone zwischen Acker- und Grünland) (STEIDL & RINGLER, 1997). Solche Strukturelemente der Agrarlandschaft sind Feld- und Wiesenraine, Ranken, Stufenraine, Wege und Wegränder, Lößwände, Hohlwege, Lesesteinformen und Trockenmauern.

Nach KAULE (1991) werden für landwirtschaftlich genutzte Gebiete 10 % naturnahe Landschaftselemente gefordert, um ökologischen Anforderungen gerecht zu werden. Die Vegetations- und Artenbestände sind sehr vielfältig, da verschiedenartige Kontaktbiotope und Nutzungsformen vorhanden sind. Die oft extremen Standortverhältnisse kombiniert mit der indirekten Wirkung der landwirtschaftlichen Nutzungseinflüsse (Häufigkeit, Frequenz und Richtung der Einflüsse) prägen die Pflanzenwelt. Die Saumstrukturen sind wichtige Ausbreitungsrouten für viele Segetal-, aber auch Wiesenarten. Der Nährstoffeintrag aus benachbarten Äckern ist ein weiterer vegetationsbestimmender Faktor.

Für die Erhaltung der Artdiversität dienen Agrotome als

- Refugium für Reliktarten, deren Lebensräume verschwunden sind,
- zeitweilige Ausweich- und Asyllebensräume für Organismen der Agrarflächen,
- Teilhabitat für Tiere aus verschiedensten Landschaftsteilen.

STEIDL & RINGLER (1997) nennen für Deutschland folgende naturschutzvorrangige Pflanzen der Agrotome in Tabelle 17.

Tab. 17: Naturschutzvorrangige Pflanzen der Agrotome in Deutschland (nach STEIDL & RINGLER, 1997); (Gefährdungskategorien der Roten Liste siehe Tab. 27).

Wissenschaftlicher Name	Deutscher Name	Rote Liste
<i>Aira caryophyllea</i>	Nelken-Schmielenhafer	3 r!
<i>Ajuga chamaepitys</i>	Gelber Günsel	3 r!
<i>Allium rotundum</i>	Rund-Lauch	3
<i>Anchusa officinalis</i>	Gemeine Ochsenzunge	
<i>Androsace elongata</i>	Steppen-Mannsschild	2
<i>Androsace septentrionalis</i>	Nordischer Mannsschild	1
<i>Anemone sylvestris</i>	Großes Windröschen	3 r!
<i>Arenaria leptoclados</i>	Dünnstengeliges Sandkraut	3
<i>Aristolochia clematitis</i>	Gemeine Osterluzei	– r
<i>Armeria elongata</i>	Sand-Grasnelke	2
<i>Arnoseris minima</i>	Kleiner Lämmersalat	2
<i>Astragalus cicer</i>	Kicher-Tragant	– r
<i>Centaurea stenolepis</i>	Schmalschuppige Flockenblume	3

Wissenschaftlicher Name	Deutscher Name	Rote Liste
<i>Centaurium erythraea</i>	Echtes Tausendgüldenkraut	– r
<i>Centaurium pulchellum</i>	Ästiges Tausendgüldenkraut	– r
<i>Centunculus minimus</i>	Kleinling	2 r!
<i>Cerinth minor</i>	Kleine Wachsblume	
<i>Ceterach officinarum</i>	Spreuschuppiger Milzfarn	1
<i>Chondrilla juncea</i>	Binsen-Knorpellattich	– r
<i>Cirsium canum</i>	Graue Kratzdistel	3
<i>Crocus albiflorus</i>	Weißer Krokus	- r
<i>Cynoglossum officinale</i>	Echte Hundszunge	
<i>Dianthus armeria</i>	Rauhe Nelke	3 r!
<i>Dianthus deltoides</i>	Heide-Nelke	– r
<i>Dianthus superbus</i> subsp. <i>superbus</i>	Pracht-Nelke	2
<i>Eryngium campestre</i>	Feld-Mannstreu	– r
<i>Erysimum cheiri</i>	Echter Goldlack	
<i>Falcaria vulgaris</i>	Gemeine Sichelwöhre	
<i>Filago minima</i>	Zwerg-Filzkraut	2 r!
<i>Gagea pratensis</i>	Wiesen-Gelbstern	3
<i>Gagea villosa</i>	Acker-Gelbstern	– r
<i>Galeopsis ladanum</i>	Breitblättriger Holzzahn	-1
<i>Gentiana cruciata</i>	Kreuz-Enzian	– r
<i>Illecebrum verticillatum</i>	Quirl-Knorpelblume	1
<i>Isatis tinctoria</i>	Färber-Waid	
<i>Jasione montana</i>	Berg-Sandglöckchen	– r
<i>Juncus capitatus</i>	Kopf-Simse	1
<i>Lappula squarrosa</i>	Kletten-Igelsame	3
<i>Lathyrus hirsutus</i>	Behaartfrüchtige Platterbse	2
<i>Lathyrus nissolia</i>	Gras-Platterbse	2
<i>Leonurus cardiaca</i>	Echtes Herzgespann	– r
<i>Linum austriacum</i>	Österreichischer Lein	3
<i>Linum perenne</i> agg.	Ausdauernder Lein	2 r!
<i>Lychnis viscaria</i>	Gemeine Pechnelke	– r
<i>Melampyrum arvense</i>	Acker-Wachtelweizen	3 r!
<i>Melica ciliata</i> agg.	Wimper-Perlgras	- r
<i>Muscari botryoides</i>	Kleine Träubelhyazinthe	3 r!
<i>Muscari comosum</i>	Schopfige Träubelhyazinthe	3 r!
<i>Muscari neglectum</i>	Übersehene Träubelhyazinthe	– r
<i>Myosurus minimus</i>	Mäuseschwänzchen	2 r!
<i>Nepeta cataria</i>	Echte Katzenminze	3
<i>Nonea pulla</i>	Braunes Mönchskraut	-r
<i>Odontites luteus</i>	Gelber Zahntrost	3 r!

Wissenschaftlicher Name	Deutscher Name	Rote Liste
<i>Ornithogalum umbellatum</i>	Dolden-Milchstern	– r
<i>Oxytropis pilosa</i>	Zottiger Spitzkiel	2
<i>Peucedanum carvifolia</i>	Kümmel-Haarstrang	– r
<i>Peucedanum officinale</i>	Gemeiner Haarstrang	2
<i>Ranunculus arvensis</i>	Acker-Hahnenfuß	3 r!
<i>Rosa gallica</i>	Essigrose	3 r!
<i>Sagina apetala</i> agg.	Wimper-Mastkraut	2 r!
<i>Sclerochloa dura</i>	Hartgras	3
<i>Scorzonera purpurea</i>	Purpur-Schwarzwurzel	3
<i>Selaginella helvetica</i>	Schweizer Moosfarn	– r
<i>Silaum silaus</i>	Roßfenchel	3 r!
<i>Spergula morisonii</i>	Frühlings-Spörgel	1
<i>Teesdalea nudicaulis</i>	Bauernsenf	
<i>Trifolium fragiferum</i>	Erdbeer-Klee	3 r!
<i>Trifolium retusum</i>	Kleinblütiger Klee	1
<i>Valerianella dentata</i>	Gezählter Feldsalat	– r
<i>Verbascum blattaria</i>	Schaben-Königskerze	– r
<i>Veronica austriaca</i>	Österreichischer Ehrenpreis	3 r!
<i>Veronica praecox</i>	Frühblühender Ehrenpreis	– r
<i>Veronica triphyllos</i>	Finger-Ehrenpreis	– r

Nach STEIDL & RINGLER (1997) erfolgt die Ausbreitung agrotypischer Arten durch:

- Windverbreitung (Anemochorie),
- Tierverbreitung (Zoochorie),
- Personen- und Gütertransport, Kraftverkehr (Agestochorie),
- und mit transportiertem Material; z. B. Heu- und Grünfüttertransporte (Rypochorie)

Folgende Pflanzenbestände sind in Agrotopen zu finden (STEIDL & RINGLER, 1997).

- Ackerwildkrautflora
- Kurzlebige bis ausdauernde Ruderalfluren
- Halbruderale Quecken-Trockenrasen
- Nitrophile Hochstaudenfluren und Ruderalgesellschaften
- Trittpflanzengesellschaften
- Wiesenartige Raine
- Magerrasenartige Rainbestände
- Halbtrockenrasen, Sandgrusheiden
- Wärmeliebende Säume
- Schlagfluren
- Mauerfugengesellschaften
- Steinfluren und Steinschuttgesellschaften
- Agrotypische Heckenfragmente und Einzelgehölze
- Moose und Flechten.

Besonders **südexponierte Böschungen** tragen als Sonderstandorte Fragmente von Trespen-Halbtrockenrasen (Prioritärer FFH-Lebensraum 6212).

Stark gefährdet sind weiters Pflanzengesellschaften der **Böschungen und Raine auf Löß**. Beispielsweise kommt hier im Pannonikum die stark gefährdete Pflanzengesellschaft der Hain-salbei-Furchenschwingel-Lößtrockenrasen (*Astragalo exscapi-Crambetum tatariae*) (prioritärer FFH-Lebensraum 6250) vor. Diese Gesellschaft enthält eine Reihe von zum Teil stark gefährdeten Rote Liste-Arten: *Artemisia pontica*, *Astragalus vesicarius*, *Crambe tataria*, *No-nea pulla*, *Ornithogalum pannonicum* und *O. kochii*.

Kleine bis über zehn Meter hohe **Lößwände** sind ein wichtiges Strukturelement in Weinbau-gebieten. Lößwände entstanden durch Anlage von Hohlwegen oder Terrassen. Lößwände be-sitzen eine herausragende tierökologische Bedeutung (Vögel, Insekten) und werden von ein-zelnen Trockenrasenarten besiedelt (HOLZNER, 1989).

Feldraine sind oft die letzten Rückzugsgebiete für Ackerwildkräuter, die in den intensiv be-wirtschafteten Feldern kaum mehr vorkommen (Bsp.: *Anchusa arvensis*, *Ornithogalum umbel-latum*, *Adonis flammula*, *Adonis aestivalis* und *Scandix pecten-veneris* (STEIDL & RINGLER 1997). Ebenfalls sind Agrotome das letzte Auffangnetz für fragmentarische Populationen von Arten, deren natürliche Lebensräume ausgelöscht wurden.

Zum Schutz und Erhalt der Agrotome ist

- eine hohe Dichte und Vernetztheit der essentiellen Habitatemente,
 - ein Mindestmaß an frei ablaufenden (boden)dynamischen Prozessen und
 - ein variables Angebot an stofflichen Ressourcen
- notwendig.

7.1.2.1 Entomologische Aspekte der Agrotome

Nach STEIDL & RINGLER (1997) lassen sich Agrotome faunistisch nicht eindeutig gegen an-dere Offenlandbiotope abgrenzen. Es hat sich gezeigt, daß nur eine geringe Übereinstimmung zwischen pflanzensoziologischen Einheiten und Tier-Lebensgemeinschaften besteht. Im Un-terschied zu den Pflanzen stellen die meisten Tiere wesentlich komplexere Ansprüche an ihre Umwelt. Agrotome können die unterschiedlichsten ökologischen Bedingungen auf klei-nem Raum aufweisen, je nachdem, ob es sich um Wiesen- und Feldraine, Hohlwegsäume, Bahndämme, Lößböschungen, Trockenmauern, blütenreiche, besonnte Wegraine, Straßen-mauern u.v. a. handelt. Es kommt daher die mehr oder weniger typische Fauna der Ruderal-fluren, Hochstaudenfluren, Wiesen, Mager- und Trockenrasen und/oder der wärmeliebenden Säume vor. In Feld- und Wegrainen ebener Landschaften dominieren weit verbreitete, me-sophile Tierarten, die vielfach der Wiesenfauna zuzurechnen sind, die in der dichten, hohen Krautschicht ein relativ ausgeglichenes Mikroklima (Temperatur und Luftfeuchte) vorfinden.

Agrotome beherbergen unter günstigen Voraussetzungen auch naturschutzrelevante Arten mit größerem Flächenbedarf. Besondere Bedeutung kommt ihnen für die Erhaltung des landschafts-typischen Tierartenpotentials überall dort zu, wo flächenhafte Biotope auf kleine Reste zu-sammengeschmolzen sind. Agrotome besitzen daher als natürlich vorkommende Saumstruk-turen eine ähnliche bzw. gleich wichtige Funktion als Rückzugs-, Ausweich- und Teilhabitat wie Ackerrandstreifen oder Ackerkrautstreifen (siehe Kapitel 7.1.1.2), wie durch faunistische Untersuchungen hinreichend belegt worden ist (z. B. WELLING et al., 1987). STEIDL & RINGLER (1997) geben an, daß dies einigermaßen gut für Vertreter folgender Gruppen do-kumentiert ist: Heuschrecken, Laufkäfer, Tagfalter, Widderchen und „Kleinschmetterlinge“, Wildbienen und „Stechimmen“ (aculeate Hymenopteren). Das gilt sowohl für typische Charak-terarten der Agrarlandschaft als auch für viele Arten, die in den Roten Listen stehen. In Tab. 18 werden einige Beispiele von Arten angeführt, die in Agrotopen, v. a. in Acker- und Wiesen-rainen, noch einen wichtigen Lebensraum vorfinden.

Tab. 18: Beispiele für Rote Liste-Arten, die in Agrotopen vorkommen (aus GEPP et al., 1994).

Ordnung/Familie	Wissenschaftlicher Name	Rote Liste Österreich
Orthoptera (Geradflügler)	Chorthippus mollis	4
	Chorthippus albomarginatus	3
	Mantis religiosa	3
	Decticus verrucivorus	3 (4?)
	Tettigonia caudata	3
Carabidae (Laufkäfer)	Dolichus halensis	4
Buprestidae (Prachtkäfer)	Agrilus albogularis	2
	Trachys problematicus	2
Chrysomelidae (Blattkäfer)	Chrysomela carnifex	2
	Longitarsus nervosus	3
	spp.cerinthos	
Curculionidae (Rüsselkäfer)	Brachycerus foveicollis	1
	Ceuthorrhynchus austriacus	2
	Ceuthorrhynchus coarctatus	4
	Ceuthorrhynchus puncticollis	2
	Neosirocalus hampei	2
Lepidoptera (Schmetterlinge)	Iphiclides podalirius	2
	Papilio machaon	3
	Melitaea cinxia	3
	Scolitantides orion	2
	Carcharodus alceae	2
	Scopula marginepunctata	2

Einen entscheidenden Einfluß auf die Artenzusammensetzung der Agrotopfauna hat das Umfeld, v. a. die Art und Weise bzw. Intensität der Nutzung angrenzender landwirtschaftlicher Flächen, ebenso die Bewirtschaftung bzw. Pflege der Agrotome selbst. So kann die Käferfauna der Raine zu über 90 % aus Feldtieren bestehen (MÜLLER, 1968 zitiert aus STEIDL & RINGLER, 1997).

Nicht zu vergessen ist, daß Agrotome auch eine Bedeutung als Nützlingsreservoir haben, von dem die Nützlinge auf die Schadorganismen in den angrenzenden landwirtschaftlichen Nutzflächen (Feldern) regulierend eingreifen können.

Die Vegetation der Agrotome liefert vor allem phytophagen Arten (Blütenbesucher, Samen-fresser, Blattsauger usw.), wie z. B. Bienen, Schmetterlingen, Blattläusen, Wanzen, vielen Käfern, ein reiches Nahrungsangebot. Potentielle Auswirkungen sind möglich, wenn gentechnisch veränderte Organismen in die Agrotome einwandern und auf diese Weise in die Nahrungskette der Fauna gelangen können.

7.1.2.2 Monitoringstrategien für Agrotome

Agrotome sind großteils Relikte der traditionellen Landwirtschaft und unterliegen somit einer überdurchschnittlichen Gefährdung. Gefährdungsursachen sind die Beseitigung von Agrotopen durch Flurbereinigung, Wegebau und sonstiger Bautätigkeit. Indirekte Gefährdungen entstehen durch Intensivierung der Landwirtschaft und ein dadurch induziertes verändertes Nutzungs- und Störungsregime und dadurch veränderte Stoffeinträge (Nährstoffe, Biozide).

Herbizideintrag (Abdrift) führt zum Absterben bestimmter Pflanzengruppen. Der freiwerdende Platz wird von resistenteren Wildpflanzen oder Kulturpflanzen eingenommen. Zusätzlich wird der Samenvorrat im Boden verringert.

Konkret sollen der Düngeeintrag durch Bodeneinschwemmung und -erosion beobachtet werden. Veränderte Dominanzverhältnisse durch Nährstoffeintrag führen schnell zu einer Umwandlung der Pflanzengesellschaft.

Im Zusammenhang mit GVO können folgende Themen in ein Monitoring einfließen:

- Untersuchungen des veränderten Pestizideintrages
- Untersuchungen des veränderten Nährstoffeintrages
- Erfassung der Flächenverluste aufgrund von veränderten landwirtschaftlichen Praktiken
- Aufrechterhaltung der Agrotome als Rückzugsgebiet und Pufferflächen für die Wildkrautflora.

Monitoringthemen

- Floristische und faunistische Zusammensetzung (Artenanzahl und Individuenanzahl) – Indikatorarten
- Verstärktes Beobachten von Indikatorarten für Nährstoff- und Biozideintrag
- Flächengrößen (Kartierung).

Als Indikatorarten für den Zustand von Heckensäumen, Rainen und Ranken werden z. B. *Dianthus deltoides*, *Anthoxanthum odoratum*, *Polygala vulgaris* und *Lychnis viscaria* verwendet (GROSSMANN, 1988).

7.1.3 Ruderalbiotope

Ruderalbiotope sind vom Menschen geschaffene Standorte (ausgenommen landwirtschaftliche Flächen), wie z. B. Mülldeponien, Misthaufen, Gebäuderuinen, Erdhaufen, Schotter- und Schlackenflächen, Wegränder, Eisenbahnlinien und Flächen unmittelbar an Gebäuden. Die entsprechende Ruderalvegetation ist sehr vielfältig, und es kommen viele eingeschleppte und verwilderte Pflanzen vor (HOLZNER, 1989). Während allgemein die schon lange eingebürgerten Archäophyten bereits in den Roten Listen vertreten sind, werden Neophyten quasi als florenverfälschende, ungewollte Eindringlinge naturschutzfachlich negativ bewertet.

Neophyten können Ruderalstandorte auch als Ausbreitungsflächen nützen, um in andere Biotope einzudringen.

Diese erhöhte Invasibilität macht Ruderalbiotope zu einem wichtigen Objekt des Monitorings von GVO, weil erwartet werden kann, daß zur Verwilderung neigende GVO oder Auskreuzungsprodukte anfänglich in Ruderalbiotopen aufgefunden werden können.

Einen Sonderfall der Ruderalbiotope stellt die Dorfflora dar, die nach HOLZNER (1989) zu den gefährdetsten Biotopen zählt (Dorferneuerungsprogramme, Aufräumtrieb).

7.1.3.1 Entomologische Aspekte von Ruderalbiotopen

Durch die unterschiedlichen Strukturen, die in den Ruderalstandorten vorherrschen können, und der damit verbundenen vielfältigen Ruderalvegetation, finden sich auch in der Entomofauna Arten mit den unterschiedlichsten ökologischen Ansprüchen. In Tabelle 19 sind einige Beispiele gefährdeter Arten von Ruderalflächen gegeben.

Tab. 19: Beispiele für Rote Listen-Arten, die auf Ruderalflächen und -stellen vorkommen (aus GEPP et al., 1994).

Ordnung/Familie	Wissenschaftlicher Name	Rote Liste Österreich
Orthoptera (Geradflügler)	<i>Platycleis vittata</i>	1
	<i>Chorthippus albomarginatus</i>	3
	<i>Calliptamus italicus</i>	3
	<i>Conocephalus discolor</i>	3
	<i>Tettigonia caudata</i>	3
Carabidae (Laufkäfer)	<i>Amara convexiuscula</i>	4
Curculionidae (Rüsselkäfer)	<i>Ceuthorrhynchus interjectus</i>	?
Lepidoptera (Schmetterlinge)	<i>Pontia daplidice</i>	7
	<i>Proserpinus proserpina</i>	2
	<i>Iphiclides podalirius</i>	2

7.1.4 Acker-, Grün- und Weingartenbrachen

7.1.4.1 Ackerbrachen (Schwarzbrachen)

Ackerbrachen sind Agrarflächen, die außer Nutzung genommen werden. Der freie Besiedlungsraum kann anfangs von vielen kurzlebigen Ackerwildkräutern und Ruderalpflanzen eingenommen werden. Arten, die in der Samenbank vorkommen, besitzen einen Konkurrenzvorteil (dormancy-effect) gegenüber zuwandernden Pflanzen (Ausbreitung meist nur über kurze Distanzen möglich). Langfristige nährstoffreiche Brachen verarmen meist im weiteren Verlauf der Sukzession, und es entstehen ruderale Hochstaudenfluren. Nährstoffärmere Böden (z. B. saure Sandböden) können langfristig durchaus naturschutzfachlich wertvolle Pflanzenbestände bilden. Für die Zoologie hingegen besitzen auch nährstoffreiche Brachestadien einen hohen Naturschutzwert.

7.1.4.2 Grünlandbrachen

Aus der Nutzung genommenes nährstoffreiches Grünland tendiert zur Verhochstaudung und Eutrophierung. Meist entstehen artenarme Bestände, die von wenigen konkurrenzstarken Arten dominiert werden. Aus vegetationsökologischer Sicht sind vor allem südexponierte Trockenstandorte und magere Bestände wertvoll, weil sich diese langsam in Richtung artenreiche Halbtrockenrasen entwickeln können. Anders hingegen besitzen auch nährstoffreiche Brachestadien für die Zoologie einen hohen Naturschutzwert.

7.1.4.3 Weingartenbrachen

Unter günstigen Umständen (nährstoffarme, sandige und südexponierte Böden) können sich über ein Annuellenstadium naturschutzrelevante Brachestadien (Trockenrasen, Sandrasen) entwickeln.

7.1.4.4 Entomologische Aspekte von Brachen

Brachflächen enthalten viele Arten, die in den intensiv genutzten Ackerflächen nur schwer überleben können und sich daher an solche Standorte zurückziehen. Die Fauna enthält ähnlich wie die der Ackerzönosen, auch gefährdete und seltene Arten (siehe Tabelle 20). Beispielsweise finden viele xerophile Arten, die an Trockenrasen-Standorte gebunden sind, an sandi-

gen, südexponierten Stellen von Brachen entsprechende Lebensbedingungen vor. Auch viele Blütenbesucher (z. B. Syrphidae, Lepidoptera) können in Brachflächen ein reichhaltiges Blütenangebot vorfinden.

Tab. 20: Beispiel für Rote Listen-Arten, die auf Brachflächen vorkommen (aus GEPP et al., 1994).

Ordnung/Familie	Wissenschaftlicher Name	Rote Liste Österreich
Orthoptera (Geradflügler)	<i>Sphingonotus caeruleus</i>	1
	<i>Chorthippus albomarginatus</i>	3
	<i>Calliptamus italicus</i>	3
	<i>Conocephalus discolor</i>	3
	<i>Mantis religiosa</i>	3
	<i>Myrmeleotettix maculatus</i>	3
Carabidae (Laufkäfer)	<i>Calosoma auro-punctatum</i>	3
	<i>Dolichus halensis</i>	4
Lepidoptera (Schmetterlinge)	<i>Hipparchia fagi</i>	2
	<i>Iphiclides podalirius</i>	2
	<i>Coenonympha tullia</i>	3
	<i>Issoria lathonia</i>	7

7.1.4.5 Monitoringthemen für agrarische Brachflächen

Folgende naturschutzfachlichen Ziele der Brachflächen müssen überwacht werden:

- Ausweichflächen für Ackerwildkräuter und Insekten
- Schutz der Bracheflora
- Erhaltung des Entwicklungspotentiales für naturnahe Lebensräume müssen überwacht werden.

7.1.5 Kies-, Sand- und Tongruben, Steinbrüche (Aufgelassene Abbauflächen)

Abbauflächen, die in der Kulturlandschaft liegen, zählen zu den vorrangigen Habitaten, die von invasiven GVO besiedelt werden könnten.

Charakteristisch für diese Habitate ist das Fehlen eines humosen Bodens und dadurch eine sehr langsame sekundäre Sukzession. Die Bestände sind meist lückig besiedelt. HOLZNER et al. (1989) bezeichnet diesen Biotoptyp als stark gefährdet.

Kies-, Sand und Tongruben zählen zu den Lebensräumen, die von Segetal- und Ruderalarten besiedelt werden, weil die Standorteigenschaften (Dynamik, Offenboden) zumindest ein kurzzeitiges Überleben dieser Arten ermöglichen. Dadurch ist die Wahrscheinlichkeit hoch, daß GVO oder ihre Kreuzungsprodukte in diesen Lebensräumen auch auftreten werden.

Die pflanzlichen Lebensgemeinschaften der überwiegend jungen Abbaustellen durchlaufen rasch verschiedene Sukzessionsphasen und sind synsystematisch nicht so gefestigt wie „Altbiotope“. Der Standort besitzt meist einen hochdynamischen Charakter. Bei der Erstbesiedlung der vegetationsfreien Rohböden spielen vor allem die windverbreiteten Arten eine große Rolle (RINGLER et al., 1995).

Als „gestörte Flächen“ mit einem hohen Rohbodenanteil dominieren in jungen Stadien Ruderal- und Segetalgesellschaften. Diese Standorte spielen daher als Rückzugsgebiet für Ackerwildkräuter eine bedeutende Rolle. RINGLER et al. (1995) geben als typische Pflanzengesellschaften Getreide-Wildkrautgesellschaften und ein- bis zweijährige Hackwildkrautgesellschaften an.

7.1.5.1 Offene Abbauf Flächen (Sand-, Schotterflächen und Schutthalden)

Diese Habitate werden von Annuellen, mehrjährigen Pionieren und ausdauernden Mager- und Trockenwiesenpflanzen besiedelt. Viele annuelle Pionierpflanzen dieser Lebensräume stehen auf der Roten Liste. Als zwei Beispiele mit vielen gefährdeten Pflanzenarten werden von HOLZNER et al. (1989) zwei Schottergruben im landwirtschaftlichen Intensivgebiet, nämlich Moosbierbaum (Tullnerfeld) und Breitenau im Steinfeld (Bsp.: vom Aussterben bedroht: *Limosella aquatica*; stark gefährdet: *Thymelaea passerina*; gefährdet: *Ajuga chamaepithys*, *Juncus gerardii*) angegeben.

7.1.5.2 Offene Abbauf Flächen mit schweren Böden (Tegel-, Lehm- und Schlamm Böden) (z. B. Lehmgruben)

Durch Vogelverschleppung können Halophyten- und Zwergbinsengesellschaften (beide FFH-Anhang I-Lebensräume) mit Arten, wie z. B. *Lotus maritimus*, *Juncus gerardii* und *Bolboschoenus maritimus* vorkommen.

Aus der naturschutzrelevanten Ufer- und Wasservegetation können am ehesten Pflanzengesellschaften wechselfeuchter Bereiche (z. B. Zwergbinsen) durch Invasion von GVO beeinflusst werden.

Auf trockenem kalk- und basenreichen Substrat können sich langfristig wertvolle Trocken- und Halbtrockenrasen entwickeln.

Tab. 21: Beispiele für Rote Liste-Arten, die in Schotter- oder Sandgruben vorkommen (Gefährdungskategorien der Roten Liste siehe Tab. 27).

Wissenschaftlicher Name	Deutscher Name	Rote Liste
Zwergbinsen aus Sandgruben an der March		
<i>Cyperus michelianus</i>	Micheli-Zypergras	1
<i>Limosella aquatica</i>	Schlammkraut	2
<i>Gnaphalium uliginosum</i>	Sumpf-Ruhrkraut	– r
<i>Heleochoa alopecuroides</i>	Fuchsschwanz-Sumpfgras	2
<i>Cyperus fuscus</i>	Braunes Zypergras	3 r!
<i>Isolepis setacea</i>	Borsten-Moorbinse	2
Sandgruben Waldviertel		
<i>Centaurium pulchellum</i>	Ästiges Tausendgüldenkraut	– r
<i>Dianthus deltooides</i>	Heide-Nelke	– r
Feuchtpflanzen der Schottergruben im Pannonikum		
<i>Apium repens</i>	Kriechender Sellerie	1 r!
<i>Butomus umbellatus</i>	Schwanenblume	3 r!
<i>Bolboschoenus maritimus</i>	Strandsimse	3 r!
<i>Gratiola officinalis</i>	Gnadenkraut	2
Segetalart aus Kalk-Äckern, die in Schottergruben vorkommt (RINGLER et al., 1995)		
<i>Legousia speculum-veneris</i>	Gemeiner Frauenspiegel	– r

Eine Tabelle der Rote Liste Arten Deutschlands, die in Abbaustellen gefunden wurden, ist in RINGLER et al. (1995), S. 76-79, abgedruckt.

7.1.5.3 Entomologische Aspekte von Sand-, Kies- und Tongruben

In aufgelassenen Abbaustellen von Steinbrüchen und Kies- und Sandgruben kann nach der Nutzungsphase erstaunlich hohe Artendiversität vorliegen, v. a. durch hochmobile Oberflächentiere, z. B. Sandschrecken, Sandlaufkäfer. Abbaustellen-Gewässer, wie z. B. Kiesgrubenteiche, können wiederum geeignete Larvalhabitate für die ebenfalls sehr mobilen Libellen darstellen, sogar für einige gefährdete Libellenarten, z. B. *Coenagrion scitulum*, *Libellula quadrimaculata*, da hier z. B. kein Konkurrenzdruck durch Fraßfeinde (wie Fische) gegeben ist. Stark besonnte, vegetationsarme Abbaustellen werden von zahlreichen Vertretern der solitär lebenden Bienen, z. B. *Andrena*- und *Halictus*-Arten, Hummeln, Grabwespen u. a. als Brut habitat angenommen. Abbaustellen sind als weitgehend insektizidfreie Standorte wichtige (Über-) Lebensräume auch von Laufkäfern geworden (PLACHTER, 1983 zitiert aus RINGLER et al., 1995). Typische Vertreter für Pionierstandorte in Abbaustellen sind die flugfähigen, mobilen Laufkäferarten *Bembidion* spp. und *Agonum* spp..

Sand-, Schotter- und Lehmgruben stellen mit ihren Nist- und Nahrungsmöglichkeiten wichtige "Inseln" in der Kulturlandschaft dar. Nach HEYDEMANN (1982) trägt die Bereitstellung vegetationsarmer, renaturierter Kies-, Sand- und Tongruben zur Bestandserhaltung von über 259 Hautflügler-Arten (Hymenoptera), also über 50 % der in S-Deutschland nachgewiesenen Arten, bei.

Auf diese Weise können sich an solchen Abbauf Flächen auch für einige Rote Liste-Arten (siehe Tabelle 22) wichtige Teillebensräume (Nist-, Nahrungs-, Rastplatz, Sommer- und Winterquartier, Teillebensräume für unterschiedliche Entwicklungsstadien metamorphisierender Tiere) bilden. Die meisten Arten wechseln während ihrer Entwicklung von einem Habitat zum anderen. Nur wenige Arten verbringen ihren gesamten Lebenszyklus in einem einzigen (der genannten) Strukturelement. Im folgenden werden die für die Entomofauna bedeutendsten Strukturelemente („Nischen“) der Abbaustellen angeführt (aus RINGLER et al., 1995):

- **Uferzone** mit dichtem Röhrichtbewuchs: Brutablageplatz für amphibisch lebende Insekten (z. B. Libellen)
- Uferzone mit Weidengebüsch: Nahrungshabitat während der Blütezeit für zahlreiche Wildbienenarten
- Uferzone mit vegetationsarmen lehmig-tonigen Rohböden: Nahrungshabitat für Dornschröcken
- **Ephemere Wasserstellen, Verdichtungsstellen:** Larvalhabitat für diverse Libellenarten, z. B. *Libellula quadrimaculata*, *Sympetrum vulgatum*
- **Sand- und Kiesflächen und -rücken** mit lockerem (trockenem) Sand: als Nahrungshabitat für den Ameisenlöwen
- Sand- und Kiesflächen und -rücken mit trockenen, vegetationsarmen/-freien Sand- und Kiesflächen: Brutplatz und Nahrungshabitat für Sandschrecke und Blauflügelige Ödlandschrecke; Nahrungshabitat für Sandlaufkäfer
- Sand- und Kiesflächen und -rücken mit etwas bindigem bzw. standfestem Sand: Bruthabitat für bodennistende Insektenarten (u. a. Kreiselwespe, Sandbienen- und Furchenbienenarten, diverse Ameisenarten)
- Sand- und Kiesflächen und -rücken mit lockerer feuchtwiesenartiger Vegetation: Nahrungshabitat für Goldschreckenarten, Sumpf-Grashüpfer
- **Abraumhaufen** mit blütenreicher Ruderalflora: Nahrungshabitat für zahlreiche Hautflügler, Tag- und Nachtfalter, damit auch für räuberische Insekten
- Abraumhaufen mit hohlen Stengeln der Ruderalvegetation: Überwinterungs- und Brutplatz für zahlreiche Hautflüglerarten
- **Totholz** als Brutplatz für zahlreiche Insekten (holznistende Bienen, z. B. der Gattung *Osmia*, Hummeln, Wespen, Bockkäfer)
- Totholz als Nistmateriallieferant für verschiedene Insekten (z. B. Wespen)

- Totholz als Sonnplatz für Tagfalter usw.
- **Steilwand** für zahlreiche Wildbienen-, Hummel- und Wespenarten
- Steilwand für parasitierende Käfer (z. B. Ölkäfer-Arten)
- Steilwand als Sonn- und Rastplatz für Insekten
- Steilwand als Jagdrevier für einige Tanz- bzw. Rennfliegen, Laufkäfer.

Tab. 22: Beispiele für Rote Liste-Arten (aus GEPP et al., 1994), die in aufgelassenen Abbauflächen (Kies- und Sandgruben, Wasserstellen) vorkommen.

Ordnung/Familie	Wissenschaftlicher Name	Rote Liste Österreich
Orthoptera (Geradflügler)	Sphingonotus caeruleus	1
	Oedipoda germanica	1
	Myrmeleotettix maculatus	3
	Pteronemobius heydenii	2
	Xya pfaendleri	2
	Modicogryllus frontalis	2
Carabidae (Laufkäfer)	Cicendela arenaria	4
	Agonum gracilipes	3
	Amara famelica	3
	Amara saphyrea	3
	Dyschirius angustatus	2
	Dyschirius similis	3
	Harpalus hirtipes	2

7.1.5.4 Monitoringthemen für Sand-, Kies- und Tongruben

In diesen Lebensräumen ist in einem ersten Monitoringschritt das Vorkommen von transgenen Pflanzen zu überprüfen (allgemeines Monitoring). Erst bei Vorhandensein von GVO ist eine zusätzliche Wirkungsanalyse durchzuführen.

7.1.6 Naturnahe oder natürliche Lebensräume

7.1.6.1 Anlandungen von Fließgewässern und Uferbereichen

Gewässer mit dynamischer Wasserganglinie und genügend Raum bilden bei Hochwassereignissen Schlick-, Sand- oder Schotterfluren im Flußbett aus. Diese natürlichen Pionierbiotope stehen anfangs vegetationsfrei zur Besiedlung zur Verfügung. Je nach Höhe und Substrat der Anlandung kommen feuchte bis trockene Standorte vor. Durch Erosion oder erneute Hochwassereignisse kommt es zu weiteren Umlandungen, die die Sukzession unterbrechen.

Auf Anlandungen finden sich oft auch Ruderalpflanzen oder auch verwilderte Kulturpflanzen, wie beispielsweise der Raps (z. B. beobachtet am Wienfluß, 1999).

Anlandungen und dynamische Uferbereiche von Flüssen und Stillgewässern stellen in der Gewässerökologie ein wichtiges Schutzgut dar.

Monitoringthemen für Anlandungen

Aufgrund der meist starken Störung des Standortes durch Überschwemmungen entstehen rasch wechselnd völlig unterschiedliche Pflanzenbestände, die in einem Jahr mehrmals wechseln können. Innerhalb dieser Standortsdynamik einen Einfluß von GVO nachzuweisen, ist praktisch unmöglich. Diese Standorte sollen aber auf das Vorhandensein von GVO regelmäßig überprüft werden. Wenn tatsächlich GVO auftreten, können gezielte Untersuchungen über die Auswirkungen durchgeführt werden.

7.1.7 Der Boden als Lebensraum

Das Vorkommen bestimmter Tier- und Pflanzenarten ist meist durch die klimatischen Bedingungen bestimmt und an mehr oder weniger große Habitate gebunden. Im Boden können aber unterschiedlichste Lebensräume auf kleinstem Raum, oft innerhalb weniger Millimeter auftreten. Dementsprechend ist die Verteilung von Bodenmikroorganismen und der sie beweidenden Organismen. Untersuchungen zeigten, daß Mikroorganismen im Boden weder zufällig noch einheitlich verteilt sind (SCHINNER & SONNLEITNER, 1996) und deren Vorkommen durch die Verfügbarkeit von organischem Material, Porenraum, Wasser und Sauerstoff bestimmt wird.

Diese Verteilungsmuster bedingen eine hohe räumliche und zeitliche Heterogenität des Lebensraums Bodens. So kann davon ausgegangen werden, daß sich im Wurzelbereich einer Pflanze eine andere Mikroorganismengemeinschaft etablieren wird als in Bereichen, in denen keine Durchwurzelung, und damit ein anderes Nährstoffangebot vorhanden ist (GRAYSTON et al., 1997). Durch Änderung der Umweltbedingungen, wie Austrocknung oder Verdichtung des Bodens, d. h. durch eine Änderung des Wasser- bzw. Sauerstoffangebots, kann es in kurzer Zeit zu einer vollkommenen Änderung der Mikroorganismengemeinschaft kommen, da Bakterien eine relativ kurze Generationszeit haben (1-3 Stunden, BROCK et al., 1994). Da diese außerdem in sehr hoher Dichte und Artenzahl vorliegen (TORSVIK et al., 1990) und bei suboptimalen Bedingungen in nicht kultivierbare Stadien (Ruhestadien) übergehen (COLWELL et al., 1985), können starke Änderungen in der Verteilung der Arten bei Änderung der Umweltbedingungen innerhalb kurzer Zeit erfolgen.

Die Verteilung der Bodenfauna hängt weitgehend von den selben Faktoren ab wie die Verteilung der Mikroorganismen. Da Bodentiere aber mobil sind und daher negativen Bedingungen zumindest teilweise ausweichen können, unterliegen sie nicht den oben beschriebenen starken Schwankungen.

7.1.7.1 Bodenschutz

Während Naturschutz oft Artenschutz oder den Schutz bestimmter Habitate bedeutet, wird Bodenschutz meist als Funktionsschutz, d. h. als Erhalt der Lebensraumfunktion für Mensch und Natur definiert.

Nach AUERSWALD (1998) werden folgende Funktionen des Bodens unterschieden:

Transformatorfunktion

Darunter wird die Umwandlung von Energie und Stoffen durch biotische und abiotische Faktoren verstanden. Eingestrahelte Sonnenenergie dient zur Erwärmung und führt zur Bildung von Wasserdampf an der Bodenoberfläche, dient aber auch dem Aufbau organischer Substanz durch die Photosynthese. Dieses organische Material wird in natürlichen Ökosystemen zu einem großen Teil am und im Boden wieder abgebaut und veratmet.

Speicherfunktion

Gespeichert wird Energie in Form von Wärme (Ausgleich von Schwankungen im Tagesverlauf) und in Form chemischer Verbindungen (Photosyntheseprodukte). Durch die Speicherung und Abgabe von Nährstoffen werden in Zeiten des Bedarfs Nährstoffe für Pflanzen zur Verfügung gestellt. Durch die hohe Porosität ist der Boden ein leistungsfähiger Wasserspeicher. Außerdem werden Schadstoffe und Schwermetalle an Bodenpartikel gebunden und der Eintrag dieser Stoffe ins Grundwasser verringert. Allerdings werden sie, da sie dadurch im Boden angereichert werden, von Pflanzen aufgenommen und gelangen so in die Nahrungskette.

Lebensraumfunktion

Böden stellen neben dem Wurzelraum für Pflanzen den Lebensraum für zahlreiche Tiere und Bodenmikroorganismen (Protozoen, Algen, Pilze, Bakterien) dar. Diese Bodenorganismen haben ihrerseits wieder einen wesentlichen Anteil an der Funktion von Böden.

Archivfunktion

Darunter versteht man die Genreserve der, heute vielfach noch unbekannt, Organismen. Einige der Eigenschaften, die heute in gentechnisch veränderte Organismen eingebracht werden (Antibiotikresistenzgene) stammen aus Bodenmikroorganismen.

Produktionsfunktion

Die Produktivität der Böden ist die Grundlage für land- und forstwirtschaftliche Produktion und damit für die Ernährung der Menschen. Die Produktionsfunktion war daher lange Zeit die wichtigste Funktion des Bodens. Durch intensive Bewirtschaftung ist aber die Zahl der Sonderstandorte und damit die Zahl hoch spezialisierter Arten stark zurückgegangen.

Rohstofffunktion

Der Boden liefert auch eine Vielzahl von Rohstoffen, z. B. Sand oder Ton. Die Gewinnung dieser Rohstoffe führt zur totalen Zerstörung des Bodens.

Standortfunktion

Eigentlich handelt es sich dabei um eine Funktion der Fläche und nicht des Bodens. Auch bei der Verbauung, z. B. durch Straßen, bleibt die Fläche erhalten, der Boden wird aber zerstört.

Daraus ergeben sich auch die Definitionen im Deutschen Bodenschutzgesetz (GESETZ ZUM SCHUTZ DES BODENS, 1998) nach RÜCK (1998):

Natürliche Funktionen als:

- Lebensgrundlage und Lebensraum für Menschen, Tiere, Pflanzen und Bodenorganismen
- Bestandteil des Naturhaushaltes, insbesondere seiner Wasser- und Nährstoffkreisläufe
- Abbau-, Ausgleichs- und Aufbaumedium für stoffliche Einwirkungen aufgrund der Filter-, Puffer- und Stoffumwandlungseigenschaften, insbesondere zum Schutz des Grundwassers.

Funktionen als Archiv der Natur und Kulturgeschichte

Nutzungsfunktionen als

- Rohstofflagerstätte
- Fläche für Siedlung und Erholung
- Standort für die land- und forstwirtschaftliche Nutzung
- Standort für sonstige wirtschaftliche und öffentliche Nutzungen, Verkehr, Ver- und Entsorgung.

Daraus leiten sich auch mögliche Ziele für die Erhaltung der Qualität von Böden ab. Diese können funktions- oder nutzungsbezogen sein und können wie folgt lauten (RÜCK, 1998):

- vorsorgender Schutz der Bodenfunktionen
- nachhaltige Nutzung des Bodens
- Erhalt der Bodenfunktionen
- Erhalt der Ressource Boden
- Abwehr und Vermeidung schädlicher Bodenveränderungen.

7.1.7.2 Bedeutung der Bodenorganismen für die Bodenfunktion

7.1.7.2.1 Bodenfauna

Die Bodenfauna läßt sich in einzellige Protozoen und mehrzellige Metazoen gliedern. Je nach Größe werden unterschiedliche Lebensräume besiedelt.

Protozoen ernähren sich von gelöstem organischen Material, organischen Partikeln und räuberisch von anderen Organismen. Für Ciliaten stellen Bakterien die wichtigste Nährstoffquelle dar (ENGLAND et al., 1993). Durch ständiges Beweiden wird die Bakterienpopulation in einem physiologisch jüngeren Zustand gehalten und so der Abbau organischen Materials beschleunigt (PAUL & CLARK, 1996). Protozoen leisten also einen wichtigen Beitrag bei der Mineralisation von organischen Substanzen im Boden.

Metazoen haben im Boden viele Funktionen (FÖRSTER, 1998):

- Abweiden von Bakterien und Pilzhyphen
- Substratzerkleinerung und Oberflächenvergrößerung durch Detritusfresser
- Eintrag und Verbreitung von Mikroorganismen (Körperoberfläche, Fäces)
- Freisetzung von Nährstoffen (Stickstoffverbindungen, niedermolekulare organische Verbindungen) durch Exkretion.

Obwohl Metazoen selbst nur einen geringen Beitrag zur Mineralisation leisten, tragen sie durch Zerkleinerung von organischem Material und durch Bioturbation (Durchmischen des Substrats) stark zur Funktion der Abbauprozesse bei (LABES et al., 1999). Aus der Vielfalt der Bodentiere sollen hier einige Beispiele herausgegriffen werden. Detaillierte Angaben zur Biologie finden sich in DUNGER & FIEDLER (1989).

- **Nematoden** (Fadenwürmer) stellen die zahlenmäßig bedeutendste Gruppe der Bodentiere dar. Die meisten sind freilebend, d. h. nicht parasitisch, und ernähren sich von Mikroorganismen, Pilzmycel oder von den Wurzeln höherer Pflanzen. Für Mineralisationsprozesse sind besonders mikrovore Arten sehr wichtig.
- **Anneliden** (Ringelwürmer) sind in Mitteleuropa durch die Lumbriciden (Regenwürmer) und die Enchytraeiden vertreten. Enchytraeiden leben in den obersten Zentimetern des Bodens und haben nur geringen Anteil an der Biomasse. Lumbriciden legen Gänge bis in 50 cm Tiefe an und haben so wesentlichen Anteil am Einbringen organischer Substanzen (Streu) in tiefere Bodenschichten. Außerdem leisten sie einen wesentlichen Beitrag zur Auflockerung und damit zur Sauerstoffversorgung des Bodens. Auf Ackerböden ist ihre Zahl meist geringer als in nicht bearbeiteten Böden.
- **Collembolen** (Springschwänze) haben vor allem für die Zerkleinerung des Substrates eine hohe Bedeutung und sind zahlenmäßig eine bedeutende Gruppe.

Daneben sind Milben, Käfer (und ihre Larven), Dipterenlarven, Ameisen und andere Tiergruppen für die Funktion des Bodens von Bedeutung. Vor allem Pflanzenparasiten (Nematoden) oder Fraßschädlinge (Käferlarven) haben starken Einfluß auf den Bewuchs. Durch ihre besonderen Ansprüche an den Lebensraum können manche auch als Indikatororganismen für Schädigungen des Bodens herangezogen werden.

7.1.7.2.2 Bodenmikroorganismen

Unter dem Begriff Bodenmikroorganismen sind Bakterien, Pilze und Algen zusammengefaßt. Im allgemeinen beträgt ihr Anteil an der lebenden Biomasse 75-90 % und ihre Gesamtmasse 1,5 bis 15 t/ha (FRIEDEL & VON LÜTZOW, 1998).

Die numerisch größte Gruppe sind die Bakterien. Durch die Anwendung molekularbiologischer Methoden wurde die hohe Diversität der Bodenmikroorganismen erkannt (TORSVIK et al., 1990). In den letzten Jahrzehnten hat sich die Untersuchung von Böden hauptsächlich auf die Analyse der mikrobiellen Prozesse beschränkt. Die Untersuchung der Populationen, die diese Prozesse bestimmen, ist ein relativ neues Arbeitsgebiet, und wird bis heute nur in geringem Umfang durchgeführt. Die Entwicklung sollte daher von funktionellen Untersuchungen über die Populationsdynamik zur Untersuchung der biochemischen Regulation dieser Prozesse gehen (TIEDJE et al., 1999). Bei Diversitätsuntersuchungen ist zu beachten, daß eine Einteilung in „Arten“ aufgrund der hohen genetischen Flexibilität und der Fähigkeit zum genetischen Austausch bei Bakterien problematisch ist.

Bakterien haben einen wesentlichen Anteil an allen Stoffkreisläufen im Boden. Sie beeinflussen den Kohlenstoff-, Stickstoff-, Schwefel- und Phosphorkreislauf. Wichtige bakterielle Stoffwechselprozesse eignen sich daher zur Beurteilung der Bodenqualität. So wird ausschließlich durch die Aktivität stickstofffixierender Bakterien der Stickstoffkreislauf aufrecht erhalten (LABES et al., 1999). Die Nitrifikation ist auch ein wichtiger Parameter zur Beurteilung von Pflanzenschutzmitteln und ist im Rahmen der Bodendauerbeobachtung (BLUM et al., 1996) ein Grundparameter.

Bakterien haben neben der Schlüsselrolle in Mineralisationsprozessen auch großen Einfluß auf die Struktur des Bodens. Viele Bakterien haften sich an Bodenpartikel an. Durch die Ausscheidung von Exopolysacchariden verbinden sie Partikel untereinander und schaffen sich durch die Bildung von Mikroaggregaten geschützte Habitate. Von Bakterien besiedeltes Pflanzenmaterial wird bevorzugt von Collembolen oder Regenwürmern (HENDRIKSEN, 1990) aufgenommen und damit der Abbau dieses Materials beschleunigt.

Neben den Bakterien haben **Pilze** große Bedeutung bei der Strukturierung des Bodens durch Hyphenwachstum und Abscheidung von Exopolysacchariden. Diese eukaryotischen, meist vielzelligen Organismen bilden oft ein weit verbreitetes Mycel und tragen so zur Verfestigung des Bodens bei. Sie haben außerdem wichtige Funktion beim Abbau von Zellulose und Lignin. Eine wichtige Gruppe stellen die symbiontischen Mycorrhiza-Pilze dar. Die Bildung dieser Symbiose verbessert die Nährstoffaufnahme der Pflanze. Daneben wird der Phytohormonhaushalt und die Resistenz gegen Trockenheit beeinflusst.

Eine weitere wichtige Gruppe der Bodenmikroorganismen bilden photoautotrophe Organismen, also Algen und Cyanobakterien. Beide Gruppen benötigen Licht um überleben zu können. Ihr Vorkommen ist also auf die Oberfläche des Bodens beschränkt. Dadurch haben sie nur relativ geringen Einfluß auf die Funktion des Bodens, sind aber wichtige Pioniere bei der Besiedlung humusloser Standorte.

7.2 Vogelkundliche Schutzgüter der Agrarlandschaft

7.2.1 Erhaltung der Artenvielfalt

Die zunehmende Industrialisierung der Landwirtschaft stellt in Mitteleuropa die primäre Ursache für den Verlust der Artenvielfalt dar (BAUER & THIELKE, 1982). Auch in der Roten Liste Österreichs (BAUER, 1994) finden sich zahlreiche Vogelarten, deren akute Gefährdung auf Strukturverlust, Einsatz von Insektiziden, Eutrophierung und andere Effekte der intensiven Landwirtschaft zurückzuführen ist. In Anbetracht der in ihrer Artenzusammensetzung ver-

armten Agrarlandschaft ist die Erhaltung der momentanen Artenvielfalt eine konservative Zielsetzung. Entsprechend der Forderung von AMMANN & VOGEL (1999) sollte mit dem Langzeitmonitoring vielmehr ein Instrument zur Förderung einer nachhaltigen Landwirtschaft konzipiert werden. Im Sinne einer nachhaltigen landwirtschaftlichen Nutzung müsste jedoch die Anhebung der Artenvielfalt als Zielsetzung formuliert werden (Stichwort Ökologische Landwirtschaft). Dementsprechend tiefe Schwellenwerte sollten für die ökologischen Abbruchkriterien (siehe Kapitel 4.9.5 und 5.8.6) geltend gemacht werden: Jeder Eingriff in die Kulturlandschaft, der den Artenverlust nachweislich beschleunigt, sollte eingestellt werden.

Speziell Charakterarten der Agrarlandschaft können in ihrem Bestand nur gesichert werden, wenn Naturschutzinteressen ganzflächig in die Kulturlandschaft integriert werden. Auch großflächige Schutzgebiete können keine sich selbst erhaltenden Populationen dieser weit verbreiteten Arten beherbergen. In diesem Sinne darf sich die Agrarlandschaft nicht als reine Produktionsfläche verstehen, sondern ist sehr wohl auch als Lebensraum von besonderer Bedeutung (vgl. TRAXLER, 1998).

Im folgenden sollen exemplarisch Arten aus dem Anhang I der EU-Vogelschutzrichtlinie bzw. der Roten Listen für Österreich (BAUER, 1994), Niederösterreich (BERG, 1995) sowie der Steiermark (SACKL & SAMWALD, 1997) aufgelistet werden, deren Verbreitungsschwerpunkte, oder zumindest wichtige Teillebensräume in der Agrarlandschaft liegen. Für die im Anhang I der EU-Vogelschutzrichtlinie aufgelisteten Arten sind „besondere Schutzmaßnahmen hinsichtlich ihrer Lebensräume anzuwenden, um ihr Überleben und ihre Vermehrung in ihrem Verbreitungsgebiet sicherzustellen“ (Richtlinie des Rates 79/409/EWG vom 2. April 1979 über die Erhaltung der wildlebenden Vogelarten). Weiters stellen diese Arten aufgrund ihrer meist hohen Sensibilität gegenüber Veränderungen der Umwelt auch wertvolle Indikatoren dar – ihr oftmaliges Fehlen in der intensiv genutzten Landschaft ist ein wesentliches methodisches Problem. Anhand ihrer Lebensraumansprüche können Schutzziele für Strukturelemente und Teillebensräume in der Agrarlandschaft abgeleitet werden. Die teilweise dramatischen Bestandsrückgänge von Feldlerche und Goldammer unterstreichen jedoch, daß für die Erhaltung der Artenvielfalt auch vermehrt häufige Charakterarten in die ornithologischen Schutzgüter miteinfließen müssen.

Jeder Eingriff in ein Ökosystem verdrängt im allgemeinen Arten, während gleichzeitig andere Arten davon profitieren. Daraus ergibt sich für den bewahrend-erhaltenden Naturschutz die Forderung nach einer Reihung der Schutzgüter hinsichtlich ihrer Priorität: Arten aus dem Anhang I der EU-Vogelschutzrichtlinie sowie der Roten Liste Österreichs (BAUER 1994), Niederösterreichs (BERG, 1995) und der Steiermark (SACK & SAMWALD, 1997) sind von besonderem Schutzinteresse. Weiters sollen an dieser Stelle nochmals die „typischen Arten einer strukturreichen Kulturlandschaft“ als bedeutende Schutzgüter definiert werden. Aufgrund ihrer relativen Häufigkeit in den Probeflächen werden sie im Rahmen des Monitorings eine entscheidende Rolle einnehmen.

7.2.2 Auflistung gefährdeter, charakteristischer Brutvögel der Agrarlandschaft

Für die aufgelisteten Arten wird der Schutzstatus bzw. der Gefährdungsgrad aus dem Anhang I der Vogelschutzrichtlinie (VSR) sowie der Roten Listen Österreichs (BAUER, 1994), Niederösterreichs (BERG, 1997) sowie der Steiermark (SACKL & SAMWALD, 1997) angegeben.

Rebhuhn (*Perdix perdix*) Rote Liste Österreich: 3

Für das Vorkommen des Rebhuhnes sind Strukturelemente von besonderer Bedeutung, die dem am Boden errichteten Nest gute Deckung bieten (Feldraine, Wegränder). Auch das Insektenangebot scheint v. a. für die Jungenaufzucht ein limitierender Faktor zu sein. Durch die Erhaltung von Altgrasstreifen, verringerten Herbizid- und Düngemittelsinsatz sowie durch die Anlage von Hecken könnten Lebensräume qualitativ aufgewertet werden (GLÄNZER et al., 1993).

Wachtel (*Coturnix coturnix*) Rote Liste Österreich: 3

Die Wachtel besiedelt überwiegend Ackerbaugebiete, bevorzugt für die Anlage ihres Nestes aber höhere Kraut- und Grasvegetation (LENTNER, 1997). In Gebieten mit intensiver landwirtschaftlicher Nutzung ist sie deshalb auf Brachflächen, Altgrasstreifen u. ä. angewiesen. Das Insektenangebot, ein weiterer limitierender Faktor, kann durch artenreiche Wildkrautflächen und durch Verzicht auf Insektizide erheblich erhöht werden. Wie für das Rebhuhn konnten auch für die Wachtel durch Umstellung auf ökologische Landwirtschaft mit begleitenden strukturellen Maßnahmen (verkleinerte Schlaggrößen, Randstreifen etc.) verwaiste Gebiete neu als Lebensraum gewonnen werden (LAUSSMANN & PLACHTER, 1998).

Großstrappe (*Otis tarda*) VSR, Rote Liste Österreich: 1

Für die Großstrappe als weltweit gefährdete Vogelart ist die Verantwortung, die österreichischen Restvorkommen im Weinviertel, im Marchfeld, im Hanság und auf der Parndorfer Platte zu erhalten, besonders groß. Großräumige Extensivierungen und Flächenstilllegungen von landwirtschaftlichen Flächen werden als vorrangige Schutzmaßnahmen genannt bzw. durchgeführt. Neben direkten Störungseinflüssen dürfte auch der Biozideinsatz ein wesentlicher Grund für die weltweite Gefährdung sein – v. a. die Jungvögel sind auf ein entsprechendes Insektenangebot angewiesen (BERG, 1994; LITZBARIKI & LITZBARIKI, 1996).

Feldlerche (*Alauda arvensis*) Rote Liste Steiermark: 4

Die Feldlerche mußte in den letzten Jahren dramatische Bestandseinbußen hinnehmen und wird in der Roten Liste Steiermark als „potenziell gefährdet“ genannt (SACKL & SAMWALD, 1997). Die Bestandsdichte ist auf konventionellen Feldern nicht einmal halb so hoch wie auf ökologisch bewirtschafteten Feldern (BTO, 1995), was u. a. auf folgende Faktoren zurückzuführen sein dürfte: Verlust an Ruderalflächen, Ackerrandstreifen und Brachen, Pestizideinsatz sowie zu hoher und dichter Pflanzenbewuchs, etwa durch Einsatz von Düngemittel.

Neuntöter (*Lanius collurio*) VSR, Rote Liste Steiermark: 4

Neben einem entsprechenden Nistplatzangebot (Hecken) ist das Vorhandensein vegetationsarmer Flächen für die Bodenjagd von besonderer Bedeutung. Im Weinviertel werden für die Nahrungssuche v. a. die Randbereiche der Äcker sowie unversiegelte Wirtschaftswege genutzt (STRAKA, 1995b). Vielfach wird ein ausreichendes Insektenangebot als limitierender Faktor betont.

7.2.3 Auflistung gefährdeter Nahrungs- bzw. Wintergäste der Agrarlandschaft

Sakerfalke (*Falco cherrug*) Rote Liste Österreich: 1

Der Sakerfalke jagt in der Agrarlandschaft bevorzugt nach Tauben, Rebhühnern und Ziesel (FREY & SENN, 1990). Bestandessichernde Maßnahmen für das Rebhuhn sollten auch günstigere Nahrungsbedingungen für diesen „vom Aussterben bedrohten“ Großfalken schaffen.

Hohltaube (*Columba oenas*) Rote Liste Österreich: 4

Die in Österreich als „potenziell gefährdet“ eingestufte Hohltaube hat in der Agrarlandschaft des Marchfeldes sowie des Wiener Beckens ein bedeutendes Überwinterungsgebiet mit bis zu 500 Individuen (SAMWALD et al., 1993).

Raubwürger (*Lanius excubitor*) Rote Liste Österreich: 1

Im Überwinterungsgebiet stellt der Raubwürger geringere Ansprüche bezüglich des Strukturereichtums seines Reviers. Es werden weiträumige Acker- und Wiesengebiete besiedelt, die aber naturnahe Restflächen als Sitzwarten und Schlafplatz, sowie ein hohes Nahrungsangebot aufweisen müssen. Hecken, Ruderalflächen oder Böschungen stellen wichtige Lebens-

raumelemente dar (KARNER et al., 1997). Als Brutvogel ist der Raubwürger im Zuge der landwirtschaftlichen Intensivierung aus der Ackerlandschaft großflächig verschwunden.

Dohle (*Corvus monedula*) Rote Liste Niederösterreich: 3

Für die Dohle wird die Intensivierung der Landwirtschaft als ein wesentlicher Gefährdungsfaktor angegeben. Erhaltung und Verbesserung der Nahrungsflächen in der Nähe von Großkolonien sollen die Nahrungsgrundlage dieser „gefährdeten“ Art verbessern (DVORAK, 1996).

Weiters stellt die Agrarlandschaft einen wesentlichen Lebensraum für überwinterte Greifvögel dar. V. a. die Niederungen Nordostösterreichs beherbergen national bedeutende Winterpopulationen von Rauhußbussard (*Buteo lagopus*), Mäusebussard (*Buteo buteo*) und Merlin (*Falco columbarius*).

7.2.4 Erhaltung vogelkundlich besonders bedeutender Lebensräume in der Agrarlandschaft

Der klassische Artenschutz hat sich in seiner Zielsetzung der Sicherung von Artengemeinschaften durch Biotopschutz bzw. Habitatgestaltung zugewandt (SCHERZINGER, 1991). Im vegetationsökologischen Teil dieser Studie werden zahlreiche, für die Erhaltung der Artenvielfalt besonders bedeutende Standorte der Agrarlandschaft genannt. Einerseits beherbergen sie (oft sehr seltene) Leitarten, die auf diese Ausprägungsformen der Kulturlandschaften spezialisiert sind. Andererseits profitieren auch zahlreiche weit verbreitete Arten von einer möglichst strukturreichen Landschaft. Die Folge der Intensivierung ist jedoch eine Nivellierung – sowohl die auf Sonderstandorte angewiesenen Indikatorarten verlieren ihren Lebensraum, als auch die weit verbreiteten Charakterarten der „Durchschnittslandschaft“ haben unter der Strukturarmut zu leiden (z. B. Feldlerche).

Die Bedeutung der Standorte in der Agrarlandschaft soll anhand einiger exemplarisch ausgewählter Vogelarten auch aus vogelkundlicher Sicht unterstrichen werden. Diese Lebensräume stellen für die Zielarten meist essentielle Teillebensräume oder Habitatstrukturen dar. Einige akut gefährdete Arten haben in diesen Lebensräumen ihre regionalen Verbreitungsschwerpunkte.

7.2.4.1 Sandböden

Sandböden sowie zur Austrocknung neigende, kalkhaltige Böden zeichnen sich häufig durch ihre allgemein recht lückige Vegetation und die zahlreichen vegetationsfreien Flächen aus. Aufgrund der Wasserdurchlässigkeit und der meist recht rasch erwärmbaren Böden finden so etwa Arten der Steppen und Halbwüsten oft günstige Habitate vor.

Haubenlerche (*Galerida cristata*) Rote Liste Österreich: 2

Die Haubenlerche als ursprünglicher Halbwüstenvogel ist auf trockenwarme Standorte mit niedriger, maximal zu 50 % geschlossener Vegetation angewiesen (DVORAK et al., 1993). Als Nahrungsflächen werden häufig Ackerränder, aber auch lückig bewachsene Äcker intensiv genutzt (eigene Beobachtung, Steinfeld/Niederösterreich).

7.2.4.2 Saure und nährstoffarme Böden

Saure, nährstoffarme Böden haben sich bis heute etwa im Waldviertel weitgehend einer intensiven landwirtschaftlichen Nutzung entzogen. Die daraus resultierende reiche Strukturierung der Kulturlandschaft ist Voraussetzung für das Vorkommen des **Raubwürgers**, der im Waldviertel national bedeutende Restbestände aufweist.

7.2.4.3 Nasse und schwere Böden

Nasse, schwere Böden, besonders jene mit regelmäßiger Überschwemmung (z. B. „Ackersutten“ im Marchfeld) bieten v. a. zahlreichen Nahrungsgästen ein günstiges Nahrungsangebot. Für Limikolen, die sich besonders während der Zugzeit auf diesen Flächen einfinden, spielt die Stocheffähigkeit des Bodens eine entscheidende Rolle – nur in feuchten Böden ist die Nahrung verfügbar. Als regelmäßig auf Ackersutten anzutreffende Limikolen seien etwa der Kampfläufer und die Bekassine genannt.

Die überschwemmten Wiesen, aber auch die Brachen und Äcker, stellen etwa in den NATURA 2000 Gebieten Marchauen und Machland wesentliche Bestandteile der Schutzgebiete dar. Die Marchauen unterliegen dem Schutz der Ramsar-Konvention.

Die folgende Auswahl teils hochgradig gefährdeter Brutvogelarten dieser Feuchtstandorte unterstreicht deren Bedeutung.

Weißstorch (*Ciconia ciconia*) VSR, Rote Liste Österreich: 3

Als Kulturfolger ist der Weißstorch in besonderem Maße auf extensiv bewirtschaftete Äcker angewiesen. Entsprechend seinem Beutespektrum stellen auch für ihn feucht-nasse Ackerbereiche besonders bedeutende Nahrungsflächen in der Agrarlandschaft dar (BERG, 1995).

Kiebitz (*Vanellus vanellus*) Rote Liste Niederösterreich: 3

Der Kiebitz entwickelt sich zunehmend zum Ackerbrüter. Aufgrund der Zerstörung von Feuchtwiesen kommt den Beständen in Ackerflächen steigende Bedeutung zu. Die Beseitigung kleiner in die Agrarsteppe eingestreuter Feuchtstellen stellt eine bedeutende Gefährdung dar (BERG, 1995).

Brachvogel (*Numenius arquata*) Rote Liste Österreich: 1

Mit dem Brachvogel tätigt ein weiterer Bewohner von Feuchtwiesen vereinzelt, regional aber auch regelmäßig Bruten in Ackerflächen. Bei der Nahrungssuche spielen Ackerflächen durchaus eine bedeutende Rolle, vorausgesetzt sind staunasse, feuchte Böden (DVORAK et al., 1993; SCHMID, 1994).

Schafstelze (*Motacilla flava*) Rote Liste Österreich: 2

Die Schafstelze besiedelt die Agrarlandschaft in Österreich nur recht vereinzelt, wobei die Vorkommen auf feuchte Senken, Ruderalflächen sowie grasbewachsene Bachböschungen und Entwässerungsgräben beschränkt bleiben (DVORAK et al., 1993).

7.2.4.4 Hochlagenäcker in inneralpinen Tälern

Hochlagenäcker in inneralpinen Tälern bieten Rückzugsgebiete für Arten, die aus Gebieten mit rasche vorangetriebener Intensivierung fast vollständig verschwunden sind. Etwa die geringeren Schlaggrößen und die wesentlich höhere Strukturierung der Kulturlandschaft stellen für die Avifauna günstige Voraussetzungen dar. Als Lebensraum für hochgradig gefährdete Vogelarten stellt diese Kultur- und Ackerlandschaft ein besonders bedeutendes Schutzgut dar:

Ortolan (*Emberiza hortulana*) Rote Liste Österreich: 1

Während die Brutvorkommen in der Osthälfte Österreichs auf sehr kleine Restbestände zusammengeschnitten sind, hat sich im Inntal eine größere Teilpopulation gehalten.

Die Hauptursachen für das großräumige Verschwinden der Art stellt die Intensivierung der Landwirtschaft dar (Kommassierungen, Pestizideinsatz). BERG (1995) weist auch auf Habitatverluste durch für den Ortolan ungünstige Fruchtartenmischung hin.

Das Inntaler Vorkommen beheimatet mehr als 75 % des österreichischen Bestandes. Die Erhaltung und Neuschaffung von extensiv genutztem, kleinparzelligem Ackerland sowie die Erhaltung von Kleinstrukturen (Einzelbäumen, Feldgehölze, Hecken) ist unbedingt erforder-

lich (POLLHEIMER, 1998). Für Niederösterreich dürften Schutzmaßnahmen bereits zu spät kommen (KUTZENBERGER, 1994).

Braunkehlchen (*Saxicola rubetra*) Rote Liste Österreich: 4

Der anhaltend negative Bestandstrend führte zu einer Räumung der Vorkommen in der intensiv genutzten Agrarlandschaft. Die österreichischen Verbreitungsschwerpunkte liegen in den größeren Alpentälern sowie im Alpenvorland (DVORAK et al., 1993). Für das Vorkommen des Braunkehlchens stellt ein über die gesamte Aufzuchtperiode günstiges Insektenangebot ein wesentliches Kriterium dar. Artenreiche Wiesen und Unkrautflächen bieten ein Nahrungsangebot auf konstant hohem Niveau.

7.2.4.5 Kies-, Sand- und Tongruben

Kies-, Sand- und Tongruben sind wertvolle Ersatzlebensräume für zahlreiche, akut gefährdete Vogelarten. Von besonderer Bedeutung sind sie für Arten, die ursprünglich an Sand- und Kiesflächen unregulierter Flüsse beheimatet waren. Insofern sind frühe Sukzessionsstadien mit vegetationsarmen, offenen Böden besonders wertvoll:

Triel (*Burhinus oedicnemus*) VSR, Rote Liste Österreich: 1

In Österreich siedelt diese Art im Steinfeld und im Marchfeld zu einem Großteil in Schottergruben (BIERINGER, 1997). Vegetationsarme Schotter- oder Sandflächen, aber auch steinige Äcker stellen wesentliche Habitatelemente dar.

Brachpieper (*Anthus campestris*) VRS, Rote Liste Österreich: 1

Der Brachpieper besiedelt offene Landschaften auf rasch erwärmbaren Sand- und Schotterböden. Vorkommen liegen etwa auf durch Schotterflächen unterbrochenen Trockenrasen und in noch vegetationsarmen Kiesgruben (BERG, 1995).

Steinschmätzer (*Oenanthe oenanthe*) Rote Liste Niederösterreich: 5

Der Steinschmätzer ist auf trockene Böden mit aufgelichteter, kurzrasiger Vegetation angewiesen. Steinhaufen, Geröll oder auch anthropogene Strukturen wie Mauern, Steinwälle und Lesesteinhaufen stellen wichtige Lebensraumelemente dar. Einerseits entsprechen alpine Lagen diesen Ansprüchen, andererseits ist der Steinschmätzer lokaler Brutvogel im Weinviertel, Wiener Becken, Steinfeld und im Neusiedlerseegebiet (DVORAK et al., 1993). Die Tieflandvorkommen siedeln mangels natürlicher Lebensräume (steinige Magerrasen) bevorzugt in Materialentnahmestellen. Der Zusammenbruch der Brutvorkommen im Mühlviertel wird u. a. mit der Entfernung von Lesesteinwällen in Zusammenhang gebracht.

Flußregenpfeifer (*Charadrius dubius*) Rote Liste Österreich: 3

Mit fortschreitender Zerstörung der Primärhabitats werden zunehmend anthropogene Sekundärhabitats besiedelt. Im Nestbereich toleriert der Bodenbrüter nur einen sehr geringen Vegetationsdeckungsgrad (FRÜHAUF & DVORAK, 1996).

Weitere Brutvögel in Materialentnahmestellen sind die Uferschwalbe und der Eisvogel. Beide Arten legen ihre Brutröhren in Sand- und Lößwänden an.

7.2.4.6 Agrotopen

Unter Agrotopen fallen kleinräumige Grenz- und Saumstrukturen, die als Sonderstrukturen und Rückzugsräume von Bedeutung sind. Als Beispiel wurden bereits die Lesesteinhaufen erwähnt, durch deren Entfernung der Steinschmätzer großräumig Lebensräume verloren hat (siehe Kapitel 7.2.4.5). Auch Hohlwege, Lößwände und Ruderalstandorte (z. B. Bahngleise) stellen wichtige Lebensraumelemente für einige Arten dar.

Bienenfresser (*Merops apiaster*) Rote Liste Österreich: 3

Der Bienenfresser benötigt grabfähige Geländeanschnitte (Sand-, Lößwände) zur Anlage seiner Bruthöhlen. Neben Sand- und Lehmgruben werden v. a. Hohlwege als Brutwände genutzt (BERG, 1995). Zum Nahrungserwerb ist er auf insektenreiche Trockenrasen, Brachen und Ruderalstandorte angewiesen.

Schleiereule (*Tyto alba*) Rote Liste Österreich: 1

Neben dem Verlust an geeigneten Brutplätzen (Kirchtürme, Scheunen) gilt die Flurbereinigung als wesentlichster Grund für die akute Bestandsgefährdung. In der ausgeräumten Landschaft fehlen der Schleiereule kleinsäugerreiche Jagdhabitats (BERG, 1995). Zur Jagd werden bevorzugt niedrigwüchsige Ackerflächen aufgesucht, wo Feldwege, Raine, Gräben und Dämme als wesentliche Habitatstrukturen vorhanden sein müssen (GLUTZ & BAUER, 1980).

Graumammer (*Miliaria calandra*) Rote Liste Österreich: 3

In Ackerbaugebieten ist diese gefährdete Art auf unkrautreiche Grasfluren als Nahrungsflächen angewiesen. Im intensiven Agrarland besiedelt sie häufig Sonderstandorte wie Brach- und Ruderalflächen (Bahndämme) oder Schottergruben (BERG & ZELZ, 1994). Auch STRAKA (1995a) betont die Bedeutung kleinflächiger Sonderstrukturen (grasige Böschungen, Bachläufe, Straßenränder) für das Vorkommen der Graumammer in der Ackerlandschaft.

7.2.4.7 Ackerflächen mit biologischem Landbau

Ackerflächen mit biologischem Landbau zeichnen sich durch eine im Vergleich zu konventionell bewirtschafteten Feldern wesentlich höhere Artenvielfalt (RÖSLER & WEINS, 1995) und durch höhere Siedlungsdichten charakteristischer Ackervögel aus.

In England siedelt die Feldlerche auf Bio-Flächen in einer mehr als doppelt so hohen Bestandsdichte wie auf konventionellen Feldern (BTO, 1995).

Zahlreiche Rote-Liste-Arten sind auf historische Landnutzungsformen oder extrem extensive Bewirtschaftungsweisen angewiesen. Diese Arten finden auch auf Flächen mit ökologischer Landwirtschaft keine geeigneten Ersatzlebensräume.

7.2.4.8 Brachflächen

Brachflächen stellen beinahe für das gesamte Artenspektrum an Ackervögeln ein wesentliches Lebensraumelement dar oder erhöhen zumindest die Lebensraumqualität. Brachen dienen zahlreichen Arten als bevorzugter Brutplatz (z. B. Rebhuhn). Ebenso günstig scheinen die Auswirkungen auf das Nahrungsangebot zu sein.

Schwarzkehlchen (*Saxicola torquata*) Rote Liste Österreich: 4

In der Roten Liste Österreich als „potentiell gefährdet“ eingestuft, ist das Schwarzkehlchen in der Agrarlandschaft eine Charakterart der Brach- und Ruderalflächen, Schottergruben und ähnlicher Sonderstandorte (DVORAK et al., 1993).

Dorngrasmücke (*Sylvia communis*) Rote Liste Steiermark: 3

Ein Beispiel für die Bestandesförderung durch Brachflächen ist die Dorngrasmücke. In der Steiermark wird sie als „gefährdet“ eingestuft und ihr Überleben wird u. a. von der Erhaltung und Wiederherstellung des Struktureichtums der Kulturlandschaft und von der Neuschaffung von Brachstreifen, Feldrainen etc. abhängig gemacht (SACKL & SAMWALD, 1997).

7.2.4.9 Schotterfluren (entlang von Fließgewässern)

Schotterfluren (entlang von Fließgewässern) stellen zwar keine Sonderstandorte der Agrarlandschaft dar, sind jedoch einem erhöhten Invasionsrisiko durch GVO ausgesetzt (siehe Kapitel 7.1 Lebensräume der landwirtschaftlich genutzten Kulturlandschaft). Aufgrund ihrer potentiellen Gefährdung und ihrer hohen Bedeutung für einige Vogelarten sollen sie als Schutzgut nicht ungenannt bleiben. Typische Bewohner von Kies- und Schotterbänke sind durch Habitatverlust (Regulierung, Staustufen, Begradigung) in ihrem Bestand gefährdet. Reliktvorkommen von **Flußregenpfeifer** und **Flußuferläufer** liegen an naturnahen, in ihrer Dynamik nur relativ wenig beeinträchtigten Flüssen (z. B. Pielach, March, Traun, Lech) (FRÜHAUF & DVORAK, 1996).

Flußseeschwalbe (*Sterna hirundo*) VSR, Rote Liste Österreich:
1, Rote Liste Niederösterreich: 0

Die Flußseeschwalbe ist in ihren Restvorkommen im Rheindelta und an den Innstauseen im wesentlichen auf künstliche Brutinseln angewiesen. „Natürliche“ Brutplätze (wie etwa im Seewinkel) sind durch zunehmende Verkräutung und Verschilfung gefährdet (DVORAK et al., 1993).

7.2.5 Schutz von Important Bird Areas

Aus vogelkundlicher Sicht besonders bedeutende Vogelgebiete Österreichs wurden von Bird-Life Österreich in den Important Bird Areas (IBAs) zusammengefaßt (DVORAK & KARNER, 1995). Diese Gebiete stellen somit „hot spots“ der Avifauna dar. Im Sinne des Vorsorgeprinzips ist für diese Gebiete ein generelles Anbauverbot von GVO zu fordern. Unter Berücksichtigung der EU-Vogelschutzrichtlinie sollen Sonderschutzgebiete (SPAs), aber auch IBAs, solange frei von GVO bleiben, bis wissenschaftliche Arbeiten die Beeinträchtigung der Lebensraumqualitäten durch transgene Organismen weitgehend ausschließen können.

AMMANN & VOGEL (1999) fordern die Klärung der Frage, ob „transgene Kulturflüchtlinge in Naturschutzgebieten tolerierbar“ sind. Um eine Beeinträchtigung von Important Bird Areas durch GVO zumindest mittelfristig ausschließen zu können, sollte eine Pufferzone von mehreren Kilometern um alle IBA- und NATURA 2000-Gebiete eingerichtet werden (siehe Kapitel 5.8.7 zur Samenausbreitung und Endozoochorie).

In den Important Bird Areas Parndorfer Platte, Hanság, Steinfeld, Westliches Weinviertel, Marchfeld, Machland Süd u. a. spielt die Agrarlandschaft eine wesentliche Rolle für den Natur- und Artenschutz. Neben bedeutenden Beständen an charakteristischen Arten der Ackerlandschaft beheimaten diese Gebiete etwa auch den österreichischen Gesamtbestand der weltweit bedrohten Großtrappe. Die genannten IBAs zeichnen sich durch national bedeutende Bestände zahlreicher an die Kulturlandschaft gebundener Arten aus: Rebhuhn, Wachtel, Turteltaube, Bienenfresser, Feldlerche, Uferschwalbe, Brachpieper, Schwarzkehlchen, Neuntöter, Weißstorch, Großer Brachvogel, Sumpfohreule, Triel, Ziegenmelker, Haubenlerche, Heidelerche, Uhu, Steinkauz und Wachtelkönig (DVORAK & KARNER, 1995).

7.2.6 Schutzgüter in Lebensräumen außerhalb der Agrarlandschaft

Während in Österreich für Lebensräume, wie Wiesen und Wälder, Freisetzungen von GVO nur mittel- bis langfristig wahrscheinlich erscheinen, könnte aufgrund der Glashaussversuche mit transgenen virusresistenten Marillenbäumen im Institut für Angewandte Mikrobiologie der Universität für Bodenkultur in Wien (TORGERSEN et al., 1993) schon in relativ kurzer Zeit mit Freisetzungen von transgenen Obstbäumen zu rechnen sein. Aus aktuellem Anlaß soll daher an dieser Stelle an die hohe ökologische Bedeutung alter, hochstämmiger Streuobstbestände für die Vogelwelt hingewiesen werden:

7.2.6.1 Schutzgüter in Obstbaumbeständen

Zum Teil hochgradig gefährdete Arten, wie Zwergohreule (*Otus scops*), Steinkauz (*Athene noctua*), Wiedehopf (*Upupa epops*), Wendehals (*Jynx torquilla*), Grünspecht (*Picus viridis*), Mittelspecht (*Picoides medius*) und Gartenrotschwanz (*Phoenicurus phoenicurus*), besitzen (regionale) Verbreitungsschwerpunkte in Obstbaumbeständen. Einerseits sind zahlreiche Arten auf ein ausreichendes Höhlen- und Totholzangebot in den Obstbäumen angewiesen, andererseits nützen weitere Arten das günstige Nahrungsangebot grobborkiger Altbäume oder extensiver Wiesen zwischen den Streuobstbeständen. Dementsprechend müssen Biozideinsatz, Aufgabe traditioneller Obstbauformen und der Verlust an alten Hochstämmen als wesentliche Gefährdungsursachen genannt werden (BERG, 1997; ZECHNER, 1997).

In diesem Sinne sollten alle Streuobstbestände mit Vorkommen dieser Indikatorarten als Schutzgüter definiert werden. Insbesondere gilt diese Forderung natürlich für jene NATURA 2000-Gebiete, in denen Streuobstbestände wesentliche Lebensraumausschnitte darstellen, wie z. B. die Umgebung von Mattersburg, Raum Krems, Wachau, Niederösterreichische Randalpen, Steirisches Joglland, Unterlammer Hügelland und Südoststeirisches Hügelland (DVORAK & KARNER, 1995).

7.2.7 Relevanz der ornithologischen Schutzziele

7.2.7.1 Schutzziele mit europaweiter Relevanz

Die Auflistung zahlreicher in der Ackerlandschaft verbreiteter Vogelarten im Anhang I der Vogelschutzrichtlinie unterstreicht den europaweiten Schutzstatus. Die Erhaltung dieser Arten ist als Schutzziel für alle EU-Staaten relevant.

Ebenso sollte die Forderung nach gentechnik-freien Zonen in besonders geschützten Gebieten durch internationale Abkommen und Richtlinien (EU-Vogelschutzrichtlinie, Ramsar-Konvention, usw.) in allen EU-Mitgliedsländern bekräftigt werden. Das viel zitierte Verschlechterungsverbot für NATURA 2000-Gebiete unterstreicht die europaweite Gültigkeit dieser Forderung.

7.2.7.2 Schutzziele mit nationaler oder regionaler Relevanz

Weiters sollten an die Agrarlandschaft gebundene Vogelarten aus der Roten Liste Österreich bzw. der Roten Listen der Steiermark und Niederösterreich als Schutzgut definiert werden. Dementsprechend sind diese Arten als Schutzziel von nationaler oder regionaler Gültigkeit.

Als Schutzziel wird die Erhaltung der Biodiversität definiert. Besonderes Augenmerk sollte in dieser Hinsicht auch auf (noch) häufige Arten gelegt werden, da gerade in der Kulturlandschaft diese Charakterarten alarmierende Bestandseinbußen hinnehmen mußten. Die „typischen Arten einer reich strukturierten Kulturlandschaft“ sind von nationaler bzw. regionaler Bedeutung. Dementsprechend ist eine Auflistung regionenspezifisch vorzunehmen.

Die als besonders bedeutende Lebensräume eingestuften Strukturen in der Agrarlandschaft müssen regionenspezifisch definiert werden. Als Lebensraum für Anhang I-Arten können sie jedoch auch als Schutzziel von europäischer Relevanz sein.

7.3 Schutzgüter nach der Fauna-Flora-Habitatrichtlinie

Die Europäische Union hat zum Schutz und zur Förderung der biologischen Vielfalt am 21.5.1992 die „Richtlinie 92/43/EWG zur Erhaltung der natürlichen Lebensräume sowie der wildlebenden Tiere und Pflanzen“ (kurz: FFH-Richtlinie) verabschiedet. Zur Wiederherstellung oder Wahrung eines günstigen Erhaltungszustandes der natürlichen Lebensräume und der Arten von gemeinschaftlichem Interesse sind besondere Schutzgebiete auszuweisen, die ein kohärentes europäisches ökologisches Netz bilden sollen. Dieses Netzwerk wird „Natura 2000“ genannt und enthält auch die von den Mitgliedstaaten aufgrund der Richtlinie 79/409/b EWG (Vogelschutz-Richtlinie) ausgewiesenen Vogelschutzgebiete (SPA).

In den Anhängen I und II der FFH-Richtlinie sind jene Lebensräume und Arten aufgelistet, welche durch das NATURA 2000-Netz geschützt werden müssen. Innerhalb der Arten und Lebensräume von gemeinschaftlichem Interesse gibt es „prioritäre natürliche Lebensraumtypen“ und „prioritäre Arten“. Es sind dies auf dem Gebiet der Mitgliedstaaten vom Verschwinden bedrohte Lebensräume oder Arten, für die der Gemeinschaft besondere Verantwortung zukommt. In den Anhängen sind diese Lebensräume und Arten mit einem Sternchen (*) gekennzeichnet (aus ELLMAUER et al., 1998; 1999).

7.3.1 Pflanzenarten und Lebensräume nach Anhang I und II der FFH-Richtlinie

In Österreich kommen 18 Gefäßpflanzenarten des Anhangs II der FFH-Richtlinie vor. Drei Arten werden als prioritäre Arten und 15 als nicht prioritäre Arten geführt, wobei von letzteren drei Arten nach der Roten Liste (NIKL FELD, 1999) als ausgestorben gelten (*Aldrovanda vesiculosa*, *Coleanthus subtilis*, *Saxifraga hirculus*).

Von den geschützten Habitattypen der FFH-Richtlinie kommen 22 prioritäre und 43 nicht prioritäre Lebensraumtypen in Österreich vor (aus TRAXLER & ELLMAUER, 1999).

Obwohl die meisten NATURA 2000-Gebiete Österreichs natürliche oder naturnahe Lebensräume abdecken, sind in manchen Gebieten auch Kulturlandschaften und Agrarflächen erhalten. Die darin enthaltenen Habitate der FFH-Richtlinie genießen daher auch den entsprechenden rechtlichen Schutz.

In den folgenden Tabellen (23-26) werden jene FFH-Lebensräume genannt, die in landwirtschaftlich genutzten Gebieten vorkommen bzw. jene naturnahen Lebensräume, die aufgrund ihrer Standortseigenschaften eine erhöhte Invasibilität vermuten lassen. Theoretisch können aufgrund der Erkenntnisse der Neophytenphytenforschung wesentlich mehr Lebensräume durch standortfremde Arten besiedelt werden.

Tab. 23: FFH-Lebensräume in der Agrarlandschaft (aus TRAXLER & ELLMAUER, 1999).

Code	Lebensraum	Standorte
Prioritär geschützte Lebensräume		
1530	Halophile pannonische Lebensräume	Gesellschaftsfragmente in Abbaugruben mit schweren Böden und als ansalzige Stellen in Äckern und Grünland; Bsp.: Salzsteppe Baumgarten, Zwingendorfer Glaubersalzböden
6210	Trespen-Schwingel-Kalktrockenrasen	südexponierte Böschungen, Raine
6250	Lößtrockenrasen	Lößböschungen und Raine
Nicht prioritäre Lebensräume		
3132	Zwergbinsengesellschaften	Feuchte Äcker und Ackersutten

Tab. 24: FFH-Lebensräume in bewirtschafteten Grünlandgebieten (aus TRAXLER & ELLMAUER, 1999).

Code	Lebensraum	Standorte
Nicht prioritäre Lebensräume		
6410	Pfeifengraswiesen	extensiv bewirtschaftete Streuwiesen der planaren bis montanen Höhenstufe, dominiert vom Pfeifengras, auf wechselfeuchten bis nassen nährstoffarmen, stark humosen bis torfigen Böden
6440	Brenndolden-Auenwiesen	regelmäßig überschwemmte Wiesen großer Flußtäler der kontinental-subkontinentalen Klimagebiete über schweren Alluvialböden
6510	Glatthaferwiesen	extensive, artenreiche Heugras-Wiesen von der planaren bis in die montane Stufe (bis ca. 1.000 m Seehöhe), welche nur wenig bis mäßig gedüngt und ein- bis zweimal jährlich – nach der Grasblüte – gemäht werden
6520	Goldhaferwiesen	extensive, artenreiche Heugras-Wiesen von der montanen bis in die subalpine Stufe (oberhalb von ca. 1.000 m Seehöhe), welche nur wenig bis mäßig gedüngt und ein bis zwei Mal jährlich gemäht werden

Tab.25: Naturnahe FFH-Lebensräume mit erhöhter Invasibilität (aus TRAXLER & ELLMAUER, 1999).

Code	Lebensraum	Standorte
Nicht prioritäre Lebensräume		
3270	Zweizahnfluren schlammiger Ufer	Schlammufer von Flüssen und Stillgewässern
6431	Nitrophile Säume und Schleiergesellschaften	nitrophile, staudenreiche Saumgesellschaften entlang von Gräben, Bächen, Flüssen oder Auwäldern der montanen bis subalpinen Höhenstufe

7.3.2 Insekten der Agrarlandschaft nach Anhang II der FFH-Richtlinie

In Österreich sind 66 Tierarten im Anhang II der FFH-Richtlinie angeführt (PAAR et al., 1998) (darunter 21 Insektenarten) – vier Arten sind ausgestorben oder gelten derzeit als verschollen (davon zwei Insektenarten).

In den einzelnen Bundesländern ist das Vorkommen der Arten unterschiedlich, prioritäre Arten kommen aber in jedem Bundesland vor. Folgende zwei prioritäre Arten kommen sogar im gesamten Bundesgebiet vor, die Spanische Flagge, *Callimorpha quadripunctaria* (Bärenspinner; Großschmetterling), und der Juchtenkäfer, *Osmoderma eremita* (Blatthornkäfer). Weiters befinden sich die vier Libellenarten, Helm-Azurjungfer (*Coenagrion mercuriale*), Große Moosjungfer (*Leucorrhinia pectoralis*), Grüne Keiljungfer (*Ophiogomphus cecilia*) und Bileks Azurjungfer (*Coenagrion hylas*) im Anhang II der FFH-Richtlinie. Da Libellen eine wichtige Rolle als Bioindikatoren für Fließgewässer und andere Feuchtgebiete darstellen (RAAB & CHWALA, 1997), sind Agrarlebensräume für ihr Vorkommen nicht unmittelbar von Bedeutung.

In der folgenden Tabelle 26 werden nur jene Insektenarten angeführt, die in der FFH-Richtlinie stehen und aufgrund ihres Vorkommens und ihrer ökologischen Ansprüche für Agrarlebensräume relevant sind.

Tab. 26: Insekten aus Anhang II der FFH-Richtlinie (aus PAAR et al., 1998), für die Agrarlebensräume eine Bedeutung haben.

FFH-Nr.	Wiss. Artname	Deutscher Artname	Rote Liste Österr.	Biogeograph. Region	Ökologische Ansprüche
1060	<i>Lycaena dispar</i>	Großer Feuerfalter	2	K	Feuchtwiesen mit hygrophilen Ampferarten als Raupennahrung
1061	<i>Maculinea nausithous</i>	Dunkler Ameisenbläuling	2	K, A	Feuchtwiesen mit Wiesenknopfvorkommen (<i>Sanguisorba officinalis</i>) und Knotenameisen (<i>Myrmica</i> sp.)
1059	<i>Maculinea telejus</i>	Großer Ameisenbläuling	2	K, A	Feuchtwiesen mit Wiesenknopfvorkommen (<i>Sanguisorba officinalis</i>) und Knotenameisen (<i>Myrmica</i> sp.)
1052	<i>Hypodryas-maturna</i>	Veilchen-Scheckenfalter	3	K, A	Feuchte Waldwiesen

Abkürzungen: A = alpine Region; K = kontinentale Region.

7.4 Schützenswerte Pflanzengesellschaften

In Österreich finden sich 813 pflanzensoziologische Assoziationen und ranglose Gesellschaften, die in den „Pflanzengesellschaften Österreichs“ (GRABHERR et al., 1993) beschrieben sind. Pflanzengesellschaften bieten gegenüber einzelnen Arten den Vorteil, daß sie die Standortqualität umfassender ausdrücken. An Charakterarten verarmte Gesellschaften weisen auf beginnende Standortveränderungen oder Übergänge hin, obwohl durchaus noch schützenswerte Arten vorkommen können.

In den folgenden Unterkapiteln sollen nur jene Pflanzengesellschaften der ackerbaulich genutzten Kulturlandschaften und begleitenden Pionierbiotopen kurz beschrieben werden, die naturschutzfachlich wertvoll sind. Eine automatische Gefährdung all dieser Gesellschaften durch den Anbau von GVO ist jedoch nicht gegeben. Viele der erwähnten Gesellschaften kommen in der intensiv genutzten Ackerlandschaft nicht mehr vor. Es handelt sich daher um eine Aufzählung von ökologischen Schutzgütern, die einerseits für Fragen der Biodiversität von Wildkrautgesellschaften, aber im Bedarfsfall auch für Monitoring von GVO herangezogen werden können. Wesentliche Kriterien der Auswahl waren: Schutzwürdigkeit und Invasibilität durch GVO.

Grünlandgesellschaften werden hier nicht behandelt, obwohl sie höchste Relevanz haben, wenn es zu Freisetzungen von transgenen Gräsern kommen sollten.

Pflanzengesellschaften sind vegetationsökologische Einheiten auf einem höher aggregierten Niveau als Arten. Die Anwesenheit von GVO, deren Kreuzungsprodukte oder der Herbizideintrag vermögen die Artzusammensetzung von Pflanzengesellschaften besonders im Ackerrandbereich grundlegend zu verändern (TIEDJE et al., 1989). Es kann zur Verarmung innerhalb der Pflanzengesellschaft oder zur Ausbildung anderer (auch neuer) Pflanzengesellschaften kommen.

Pflanzengesellschaften werden mittels diagnostischer Artenkombinationen (Kenn-, Trennarnten und konstanten Begleitern) definiert. Grundlage hierfür sind pflanzensoziologische Auf-

nahmen, die eine vollständige Erfassung aller Pflanzen eines konkreten und homogenen (ökologisch gleichartigen) Bestandes darstellen. Mittels auf floristischer Ähnlichkeit beruhenden Ordnungsverfahren (z. B. Klassifikation) wird meist aus einer Vielzahl an Aufnahmen die diagnostische Artenkombination einer Pflanzengesellschaft generiert. Pflanzengesellschaften (Assoziationen) werden nach Ähnlichkeitsmustern in ein hierarchisches System eingebettet und sind Bestandteil höherer syntaxonomischer Einheiten wie Klassen, Ordnungen und Verbände. Das Konzept der Pflanzengesellschaften ist stark auf die floristische Zusammensetzung ausgerichtet, während Biotoptypen die Standortparameter in den Vordergrund rücken.

Pflanzengesellschaften eignen sich für ein Monitoring, wenn einerseits über eine Vielzahl von Untersuchungsgebieten genügend Aufnahmen gemacht werden können (Diversität der Pflanzengesellschaften). Andererseits liegen eine Unzahl von pflanzensoziologischen Aufnahmen für Österreich als Vergleichsmaterial vor und erlauben somit auch eine Interpretation über die Veränderung einer einzigen Aufnahmefläche. Zum Beispiel können Übergänge einer Gesellschaft in eine andere erkannt werden und daraus die veränderten ökologischen Bedingungen dieses Standortes abgeleitet werden.

Eine Liste der gefährdeten Pflanzengesellschaften existiert noch nicht, obwohl sich z. T. aus den Gesellschaftsbeschreibungen und der diagnostischen Artenkombination eine grobe Gefährdungssituation ableiten läßt. Im folgenden werden jene syntaxonomischen Einheiten (z. B. Assoziation, Verband, Klasse) genannt, die einerseits als gefährdet erachtet werden (Schutzgut), und andererseits in der Agrarlandschaft vorkommen bzw. eine erhöhte Invasibilität vermuten lassen. Ein Schwerpunkt soll auf den Acker-Wildkrautgesellschaften liegen. Die Zusammenstellung stellt einen ersten groben Überblick dar, der etwa die Wiesen- und Waldgesellschaften und die Assoziationen mit geringerem anthropogenen Einfluß außer acht läßt, obwohl auch hier eine Einwanderung von transgenen Pflanzen nicht gänzlich auszuschließen ist.

7.4.1 Segetalgesellschaften (Ackerwildkräuter)

7.4.1.1 Stellarietea mediae (Terophytenreiche synanthrope Gesellschaften)

Die Klasse enthält therophytenreiche Gesellschaften auf oft gestörten, meistens lockeren Böden anthropogenen Ursprungs. Die Hauptursachen der Störungen sind bei den segetalen Gesellschaften die regelmäßige Bodenbearbeitung, bei ruderalen Gesellschaften die Anhäufung von anthropogenem Material, z. B. auf Bauflächen und Müllhaufen.

Die Dominanten sind einjährige Kräuter mit ruderaler Strategie. Sie sind gute Kolonisatoren des Neopedons und zeigen eine regressive Haltung während der Sukzession. Die Störung wirkt hemmend auf die progressiven Sukzessionsprozesse und fördert die Regeneration der annuellenreichen Vegetation.

Für die Segetalvegetation ist typisch, daß sich im Laufe eines Jahres Bestände mit verschiedener floristischer Zusammensetzung abwechseln. Genauso können dann bei den synökologischen Bedingungen zyklische Veränderungen beobachtet werden. In einem Jahr können mehrere Agroökophasen auf einer Fläche alternieren.

Die Gesellschaften der Ordnung Sisymbrietalia werden im Folgekapitel 7.4.2 über anthropogene Ruderalbiotope besprochen.

CENTAUREETALIA CYANI

Unkrautgesellschaften der Winter- und Sommerfruchtkulturen auf basenreichen Böden.

Caucalidion lappulae (Mohnäcker)**Caucalido daucoidis-Scandicetum pecten-veneris**

Das *Caucalido-Scandicetum* ist bzw. war die artenreichste und bunteste unter den Getreide-Unkrautgesellschaften. Sie wuchs früher flächendeckend auf Rendsinen, skelettreichen Braunerden und Löß-Parabraunerden in den trockensten Klimagebieten Mitteleuropas.

Camelino microcarpae-Anthemidetum austriacae**Euphorbio exiguae-Melandrietum noctiflori****Adonido-Delphinietum consolidae**

Das *Adonido-Delphinietum* ist eine Getreide-Unkrautgesellschaft der inneralpinen Trockeninseln. Auf österreichischem Gebiet kommt die Gesellschaft in den trockensten Teilen der Oberinntaler Trockeninsel, und zwar bei Ried, Kauns und Nauders vor. Die Habitate sind Getreidefelder mit Roggen, Gerste, Weizen und Hafer auf trockenen, kalkhaltigen Moränen- und Schotterböden zwischen 800-1.000 m. In der Gesellschaft kommen mehrere seltene Ackerunkräuter vor, z. B. *Adonis aestivalis*, *Agrostemma githago*, *Melampyrum arvense*.

Veronico-Euphorbion (Erdrauch-Wolfsmilch-Gesellschaften)

Der Verband *Veronico-Euphorbion* vereinigt Segetalgesellschaften in Hackfruchtkulturen mit hohen Temperaturansprüchen.

Geranio rotundifolii-Allietum (Weinbergslauch-Gesellschaft)**CHENOPODIETALIA ALBI**

Unkrautgesellschaften der Winter- und Sommerfruchtkulturen auf basenarmen Böden.

Arnosseridion minima (Lämmersalad-Äcker)

Die Bestände sind auf sandigen, sauren und nährstoffarmen Quarzsandböden ausgebildet. Die typische Getreidekultur ist Roggen.

Sclerantho annui-Arnoseridetum minima (Lämmersalad-Gesellschaft)***Scleranthion annui (Windhalm-Verband)***

Die Gesellschaften des *Scleranthion* sind an mineralarme, kalkfreie, saure bis neutrale, leichte sandig-lehmige bis schwere lehmige Böden gebunden. Man findet sie im Getreide, in Gartenkulturen und stellenweise auch am Rande von Weinbergen.

Papaveretum argemones**Anthemido ruthenicae-Sperguletum arvensis****Vicio pseudovillosae-Legousietum**

Das *Vicio pseudovillosae-Legousietum* ist eine lokale Unkrautgesellschaft der Südkärntner Eiszerfallandschaft.

Spergulo-Oxalidion

Dieser Verband umfaßt Unkrautgesellschaften von Hackfruchtkulturen und teilweise auch Ruderalgesellschaften frischer Lehmaufschüttungen, deren Boden die für Hackfruchtkulturen typische Samenbank enthält.

Panico-Setarion

Die durchwegs häufigen Gesellschaften des Panico-Setarion sind hauptsächlich in Mittel- und Nordwesteuropa verbreitet, wo schon viele der thermisch anspruchsvollen Arten zurücktreten.

Stachyo annui-Setarietum pumilae

Das Stachyo annui-Setarietum ist ein seltener Vegetationstyp, der flachgründige, skelettreiche und karbonatreiche Böden bevorzugt.

ERAGROSTIETALIA (Hirsen- und Fuchsschwanzreichen Gesellschaften)***Salsolion ruthenicae***

Dieser Verband enthält lückige, artenarme ruderale Gesellschaften, die in der Regel auf kalkhaltigen, sandigen Substraten vorkommen. Die Gesellschaften finden sich auf kiesig-sandigen Sedimenten sowie auf ruderalisierten Stellen von Sanddünen im Marchfeld.

Setario-Plantaginetum indicae

Von *Plantago arenaria* dominierte Gesellschaften sind lückig und kommen auf Standorten mit hoher Sonneneinstrahlung vor. Die Böden sind sandig, durchlässig und trocken. Mit Sicherheit konnte diese Gesellschaft bis heute nur im Seewinkel festgestellt werden.

Chenopodietum botryos***Euphorbion prostratae***

Ruderale Gesellschaften auf krümeligen, sandigen Böden des Binnendünensystems des Marchfeldes und in der Umgebung von Sandgruben in den Talauen.

Chamaesyco humifusae-Oxalidetum corniculatae***Matricario chamomillae-Chenopodion albi***

Ackerunkrautgesellschaften der versalzten Böden. Die Ackerunkrautgesellschaften auf versalzten Böden sind äußerst gefährdet durch die Trockenlegung und Senkung des salzführenden Grundwasserhorizontes. Die Standorte stehen am Rande des landwirtschaftlichen Interesses, die Felder werden daher aufgelassen oder in Grünland umgewidmet.

Matricario chamomillae-Atriplicetum littoralis

Früher kam diese Assoziation im Seewinkel am Neusiedler See vor. Fragmente wurden auch bei Baumgarten an der March und bei Gallbrunn/NÖ (hier wieder erloschen) aufgenommen (HOLZNER, 1973).

7.4.2 Anthropogene Ruderalstandorte**7.4.2.1 Polygono arenastri-Poetea annuae (Einjährigen Trittpflanzengesellschaften)**

Typische Standorte sind Weg- und Pfadränder, Mittelstreifen der Feld- und Waldwege zwischen den Fahrrinnen, Sport- und Spielplätze.

Innerhalb der ansonsten weit verbreiteten Gesellschaften gibt es zwei schützenswerte Assoziationen.

Sclerochloo-Polygonetum arenastri (Hartgras-Trittrasen)

Die Gesellschaft kommt in den wärmsten Gebieten Österreichs auf betretenem lehmig- oder lehmig-tonigem Substrat (Löß) vor.

Rumici acetosellae-Spergularietum rubrae (Spörgel-Bruchkraut-Tritfflur)

Die thermophile, offene Gesellschaft besiedelt skelettreiche Schotter- und Sandböden, meistens auf Bahnanlagen.

7.4.2.2 Stellarietea mediae (Therophytenreiche synanthrope Gesellschaften)

SISYMBRIETALIA

Die Ordnung Sisymbrietalia ist ein zentrales Syntaxon der Ruderalvegetation der gemäßigten Zone Europas. Gestörte anthropogene Habitats (z. B. Erdaufschüttungen, frische Brachen, Wegränder mit lockeren oder mäßig gesetzten Böden) sind für diese therophytenreichen Gesellschaften typisch. Die Störungen, die in verschiedener Art und Weise sowie Intensität die Standorte dieser Gesellschaften charakterisieren, selektieren Typen mit hoher Reproduktionsfähigkeit. Von den mehrjährigen Arten kommen am häufigsten Bienen vor.

In diesen Habitats treten mit Vorliebe auch verwilderte Kulturarten auf!

Sisymbrium officinalis

Zum Verband *Sisymbrium officinalis* gehören Gesellschaften kleinwüchsiger und aufrechter winterannueller Gräser und Kräuter. Der Verband umfasst auch Gesellschaften von mittelhohen Winterannuellen aus den Familien Brassicaceae (*Descurainia sophia*, *Sisymbrium altissimum*, *S. loeselii*, *S. officinale*) und Cichorioideae (*Lactuca serriola*). Diese Arten sind in Mitteleuropa entweder indigen oder Archeophyten.

Sisymbrium altissimi

Lactuco-Diplotaxietum tenuifoliae

Atriplicion nitentis

Die Phytozönosen des *Atriplicion nitentis* besiedeln Lehmböden mit höherem Stickstoffgehalt. In diesen Verband dringen die in Osteuropa expansivsten Arten *Iva xanthiifolia*, *Artemisia annua*, *Cannabis ruderalis*, *Ambrosia artemisiifolia*, *Bassia scoparia* und *Amaranthus powellii* ein. Sie gehören zu den Familien Chenopodiaceae (schwerpunktmäßig in ariden Gebieten Osteuropas und Mittelasiens verbreitet) und Amaranthaceae (amerikanische Adventivarten), welche ihr symphänologisches Optimum im Spätsommer erreichen.

Atriplicetum roseae

Das *Atriplicetum roseae* ist die seltenste Melden-Gesellschaft in Mitteleuropa.

Kochietum densiflorae

Die typischen Habitats sind Aufschüttungen, Planierungen, Straßenränder und Ödland.

Malvion neglectae

Das *Malvion neglectae* enthält zum Großteil einschichtige, ruderale, therophytenreiche Gesellschaften mit dem symphänologischen Optimum im Sommer. Das Substrat bilden anthropogene Abfälle oder schwach verdichtete Böden mit hohem Gehalt an organischen, oft mit Stickstoffverbindungen aus Spülwasser oder Jauche angereicherten Stoffen.

Hyoscyamo nigri-Malvetum neglectae

Heute sind nur mehr floristisch stark verarmte Bestände anzutreffen.

Malvetum pusillae

Es handelt sich um eine seltene Ruderalgesellschaft, die gewöhnlich auf von Geflügel gestörten Böden, auf Höfen und entlang von Zäunen und Dorfstraßen vorkommt.

Malvo neglectae-Chenopodietum vulvariae

Diese Gesellschaft wird von der seltenen und gefährdeten Art *Chenopodium vulvaria* bestimmt. Sie kommt hauptsächlich am Fuß von Mauern auf leicht betretenen Ruderalböden vor.

ARTEMISIETEA VULGARIS

Eurosibirische ruderaler Beifuß- und Distelgesellschaften und halbruderaler Pionier-Trockenrasen.

Die Klasse ist durch nitrophile bis schwach nitrophile Gesellschaften von mehrjährigen (biennen und perennierenden) Stauden mit überwiegender C-R-Strategie gekennzeichnet. Diese Gesellschaften bevorzugen typische Ruderalstandorte mit moderaten bis niedrigen Störungsraten, wie z. B. Ödland, alte Mistplätze, Raine, Straßen- und Eisenbahnböschungen. Gräser spielen in diesen Ruderalgesellschaften eine beachtliche Rolle.

ONOPORDETALIA ACANTHII (Xerotherme zweijährige Ruderalgesellschaften)

Die Ordnung Onopordetalia faßt eine breite Gruppe synanthroper thermophiler und subthermophiler Gesellschaften zusammen. Die Gesellschaften besiedeln ruderaler, aufgeschüttete, austrocknende, lehmige bis sandige Böden mit hohem Skelettgehalt. In Österreich konzentrieren sich die Gesellschaften dieser Ordnung auf die planare und kolline Stufe.

Onopordion acanthii (Wärmebedürftige Distelfluren)

In Mitteleuropa sind die Gesellschaften des Verbandes ein zurückgehender Typ archäophytischer Ruderalvegetation der ländlichen Siedlungen. In Städten und ihrer Umgebung kommen sie nur fragmentarisch vor. Sie besiedeln lehmige bis lehmig-sandige anthropogene Böden, oft mit hohem Lößgehalt und reich an Nährstoffen. Die Gesellschaften kommen auf sonnigen Flächen entlang von Straßen auf Erdaufschüttungen, an ruderalisierten Berghängen, auf Ödland und Viehlägern in der planaren und kollinen Stufe vor. Das Zentrum ihrer Verbreitung befindet sich im kontinentalen und subkontinentalen Teil Europas; in Österreich reicht die Verbreitung in das Pannonicum und in die klimatisch-kontinentalen Trockeninseln der Alpen.

Onopordetum acanthii

Lappulo heteracanthae-Onopordetum acanthii

Potentillo argenteae-Artemisietum absinthii

Salvio-Marrubietum peregrini

(Ruderaler Lößflur mit Hain-Salbei und Ungarischem Andorn)

Das Salvia-Marrubietum ist eine der artenreichsten Ruderalgesellschaften Mitteleuropas. Im typischen Fall besiedelt es gestörte Habitate an Ortsrändern, z. B. Lößböschungen und Straßenränder, und mitunter auch große Freiflächen innerhalb der Dörfer im Marchfeld und im nördlichen Burgenland.

Cirsietum eriophori

Das Cirsietum eriophori kommt im Bundesland Salzburg (wo die Wolldistel unter gesetzlichem Schutz steht.) in den Kalkvoralpen (Osterhorngruppe), den Kitzbühler Alpen und im Rauriser Tal sehr zerstreut vor. Hier bevorzugt das Cirsietum eriophori trockene, mäßig stickstoffbeeinflusste Standorte an Weggraben, Straßenrändern und in Extensivweiden der montanen Stufe über kalkhaltigem Untergrund.

Lappulo echinatae-Cynoglossetum

Erysimo wittmannii-Hackelion

Das Erysimo-Hackelion beinhaltet die merkwürdigsten "ruderalen" Gesellschaften überhaupt. Sie sind auf Balmen (Felsüberhänge) und Höhleneingänge beschränkt und sind als Folge nichtanthropogener (natürlicher) Störungen entstanden. Die Balmen haben immer als Refugium für Wild (Gemse, Hirsch, Reh) oder Greifvögel gedient. Ein Teil der Arten, welche zur Familie der Boraginaceae gehören (*Asperugo procumbens*, *Cynoglossum officinale*, *Lappula*

deflexa, *L. squarrosa*), haben mit Widerhaken versehene Früchte; *Chenopodium foliosum* mit seinen erdbeerähnlichen Früchten ist endozoochor; einen Teil stellen boleochores Arten, wie z. B. *Hymenolobus procumbens*, *Arabis nova*, *Sisymbrium austriacum*. Viele von diesen Arten können als Relikte angesehen werden. Die Balmengesellschaften sind als Zeugen der Urgeschichte der Ruderalvegetation schützenswert.

Hackelio deflexae-Chenopodietum foliosi

Cynoglosso-Chenopodietum boni-henrici

Arction lappae

Die Gesellschaften besiedeln nitratreiche Substrate auf typischen ruderalen Standorten, wie z. B. Müllhaufen, Ödland, älteren Erdaufschüttungen und Trümmerhaufen; weiters bilden sie Säume entlang von Gartenzäunen und Mauern, besonders auf Bauernhöfen.

Arctietum lappae

Große Bestände des Arctietum lappae kommen auf Müllhaufen, bei Bauernhöfen, auf Ödflächen an Dorfrändern und in Siedlungen entlang von Zäunen und Mauern sowie in aufgelassenen Gärten vor. Das Arctietum lappae ist ein alter rustikaler Vegetationstyp, der viele Heilpflanzen enthält. Als Folge der fortgeschrittenen Dorferneuerung tritt es stark zurück oder wird weiterhin nur in verarmten Ausbildungen gefunden.

Hyoscyamo-Conietum maculati

Das Hyoscyamo-Conietum maculati ist eine klassische Gesellschaft auf Bauernhöfen.

Balloto-Marrubietum vulgaris

Urtico urentis-Chenopodietum boni-henrici

Diese seltene und überall in Mitteleuropa gefährdete Gesellschaft wurde nur in Dörfern an den Hangfüßen von niederschlagsreicheren Gebirgen gefunden. Sie kommt in Dorfgehöften, um Misthaufen, an Stalleingängen, entlang von Gartenzäunen, Mauerfüßen, bei Viehstallungen, an Siedlungsrändern usw. auf lockeren und nitratreichen Böden vor.

AGROPYRETALIA REPENTIS

Die Ordnung Agropyretalia repentis umfaßt artenarme ruderale und semiruderale Gesellschaften von Rhizomgeophyten und zum Teil auch ausdauernden Kräutern, die allerdings arm an einjährigen Pflanzen sind.

Convolvulo-Agropyron repentis (Ruderale Halbtrockenrasen)

Diplotaxidi tenuifoliae-Agropyretum repentis

Convolvulo-Brometum inermis

Melico transsilvanicae-Agropyretum repentis

Poo compressae-Anthemidetum tinctoriae

Elymo repentis-Seselietum libanotis

Agropyro-Kochion (Halbruderale Lößkanten-Fluren)

Agropyro cristati-Kochietum prostratae (Kamm Quecke-Radmelde-Lößkanten-Flur)

Die Lößtrockenrasen des Weinviertels bilden mit den angrenzenden, gestörten ("abgeblasenen") Lößkanten und -wänden einen Vegetationskomplex, der als eine edaphische Steppe angesprochen werden kann. Ein Teil der Lößkanten-Habitate scheint auf natürlichen, fluvialen Einfluß zurückzugehen. Teils handelt es sich um sekundäre Standorte, die menschlicher Einwirkung ausgesetzt sind (z. B. durch die Anlage von Hohlwegen oder "Kellergassen". Die Steilheit und die sonnige, südexponierte Lage unterstreichen den Charakter dieser halbrude-

ralen Lößhabitats mit reliktärem Vorkommen von *Bassia prostrata* und *Krascheninnikovia ceratoides*. Im Gegensatz zum postglazialen, wärmezeitlichen Alter der Lößsteppe werden die beiden Arten als hoch- und spätglaziale Relikte angesehen.

Die Gesellschaft ist allerdings in Österreich nur fragmentarisch entwickelt, weil die diagnostischen Arten des *Agropyro-Kochietum* an ihren Fundorten nie gemeinsam auftreten.

7.4.3 Naturnähere, anthropogen beeinflusste Standorte

7.4.3.1 Galio-Urticetea (Nitrophile Säume, Uferstaudenfluren, anthrop. Gehölzges.)

Die heutige Kulturlandschaft umfaßt eine ganze Reihe von Kleinhabitats, die viele Linearstrukturen enthalten, wie z. B. Hecken, Waldsäume, Raine, Remisenränder, Bach- und Gewässerufer. Diese Habitats sind meistens durch Reichtum an Basisnährstoffen gekennzeichnet und bieten geeignete Wuchsstandorte für anspruchsvolle Hochschaffpflanzen, die sogenannte nitrophile Saumgesellschaften aufbauen. Die typischen Saumpflanzen sind Arten mit kompetitiv-ruderaler Strategie; sie sind oft Winterannuelle oder echte Bienne, ausgezeichnet durch schnelles Wachstum und große Samenproduktion. Einige sind sehr erfolgreiche Konkurrenten mit vegetativer Wachstumsstrategie und einem sehr effektiven Apparat zur Verwertung der hohen Stickstoff- (z. B. *Anthriscus sylvestris*, *Chaerophyllum* spp.) und Phosphatvorräte (z. B. *Urtica dioica*) im Boden.

In tieferen, niederschlagsärmeren Lagen (planare bis kolline Stufe) mit niedrigeren Niederschlagsmengen stellen die Säume durch die Schutzwirkung der benachbarten Wälder und Gebüsche ein mesophiles Refugialhabitat dar. Vielfältiger und großräumiger entwickelt sind die Saumgesellschaften in den höheren Lagen, der submontanen und montanen Stufe. Einige "saumartige" und hochstaudenreiche Gesellschaften erreichen die subalpine und alpine Stufe; diese gehören allerdings zu anderen Syntaxa (Mulgedio-Aconitetea). Die besprochenen Saumgesellschaften werden in ausgesprochen trockenen Gebieten, also im Wuchsbezirk der Flaumeichen-Wälder, von den thermophilen Saumgesellschaften der Klasse Trifolio-Geranietea abgelöst. Hier, sowie im Bereich der Hainbuchen- und teilweise auch der Buchenwälder sind die nitrophilen Saumgesellschaften ausschließlich anthropogenen Ursprungs (Lamio albi-Chenopodietalia). Die angrenzenden Wälder dienen dabei als Ausbreitungsquelle der Apophyten. Das sind Pflanzen, die ursprünglich in natürlichen Gesellschaften beheimatet waren und später in von Menschen geschaffene Habitats, z. B. Waldränder und -lichtungen, eindringen konnten.

Häufig trifft man an Gewässerrändern in der planaren bis montanen Stufe typische Zonationsysteme, welche teilweise natürliche Saumgesellschaften (*Convolvuletalia sepium*) umfassen. In niedrigeren Lagen sind sie durch menschlichen Einfluß stark beeinträchtigt und vielerorts durch Neophyten verändert.

LAMIO ALBI-CHENOPODIETALIA BONI-HENRICI

Nitrophile Staudenfluren, Saum- und Verlichtungsgesellschaften

Galio-Alliarion

Thermophile Säume halbschattiger und schattiger Standorte

Sambucetum ebuli

Conio-Chaerophylletum bulbosi

Anthriscetum trichospermi

Anthriscum-Asperugetum procumbentis

Impatienti noli-tangere-Stachyion sylvaticae

Frische Waldsäume und Schlagfluren

Aegopodium podagrariae

Giersch-Saumgesellschaften

Sisymbrium strictissimi**Elymus caninus-Gesellschaft****CONVOLVULETALIA SEPIUM (Schleier-Gesellschaften)*****Senecionion fluviatilis* (Flußgreiskraut-Schleiergesellschaften)**

Im Verband *Senecionion fluviatilis* werden Saumgesellschaften der Ufer und Böschungen von Fließgewässern mit Verbreitungsschwerpunkt in der planaren und kollinen Stufe zusammengefaßt.

Senecionetum fluviatilis***Artemisia verlotiorum*-Gesellschaft*****Petasition officinalis* (Pestwurz-Fluren)**

Der Verband *Petasition officinalis* umfaßt natürliche Saumgesellschaften schmaler Bachalluvionen und sickerwasserreicher, schattiger Waldränder und -schläge.

Chaerophyllo-Petasitetum officinalis***Arunco-Petasitetum albi******Equisetum telmateia*-Gesellschaft****7.4.3.2 *Epilobietea angustifolii* (Klasse der Schlagfluren und Vorwald-Gehölze)**

Die Struktur und Dynamik der Lichtungfluren und Kahlschläge wird durch Störung beeinflusst und gelenkt. Durch Absterben der Bäume oder durch Naturkatastrophen (Großbrand, Insektenplagen, Windbrüche) entstehen im Wald Vegetationslücken. Dabei kommt es zu drastischen Änderungen im Licht-, Bodenfeuchtigkeit- und Humusabbauregime, die neue ökologische Möglichkeiten für störungsgeförderte Vegetationsgruppierungen eröffnen.

Die frischen Schläge fördern vor allem eine Massenausbreitung von Arten mit ruderaler und kompetitiv-ruderaler Strategie (annuelle oder perennierende Arten mit Guerilla-Strategie), so daß sich sehr bald eine hohe Gras- und Krautschicht mit *Calamagrostis epigejos* (auf nährstoffarmen Böden) oder *Sambucus ebulus*, *Arctium nemorosum* und *Eupatorium cannabinum* (auf nährstoffreichen Böden) bildet. Das Aufkommen der Bäume wird besonders durch die starke Konkurrenz von Seiten der Hochkräuter gehemmt.

Auf die Gesellschaften wird hier nicht näher eingegangen.

7.4.3.3 *Trifolio-Geranietea sanguinei* (Thermophile und subthermophile Saumgesellschaften)

Die Klasse umfaßt sowohl primäre als auch sekundäre thermophile Saumgesellschaften, wie sie vorwiegend an Gebüsch- und Waldrändern vorkommen. Die Saumgesellschaften schließen entweder direkt an einen Wald an oder sind von diesem durch einen Mantel getrennt. Säume grenzen auch meist direkt an Wiesen (unter mesischen Bedingungen) oder Trockenrasen (unter xerischen Bedingungen). Am artenreichsten und buntesten sind die Saumgesellschaften der relikitären Flaumeichenwald-Exklaven Mitteleuropas. Hier gesellen sie sich zu verschiedenen *Prunetalia*- und *Quercetalia pubescentis*-Gesellschaften und bilden mit diesen schutzwürdige Vegetationskomplexe.

ORIGANETALIA VULGARIS

Die Ordnung Origanetalia umfaßt Saumgesellschaften auf nährstoffreichen Substraten. Sie ist im gesamten Verbreitungsareal der Klasse verbreitet und bis heute nur aus Europa bekannt.

Geranion sanguinei

Der Verband umfaßt xerophile und subxerophile Saumgesellschaften, die in einem Komplex zusammen mit Flaumeichenwäldern (*Quercion pubescentis-sessiliflorae*) auftreten.

Geranio-Dictamnenum

Das Geranio-Dictamnenum ist wichtiger Bestandteil eines Vegetationskomplexes aus Flaumeichen-Buschwald und angrenzenden primären sowie sekundären Felstrockenrasen.

Arabidi turritae-Laserpitietum asperi**Peucedanetum cervariae****Geranio-Anemonetum sylvestris****Rosetum gallicae****Geranio-Trifolietum alpestris****Campanulo bononiensis-Vicium tenuifoliae*****Trifolium medii***

Der Verband umfaßt die Saumgesellschaften mesophiler Fagetalia-Wälder sowie mesophiler Prunetalia-Gesellschaften auf überwiegend nährstoffreichen Böden.

Trifolio-Laserpitietum**Ranunculetum nemorosi****Trifolio medii-Agrimonetum****Trifolio medii-Melampyretum nemorosi****Vicium sylvaticae****Agrimonio-Vicium cassubicae****Knautietum dipsacifoliae****Genista sagittalis-(Trifolium medii)-Gesellschaft****MELAMPYRO-HOLCETALIA (Azidophile Saumgesellschaften)*****Melampyrion pratensis***

Die Gesellschaften des *Melampyrion pratensis* sind für nährstoffarme und saure Protoranker- oder Ranker-Böden typisch.

Teucro scorodoniae-Polygonatetum odorati**Lathyro montani-Melampyretum pratensis**

7.4.3.4 Calluno-Ulicetea (Zwergstrauchheiden und Magertriften)

Gesellschaften der Klasse Calluno-Ulicetea wachsen auf sauer-humosen, sehr nährstoffarmen, häufig podsolierten und manchmal vernässten Böden (Podsole, podsolierte Braunerden, Ranker, Pseudogleye). Es handelt sich um Waldersatzgesellschaften. Sie entstanden durch Rodung und Brand und werden durch anthropo-zoogene Maßnahmen (Brand, Plaggenhieb, Mahd und Beweidung) waldfrei gehalten. Die floristische Ausstattung der Gesellschaften ist nicht sehr reichhaltig.

Auf die einzelnen Gesellschaften wird hier nicht näher eingegangen.

7.4.3.5 Koelerio-Corynephoretea (Sandrasen, Felsgrusfluren, Felsband-Ges.)

Zur dieser Klasse gehören einfach strukturierte Pflanzengesellschaften, nämlich Kurzrasen oder von Zwergtherophyten aufgebaute Fluren (Eintagsfliegen der Vegetation). Die Bestände der betreffenden Gesellschaften sind ein- bis zweischichtig und in der Regel sehr lückig.

Die Habitate der Koelerio-Corynephoretea-Gesellschaften gelten im klimatischen und bodenkundlichen Sinne als extrem. Es sind Felsrücken, Felsbänder und -simse, Rundhöcker und sekundär auch Asphaltdecken und Dächer.

Die Standorte sind stark besonnt und trocknen auch aufgrund ihrer Flachgründigkeit sehr schnell aus. An der vegetationslosen Oberfläche oder auf dunkel gefärbtem Fels steigt die Temperatur bei Sonneneinstrahlung leicht auf über 50-60° C an, was zusätzliche Belastungen mit sich bringt.

Die dominanten und gesellschaftsprägenden Arten besitzen ökophysiologische, morphologische und populations-biologische Anpassungsmechanismen, welche sie befähigen, die extremen und stark wechselnden Standortsbedingungen (extreme tägliche und saisonale Klimaschwankungen, flacher, trockener und oft nährstoffarmer Boden) zu ertragen. Diese Arten können in vier funktionale Gruppen unterteilt werden: (1) kurzlebige Therophyten, (2) sukku-lente Chamaephyten, (3) hemikryptophytische Graminoide und (4) poikilohydre Moose und Flechten.

Für das Sein oder Nichtsein dieser Gesellschaften sind Störungen entscheidend, und zwar sowohl regelmäßig auftretende klimatische Schwankungen als auch unregelmäßige, wenig vorhersehbare zoo-anthropogene Störungen.

Auf die einzelnen Gesellschaften wird hier nicht näher eingegangen.

7.4.3.6 Isoeto-Nanojuncetea (Zwergbinsen-Gesellschaften)

Die Klasse umfaßt kurzlebige und unbeständige Gesellschaften auf freien wechselfeuchten Böden. Typische Standorte sind offene Teichböden, Teichränder, Flußufer, austrocknende Altarme, Schlammputzen, nasse Fahrspuren, Entwässerungsgräben, feuchte Viehweiden, Panzerspuren und Reisfelder der planaren, kollinen und montanen Stufe. Eine Voraussetzung für die Entwicklung der Gesellschaften ist das Vorhandensein von Vegetationswunden und pflanzenfreien Flächen.

Eine hochgefährdete Assoziationen in Ackerflächen ist das **Centunculo-Anthocerotetum punctati** (Acker-Kleinlingsgesellschaft). Die Gesellschaft besiedelt feuchte, lehmig-tonige, kalkarme Äcker und Ackerfurchen, die oft im Überschwemmungsbereich von Flüssen liegen. Fragmentarische Ausbildungen der Gesellschaft sind in Österreich im Südburgenland im Bereich der Lafnitz, im Waldviertel und im Alpenvorland beobachtet worden.

Weitere Gesellschaften in Äckern und Brachen sind das *Veronico anagaloidis-Lythretum hysopifoliae* (krumenfeuchte Ackermulden und leicht salzbeeinflusste Naßbrachen in der pan-nonischen Klimaprovinz Österreichs) und das *Cerastio-Ranunculetum sardoi* (Mikrodepressionen in Getreidekulturen, junge Ackerbrache östlich von Baumgarten/NÖ).

7.4.4 Natürliche oder naturnahe Standorte mit hoher Invasibilität

7.4.4.1 *Bidentetea tripartiti* (Zweizahn-Knöterich-Melden-Ufersäume)

Es handelt sich um natürliche und anthropogene Gesellschaften von Sommertherophyten. Die Bestände sind kurzlebig, meist artenarm und kaum geschichtet, ihre Ausdehnung ist meist gering. Sie sind auf den freien Böden ausgetrockneter Abwasserbecken, an Flußufern und an ammoniakreichen Standorten in der Nähe von Misthaufen und Jauchegruben ausgebildet.

Ein Großteil der Gesellschaften ist schützenswert und enthält eine Reihe von Rote Liste-Arten.

Bidenti-Polygonetum hydropiperis

Rumicetum maritimi

Rumici-Alopecuretum aequalis

Catabroso-Polygonetum hydropiperi

Chenopodietum rubri

Bidenti-Atriplicetum prostratae

Chenopodio rubri-Polygonetum brittingeri

7.5 Rote Listen gefährdeter Pflanzen Österreichs

Obwohl die Rote Liste keinen automatischen gesetzlichen Schutz der darin enthaltenen Arten bedingt, so handelt es sich dennoch um ein wichtiges und allgemein anerkanntes Instrument der Naturschutzpolitik. In den Naturschutzgesetzen besteht meist die Möglichkeit, per Verordnung geschützte Arten auszuweisen. Eine Grundlage für die Verordnung ist meist auch der Gefährdungsgrad nach den Roten Listen. Oft werden aber auch andere Kriterien der Schutzwürdigkeit angewandt (z. B. Orchideen, weil sie aufgrund ihrer Attraktivität gerne gepflückt werden).

Die Arten der Roten Liste stellen ökologische Schutzgüter dar, welche die Erhaltung der Biodiversität gewährleisten sollen. Rote Listen sind im Monitoring von GVO als Bewertungskriterien wichtig, wenn Schwellenwerte, ökologische Schäden oder Abbruchkriterien definiert werden.

Alleine im Ackerbauggebiet gibt es viele Rote Liste-Arten, deren negative Beeinflussung durch den Anbau von bestimmten transgenen Kulturpflanzen nicht ausgeschlossen werden kann. KNAUER (1994) gibt in Nordrhein-Westfalen für Äcker 31 %, für Feucht- und Naßwiesen 32 % und für Frischwiesen und Weiden 16 % der vorkommenden Arten als gefährdet an. Diese Gefährdungsverhältnisse sind wahrscheinlich auf Österreich übertragbar.

In der neu bearbeiteten „Rote Liste gefährdeter Farn- und Blütenpflanzen Österreichs“ (NIKL-FELD & SCHRATT, 1999) wird der Gefährdungszustand von fast 2.950 Arten und Unterarten beurteilt.

Grundlagen für die Einstufung von Rote Listen-Arten sind:

- Seltenheit,
- Bindung an bedrohte Standortstypen,
- negative Arealentwicklung (Rückgang der Bestände).

Tab. 27: Gefährdungsstufen nach der Roten Liste der gefährdeten Pflanzen Österreichs (1999).

Gefährdungsstufen	Abkürzung
Ausgerottet, ausgestorben oder verschollen	0
Vom Aussterben bedroht	1
Stark gefährdet	2
Gefährdet	3
Potentiell gefährdet	4
Stärkere Gefährdung in mind. einem Naturraum	r!
Regional gefährdet, aber nicht für Österreich	-r

Tab.28: Anzahl und Anteil der Roten Liste-Arten in Österreich (nach NIKLFELD & SCHRATT, 1999).

Gefährdungsstufe	Zahl der Arten	Anteil an der österreichischen Flora (%)
0	36	1,2
1	172	5,8
2	348	11,7
3	465	15,8
4	166	5,6
Rote-Liste-Arten, gesamt	1.187	40,2
- r (in mind. einem der großen Naturräume Österreichs regional gefährdet)	611	20,7

Ca. 40 % der österreichischen Pflanzenarten sind aktuell gefährdet (Kategorie 0-4). Ein Grund für die bedenkliche Gefährdungssituation ist die dramatische Monotonisierung der Ackerbegleitflora durch die Herbizidanwendung in den letzten Jahrzehnten (weitere Saatgutreinigung und mechanische Bodenbearbeitung) (NIKL FELD & SCHRATT, 1999).

Für einzelne Bundesländer gibt es eigenständige Rote Listen gefährdeter Arten, die auch in der österreichweiten Liste berücksichtigt wurden.

7.6 Rote Listen gefährdeter Tiere Österreichs

In der derzeit letzten Fassung der "Roten Listen gefährdeter Tiere Österreichs" (GEPP et al., 1994) sind 20 Insektengruppen mit insgesamt 10.042 Insektenarten (bei Geradflüglerartigen, Faltenwespen, Grabwespen, Käfern, Netzflüglern, Schnabelfliegen, Köcherfliegen, Fransenfaltern und Großschmetterlingen) beurteilt worden. Davon sind 2.278 Arten in den Gefährdungskategorien 0-4 aufgelistet. Viele gefährdete Arten finden in den angrenzenden Ackerandbereichen, wie z. B. Feld- und Wiesenrainen, oder ökologischen Ausgleichsflächen entsprechende Refugialstandorte – siehe auch im Kapitel 7.1.2.

Folgende Hauptursachen sind für die Artengefährdung ausschlaggebend, wobei auch die Landwirtschaft eine entscheidende Rolle spielt:

- Zerstörung und Veränderung der Lebensräume
- chemische Belastungen
- Folgen der Technisierung
- direkte Verfolgung durch den Menschen
- natürliche Bestandsschwankungen.

7.7 Biodiversitäts- und Ökosystemschutz

Biodiversität ist ein wissenschaftliches Arbeitskonzept, das die Vielfalt biotischer Einheiten zu einem bestimmten Zeitpunkt in einem bestimmten Raum beschreibt. Zur Beschreibung der Biodiversität werden oft Arten verwendet, wobei in diesem Fall nur die Artdiversität beschrieben wird. Es können aber ganz andere Einheiten wie Lebensformen, „plant functional types“ oder Pflanzengesellschaften zur Charakterisierung von Teilbereichen der Biodiversität verwendet werden (BEIERKUHNEIN, 1999). Biodiversität dient generell zur Aufrechterhaltung der Stoffflüsse und der Stabilität von Ökosystemen, stellt aber auch einen Eigenwert (intrinsischen Wert) dar (DICK & TIEFENBACH, 1996; und Prämbel der Biodiversitätskonvention).

Die Biodiversitätsforschung (und auch die vielen unterschiedlichen Definitionen des Begriffes) steckt derzeit noch in den Kinderschuhen. Es ist vorerst sinnvoll, sich in Monitoringprogrammen auf die Vielfalt an Arten und Lebensgemeinschaften (Pflanzengesellschaften, Biotope) zu konzentrieren, da es dazu schon Vorarbeiten und einschlägiges Wissen gibt.

Österreich hat bei der Umweltkonferenz UNCED (1992) in Rio de Janeiro zusammen mit weiteren 103 Staaten ein internationales „Übereinkommen über die biologische Vielfalt“ unterzeichnet und in der Folge ratifiziert. Der Schutz der Biodiversität (biologische Vielfalt) ist mit der ethischen Verantwortung, mit dem ästhetischen Wert der Natur und dem ökonomischen Nutzen begründet (ELLMAUER, 1995). Die Biodiversitätskonvention ist aber keine bloße Willensbekundung, sondern verpflichtet die unterzeichnenden Staaten zur Identifizierung ihrer Biodiversität und zur Beobachtung (Monitoring) ihrer Entwicklung (BEIERKUHNEIN, 1999).

Die UN-Konferenz in Trondheim hat 1996 die Folgen nichteinheimischer Arten als weltweit zweitgrößtes Problem für die Erhaltung und Nutzung der biologischen Vielfalt eingeschätzt (SANDLUND et al., 1996, zitiert aus KOWARIK, 1998). Da in der Risikoabschätzung die Ausbreitung von Neophyten („exotic species model“) oft mit der von GVO verglichen wird, sollte der Biodiversitätsschutz als wichtiges Monitoringthema angesehen werden.

Einen ersten Überblick der Biodiversitätszentren (hot spots) Österreichs lieferte ELLMAUER (1993). Diversitätszentren liegen nur zu 31 % in Schutzgebieten. Somit liegt ein Großteil der Biodiversität Österreichs im ungeschützten Bereich, und zwar auch in landwirtschaftlich genutzten Gebieten. Der Schutz der biologischen Vielfalt in der Kulturlandschaft ist daher ein wichtiges Naturschutzziel in Österreich, auch wenn es oft an rechtlichen Grundlagen fehlt (Ökologische Förderungsprogramme basieren in Naturschutzbelangen auf Freiwilligkeit z. B. ÖPUL und Ökopunkteprogramm).

Der pannonische Klimabezirk stellte sich als reichhaltigste Region Österreichs (84 hot spots, davon 18 national bedeutende) heraus, ist aber aufgrund der guten Bodenbedingungen auch eine wichtige Ackerbauregion. Aus diesen Umständen könnte sich hier ein starkes Konfliktfeld beim Inverkehrbringen von GVO ergeben.

Weiters sei auf das aktuelle Projekt „Grundlagen der Biodiversität (BD1)“ verwiesen, das im Institut für Ökologie und Naturschutz, Abteilung für Vegetationsökologie und Naturschutzforschung der Universität Wien durchgeführt wird.

Die Ziele des Projektes liegen darin, Biodiversitätsmuster Österreichs in möglichst hoher Eindringtiefe darzustellen, landschaftskausal zu analysieren und Prognosen zukünftiger Entwicklungen zu erstellen.

Auf Basis bereits vorliegender Daten wird eine umfassende Synopsis der Biodiversität inklusive der Darstellung raumbezogener Muster und der Einbeziehung wertanalytischer Verfahren erarbeitet. Zudem wird eine Analyse der Zusammenhänge zwischen der Variabilität physikalischer, chemischer und biochemischer Bodenparameter und der Artenvielfalt durchgeführt.

Eine weitere Aufgabe besteht darin, den Zusammenhang zwischen der Biodiversität und kulturlandschaftlichen Parametern, wie z. B. **Strukturdaten der Landwirtschaft**, herzustellen. Darauf aufbauend sollen Prognosen über die zukünftige Entwicklung der Biodiversität vor verschiedenen Szenarien der Kulturlandschaftsentwicklung erstellt werden (verändert nach www.pph.univie.ac.at). Die Ergebnisse dieser Forschungsarbeit wird zukünftig für das Monitoring von GVO wichtige Daten zu Biodiversitäts- und Regionalitätsfragen liefern.

Voraussetzung für den Biodiversitätsschutz sind möglichst vollständige österreichweite Inventare. Ein Teilaspekt, die Artendiversität der österreichischen Gefäßpflanzen, ist durch die „Floristische Kartierung Österreichs“ (NIKLFELD et al., unveröff.) erfaßt. Ein österreichweites Monitoring der Artendiversität mit Kausalanalyse (Verschuldensfrage), die das Verschwinden bestimmter Arten klärt, ist in der Durchführung schwierig. Zum einen dauert eine Wiederholung der floristischen Kartierung Jahrzehnte, zum anderen kann damit nur eine Veränderung der Artdiversität festgestellt werden, die aber viele Ursachen haben kann (z. B. landwirtschaftliche Intensivierung, Zerstörung ökologisch wertvoller Flächen oder auch das Inverkehrbringen von GVO).

Um einen sinnvollen finanziellen und zeitlichen Rahmen nicht zu sprengen, können Artdiversitätsfragen nur in einem für Österreich repräsentativen Stichprobenraster überprüft werden (keine Vollerhebung) (siehe Kapitel 4.1.2). Zudem ist eine Einengung auf bestimmte Habitate oder Artengruppen (Wildkrautflora, Ruderalarten, Arten der Brachen und Ackerränder) zweckmäßig. Innerhalb dieser Artengruppen kann ein negativer Effekt vermutlich am schnellsten erkannt werden.

8 REGIONALITÄTSASPEKTE IN ÖSTERREICH

Die Einteilung von Österreich in biogeographische Regionen ist beispielsweise bei der Auswahl von Freisetzungstandorten entscheidend. Naturräume abstrahieren eine Summe von ökologischen Faktoren und schaffen somit eine Vergleichbarkeit auf der Ebene der großen Naturräume. Ein Freisetzungstandort ist somit für die betreffende biogeographische Region repräsentativ.

Bei der Risikoabschätzung von GVO wird derzeit stark auf die case by case-Vorgangsweise gesetzt und dadurch jede transgene Kulturpflanze und jedes transgene Merkmal neu beurteilt. Viele Untersuchungen zeigen aber, daß es genauso wichtig ist, eine „region by region“-Vorgangsweise nachzuschalten. Ein ökologisches Risiko, wie beispielsweise die Fähigkeit zur Auskreuzung, kann erst wirksam werden, wenn in einer Region tatsächlich potentielle Kreuzungspartner oder schützenswerte Lebensräume vorhanden sind. Beispielsweise besitzt Österreich für die EU einzigartige pannonische Lebensräume (FFH-Richtlinie), für die in keinem anderen Land ein Risiko abgeschätzt bzw. durch Monitoring überprüft werden kann.

Bisher durchgeführte Feldversuche weisen deutlich darauf hin, daß auf unterschiedlichen Versuchsstandorten mit den gleichen Testpflanzen unterschiedliche Ergebnisse erzielt werden. Beispielsweise wurde eine transgene Bt-Kartoffelsorte an drei Standorten in den USA auf ihre Überwinterungsfähigkeit getestet. An zwei Standorten kam es zu keiner Überwinterung, in Oregon überlebten hingegen 65 % (PARKER & KAREIVA 1996). Ergebnisse, die auf einem Versuchsstandort erzielt werden, besitzen vorerst keine allgemeine Gültigkeit. Ein Monitoringnetzwerk muß daher alle biogeographischen Räume Österreichs abdecken, um zumindest klimatisch bedingte unterschiedliche Effekte zu erkennen.

Ein eindrucksvolles Beispiel für den unterschiedlichen Invasionserfolg einer Pflanzenart in unterschiedlichen biogeographischen Regionen ist der Adlerfarn (*Pteridium aquilinum*). In England (atlantische Region) ist der Adlerfarn ein ernsthaftes Problem für den Naturschutz in Moorgebieten. Die Art wird teilweise sogar mit Herbiziden bekämpft, die auch in Naturschutzgebieten aufgebracht werden müssen. In Österreich hingegen gibt es nur lokale Managementprobleme in Magerwiesen und -weiden.

8.1 Biogeographische Regionen

Bei Anträgen zum Inverkehrbringen von GVO muß auch eine Beschreibung der geographischen Gebiete und Umweltbereiche enthalten sein, in denen das Produkt innerhalb der Gemeinschaft verwendet werden soll (Änderungsvorschlag zur Richtlinie 90/220/EWG Anhang IV; RAT DER EUROPÄISCHEN UNION, 1999a). Im folgenden wird eine Detailgliederung in biogeographische Regionen Österreichs vorgestellt, die sich in die Gliederung der europäischen Regionen einbauen läßt (siehe Abb. 29).

Biogeographische Regionen sind naturräumliche Einheiten, die mittels klimatischen, vegetationskundlichen und geologischen Aspekten abgegrenzt wurden. Die Einteilung von Ländern in biogeographische Räume ist für die Auswahl der Testgebiete eines Monitoringprogrammes von GVO entscheidend. Da ein Monitoringprogramm nicht flächendeckend über ganz Österreich stattfinden kann, müssen handhabbare Regionen geschaffen werden, die in bestimmten Merkmalen als homogen gelten. Testgebiete gelten dann als repräsentativ für ihre entsprechende Region. Die Charakterisierung der Testfelder mittels Klima-, Boden- und ökologischer Parameter wird als wichtige Entscheidungshilfe bei der Monitoringplanung gesehen (OECD, 1994).

SAUBERER & GRABHERR (1995) haben Österreich auf Grundlage älterer Vegetationsgliederungen in neun biogeographische Regionen aufgeteilt. Eine ähnliche Gliederung stammt von ELLMAUER et al. (1993). Da es mehrere sehr ähnliche Abgrenzungsvorschläge gibt, folgen wir in der Kartendarstellung einer Karte, die für die Evaluierung des NATURA 2000-Netzwerkes erstellt wurde (TRAXLER & ELLMAUER, 1999) und acht biogeographische Regionen unterscheidet.

Gemäß der FFH-Richtlinie wurde Europa in weitaus gröbere biogeographische Regionen eingeteilt, wobei nach dieser Einteilung in Österreich die alpine und die kontinentale biogeographische Region vertreten ist.

Die biogeographischen Regionen der FFH-Richtlinie sind mit der vorgeschlagenen österreichischen Gliederung kompatibel. Zur kontinentalen Region zählen die Böhmisches Masse, das pannonische Flach- und Hügelland, das nördliche und das südöstliche Alpenvorland, zur alpinen Region die Nord-, Zentral- und Südalpen sowie das Klagenfurter Becken. Die Grenze zwischen alpiner und kontinentaler Region ist durch eine dicke Linie in der Abb. 29 markiert (aus TRAXLER & ELLMAUER, 1999).

Die Karte der biogeographischen Regionen basiert auf dem Quadrantenetz der „Floristischen Kartierung“ (NIKL FELD, unpubl.). Jeder Quadrant besitzt die Größe von fünf Längsminuten mal drei Breitenminuten und eine Fläche von ca. 35 km².

Für Fragen der Risikoabschätzung, wie z. B. das Vorkommen potentieller Kreuzungspartner von GVO, sollten die biogeographischen Regionen als vegetationsökologische Bezugsräume verwendet werden.

Ein repräsentatives Monitoringsystem sollte im Sinne eines stratifizierten Untersuchungsdesigns Testgebiete in allen biogeographischen Regionen aufweisen.

Die Kurzbeschreibung der biogeographischen Regionen folgt ELLMAUER (1995).

1) Pannonische Flach- und Hügelländer

Das pannonische Tiefland im Osten Österreichs umfaßt die Landschaften des Weinviertels, des Wiener Beckens (inkl. Thermenlinie), des nordburgenländischen Tieflandes, des Tullnerfeldes und Teile der Wachau. Das Klima ist aufgrund heißer, trockener Sommer und kalter, kurzer Winter subkontinental geprägt.

Viele pannonische Lebensräume kommen innerhalb der EU-Mitgliedstaaten nur in Österreich vor. Monitoring und Risikoabschätzung für diese Region kann nur von Österreich durchgeführt werden.

2) Böhmisches Masse

Die Böhmisches Masse ist der südlichste Teil des europäischen Mittelgebirges. Es herrschen saure Gneise und Granite vor, und das Klima ist feuchtkühl.

3) Nördliches Alpenvorland

Das Nördliches Alpenvorland zieht sich zwischen Böhmisches Masse und den Alpen von Salzburg ostwärts bis kurz vor Wien. Das Klima ist ozeanisch bis subozeanisch getönt.

4) Südöstliches Alpenvorland

Das Südöstliches Alpenvorland umfaßt die Grazer Bucht, die Bucklige Welt und das Bernstein-Günser Gebirge. Im illyrisch getönten Klima ziehen sich die Niederschlagsmaxima bis in den Spätsommer und Herbst hinein.

5) Nordalpen

Die von Kalkgestein dominierten Nordalpen ziehen sich vom Wienerwald bis nach Vorarlberg. Klimatisch werden sie von den Westwetterfronten bestimmt.

6) Zentralalpen

Die Zentralalpen schließen südlich an die Nordalpen an und werden in der Hauptmasse von Schiefen und Gneisen dominiert. Die Täler und Becken der Region bekommen aufgrund der abgeschirmten Wetterfronten weniger Niederschläge.

7) Südalpen

Die Südalpen schließen südlich an die Längstalfurche des Drautaales an die Zentralalpen an. Hier wird das mediterrane Wetter stärker wirksam.

8) Klagenfurter Becken

Das Klagenfurter Becken ist als jungtertiäres Senkungsgebiet das größte inneralpine Becken Österreichs und besitzt kontinental getöntes Klima.

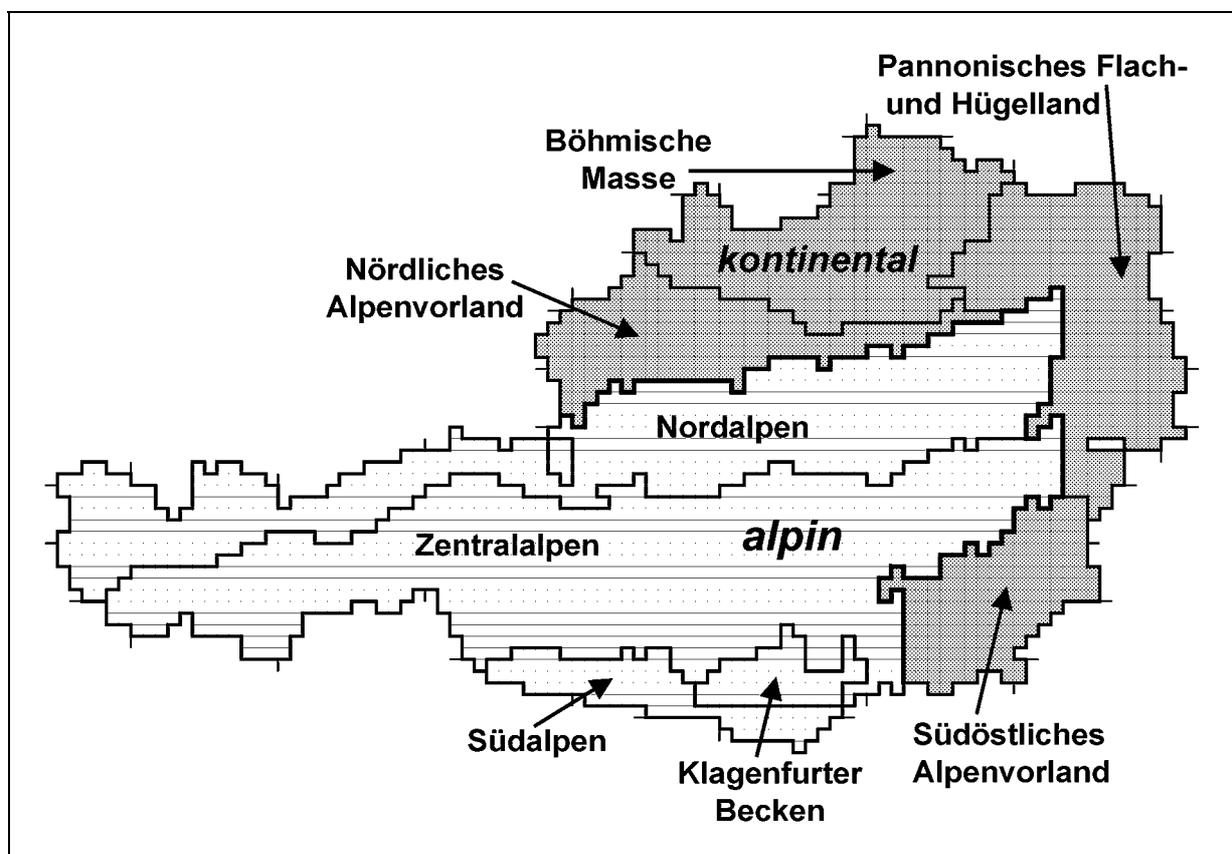


Abb. 29: Biogeographische Regionen Österreichs. Ein Kärtchen stellt ein Grundfeld nach der floristischen Kartierung Österreichs dar. Die graue Flächen zählen in der Gliederung auf EU-Ebene zur kontinentalen Region, die weißen zur alpinen (verändert nach TRAXLER & ELLMAUER, 1999).

8.2 Kulturlandschaften

Die Kulturlandschaftsforschung beschäftigt sich mit den vielschichtigen Wechselwirkungen des ökologischen und kulturellen Wirkungsgefüges in der menschlich genutzten Landschaft. Daher spielt diese Forschungsrichtung beim Anbau von transgenen Pflanzen eine wichtige Rolle in der Grundlagenforschung, aber auch für landschaftsökologische Wertfragen (hochdiverse Kulturlandschaft bis hin zu intensiv genutzter Kulturlandschaft). Sollte etwa zukünftig, wie bei HOPPICHNER (1999) angesprochen, die Schaffung größerer „gentechnikfreier“, ökologisch sensibler Gebiete diskutiert werden, so könnten auch die Ergebnisse der Kulturlandschaftsforschung zur Gebietsabgrenzung herangezogen werden. Ungeachtet dieses sehr kontroversiellen Diskussionspunktes, trägt die Kulturlandschaftsforschung weiters zum Verständnis von Regionalaspekten bei.

Die besonders intensiv genutzten Kulturlandschaften Österreichs sind im Pannonischen Flach- und Hügelland, Nördlichen Alpenvorland, Südöstlichen Alpenvorland und im Klagenfurter Becken zu finden. Mäßig diverse Kulturlandschaften finden sich etwa in der Böhmisches Masse, während hochdiverse Kulturlandschaften fast nur mehr in der Gebirgslandschaft anzutreffen sind.

Eine Kulturlandschaftsgliederung Österreichs findet sich in FINK et al. (1989) und WRBKA & FINK (1997). Für die kolline und montane Höhenstufe ist folgende Grobeinteilung der Kulturlandschaft (ohne Wald und Siedlungen) relevant (WRBKA & FINK, 1997):

- Grünlanddominierte Kulturlandschaften glazial geformter Becken, Talböden und Hügelländer
- Grünlandgeprägte Kulturlandschaften außeralpiner Becken, Täler und Hügelländer
- Kulturlandschaften mit ausgeprägtem Feldfutterbau
- Kulturlandschaften mit dominantem Getreidebau
- Weinbaudominierte Kulturlandschaften
- Komplexlandschaften mit Obst- und Weinbau.

Das aktuell laufende Projekt der Kulturlandschaftsforschung „**Landschaftsökologische Strukturmerkmale als Indikatoren der Nachhaltigkeit (IN2)**“ könnte zukünftig Grundlagendaten für das allgemeine Monitoring von GVO liefern.

Ziel dieses Forschungsvorhabens ist es, verlässliche und in der Praxis einsetzbare Indikatoren für die Bewertung und langfristige Beobachtung der Nutzung von Kulturlandschaften zu entwickeln. Nach der Aufbereitung der Grundlagenerhebung im ersten Projektteil, liegt der Schwerpunkt des zweiten Projektteils in der „Bewertung und Visualisierung nachhaltig genutzter Kulturlandschaften“. Dieser liefert neben der Grundlage für die Erstellung von Karten und Datenkatalogen zu den österreichischen Kulturlandschaftstypen und deren nachhaltiger Nutzung auch einen tieferen Einblick in landschaftsökologische Zusammenhänge (verändert nach WRBKA: <http://www.pph.univie.ac.at>).

8.3 Landwirtschaftliche Regionen

WAGNER (1990) führte eine Neugliederung Österreichs in Haupt- und Kleinproduktionsgebiete durch. Während die Hauptproduktionsgebiete verstärkt die naturräumlichen Aspekte wiedergeben (mit biogeographischen Regionen relativ gut vergleichbar), wurden Kleinproduktionsgebiete aufgrund der Hauptindikatoren Betriebsform und Betriebsgröße abgegrenzt (siehe Abb. 30).

Die acht Hauptproduktionsgebiete sind Hochalpen, Voralpen, Alpenostrand, Wald- und Mühlviertel, Kärntner Becken, Alpenvorland, Südöstliches Flach- und Hügelland und Nordöstliches Hügelland.

Betriebsformen, die zur Abgrenzung von Kleinproduktionsgebieten verwendet wurden, sind Marktfruchtbetriebe, Futterbaubetriebe, Veredelungsbetriebe, Dauerkultur-Weinbaubetriebe, Dauerkultur-Obstbaubetriebe, landwirtschaftliche Gemischtbetriebe, Forstwirtschaft und kombinierte Land- und Forstwirtschaftsbetriebe.

Mittels „Clusteranalyse“ der gewählten Indikatoren wurde eine endgültige Abgrenzung erstellt, die für statistische österreichweite Analysen geeignet ist.

Die Gliederung Österreichs in landwirtschaftliche Regionen ist allerdings nur unter Berücksichtigung grober Abweichungen mit der Einteilung in biogeographische Regionen vergleichbar (siehe Tabelle 30). Besonders die Teilbereiche der alpinen Region werden eigenständig abgegrenzt. Die kontinentale Region ist hingegen vergleichbar abgegrenzt. Da sowohl für die biogeographischen Regionen als auch die Hauptproduktionsgebiete gute Karten vorliegen, können beide Systeme für ein ökologisches Monitoring verwendet werden.

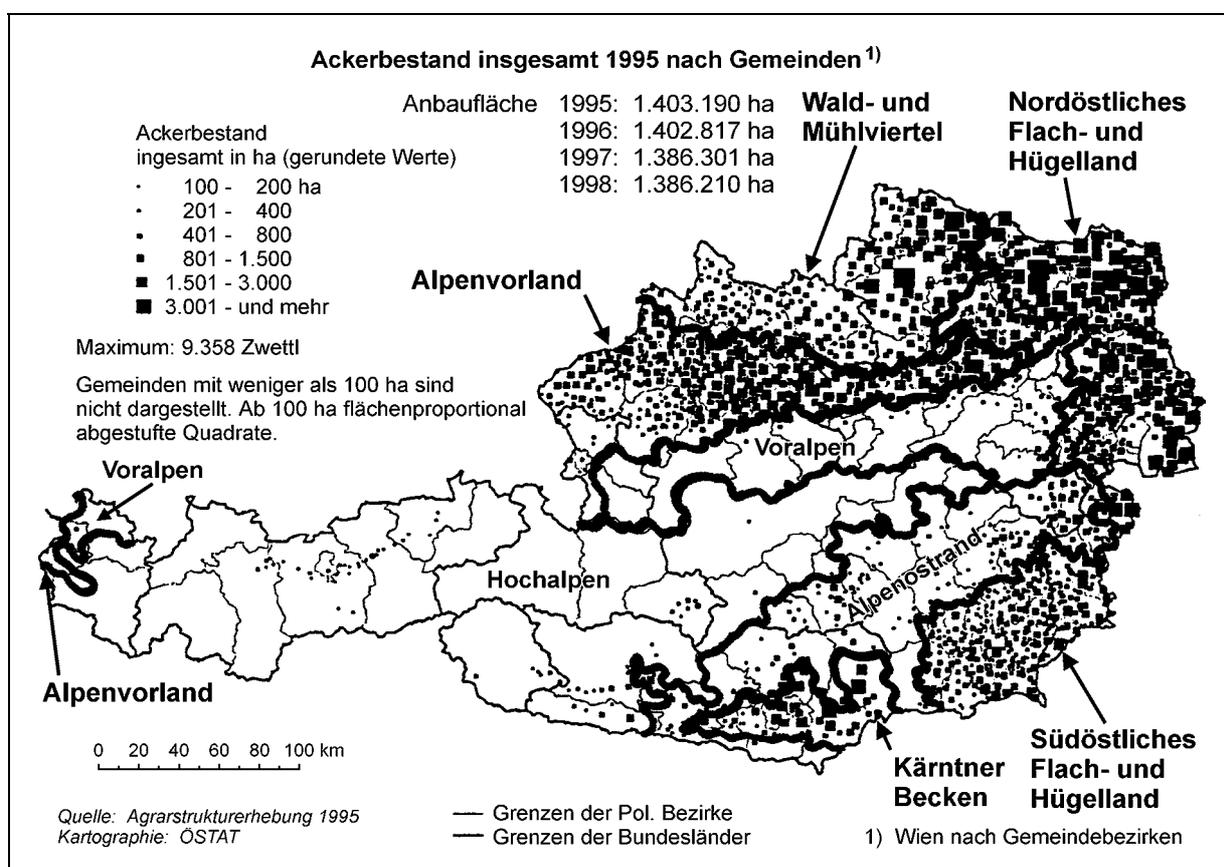


Abb. 30: Ackerland in Österreich; Stand 1995. Die Abgrenzung der Hauptproduktionsgebiete folgt WAGNER (1990). Grafik verändert nach BFL (1999); mit freundlicher Genehmigung vom ÖSTAT.

Tab. 29: Vergleich der biogeographischen Regionen (Abb. 29) mit den landwirtschaftlichen Hauptproduktionsgebieten (Abb. 30).

Biogeographische Regionen	Hauptproduktionsgebiete	Abweichungen der Hauptproduktionsgebiete
Pannonische Flach- und Hügelländer	Nordöstliches Hügelland	ungefähr vergleichbar, aber Teile des östlichen Waldviertels sind enthalten und kleine Gebiete sind dem Alpenostrand zugerechnet
Böhmische Masse	Wald- und Mühlviertel	ungefähr vergleichbar, aber es fehlen Teile des östlichen Waldviertels
Nördliches Alpenvorland	Alpenvorland	ungefähr vergleichbar, Vorderer Bregenzer Wald kommt hinzu
Südöstliches Alpenvorland	Südöstliches Flach- und Hügelland	ungefähr vergleichbar
Nordalpen	Voralpen und Teile der Hochalpen	nicht vergleichbar
Zentralalpen	Teile der Hochalpen und große Teile des Alpenostrandes	nicht vergleichbar
Südalpen	Teile der Hochalpen und des Alpenostrandes	nicht vergleichbar
Klagenfurter Becken	Kärntner Becken	vergleichbar

Als Beispiel für die landwirtschaftliche Gliederung wurde Niederösterreich gewählt, das Anteil an fünf Hauptproduktionsgebieten besitzt:

Nordöstliches Flach- und Hügelland (hoher Marktfruchtanbau, größter Anteil an Weinbaugebieten).

Alpenvorland (Viehwirtschaft und Schweinemast).

Wald- und Mühlviertel (aufgrund der geringen Bodenqualität und des ungünstigen Klimas größtenteils Viehwirtschaft, zusätzlich Marktfruchtanbau; extrem kleinteilige Kulturlandschaft).

Voralpengebiet (ungünstige Produktionsbedingung; aufgrund der Seehöhe, der steilen Hänge und der flachgründigen Böden werden Grünlandwirtschaft und Milchviehbetriebe begünstigt; zusätzlich geringer Ackerbau).

Alpenostrand (gemischte Betriebe (Milchviehbetriebe und Mastrinderhaltung) mit höherem Ackeranteil).

Das Beispiel Niederösterreich zeigt, daß die unterschiedlichen Standortsbedingungen die landwirtschaftliche Produktion steuern. Zugleich ergeben sich aber daraus auch stark unterschiedliche ökologische Risiken einer Freisetzung von GVO (unterschiedliche betroffene Lebensräume, unterschiedliche Ackerwildkrautflora usw.). Ein Monitoringsystem muß mittels Auswahl der geeigneten Testflächen diesen Regionalitätsaspekten gerecht werden.

8.4 Vogelkundliche Regionen

8.4.1 Flächenauswahl anhand vogelkundlicher Kriterien

Im Mittelpunkt der Diskussion um die Freisetzung und Inverkehrbringung von GVO steht im Moment zweifelsohne die Agrarlandschaft. Deshalb beschränkt sich auch der vogelkundliche Teil auf Landschaftsausschnitte, in denen schwerpunktmäßig mit dem Anbau gentechnisch veränderter Acker- und Feldfrüchte gerechnet werden muß bzw. mit den in diesen Lebensräumen vorkommenden Vogelarten.

Die Feldlerche (*Alauda arvensis*) ist unter den Charakterarten der „Agrarflächen ohne Flurgehölze“ (LENTNER, 1997) die in Österreich noch häufigste und am weitesten verbreitete Vogelart. Ihr Verbreitungsgebiet widerspiegelt daher am besten die als Anbauflächen von transgenen Ackerpflanzen potentiell betroffenen Regionen (siehe Abb. 31). Die Verbreitungskarte (DVORAK et al., 1993) bestätigt die Tieflagen Ost- und Nordöstereichs, die größeren Alpentäler sowie die Beckenlagen als besonders relevante Gebiete für das Monitoring.

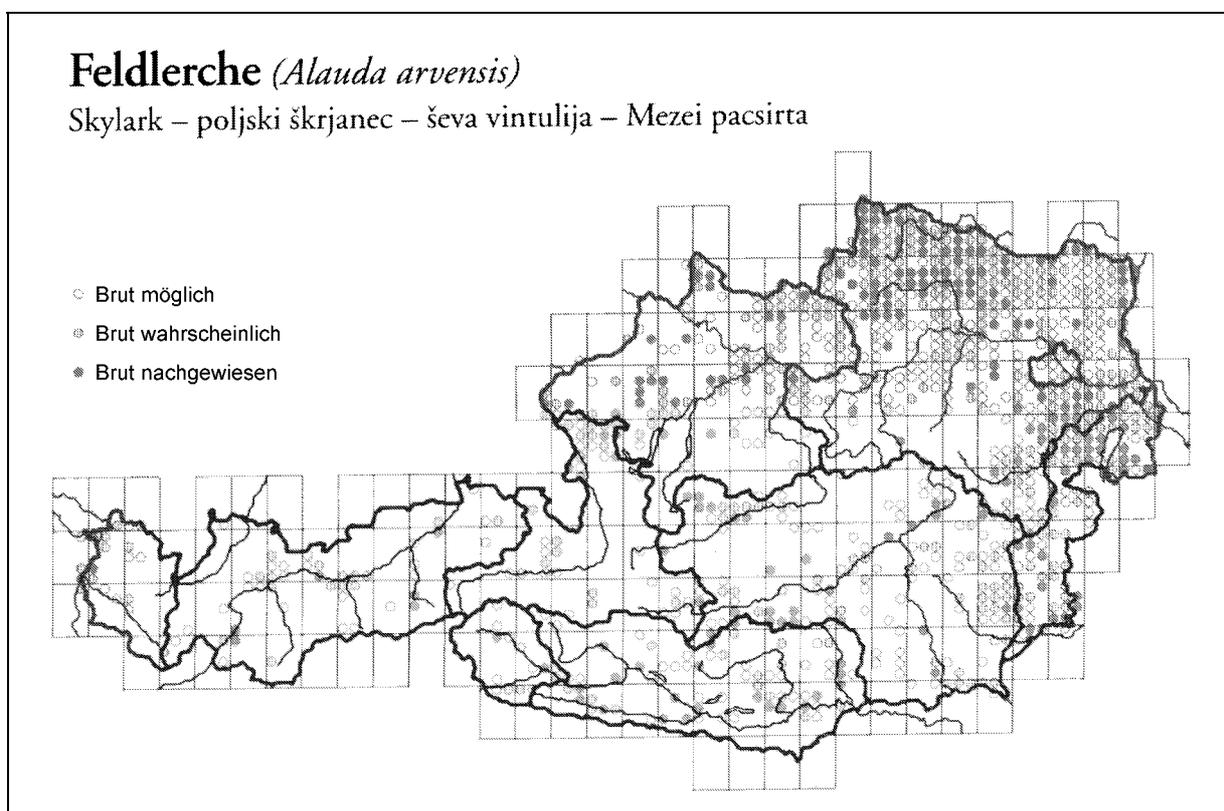


Abb. 31: Verbreitung der Feldlerche (*Alauda arvensis*) in Österreich. Als weit verbreitete Charakterart der Agrarlandschaft entspricht ihr Verbreitungsgebiet im wesentlichen den potentiellen Anbaugebieten von transgenen Ackerpflanzen (siehe auch Abb. 30).

8.4.2 Verbreitungstypen österreichischer Brutvögel

Die Verbreitungsmuster der österreichischen Brutvögel lassen sich im wesentlichen in neun Haupttypen einteilen, die v. a. die Folge klimatischer Bedingungen sind (DVORAK et al., 1993). Anhand dieser Verbreitungstypen lassen sich die für das Monitoring transgener Ackerpflanzen besonders bedeutenden Regionen sowie die dafür relevanten Vogelarten zusammenfassen. Primär betroffen vom Anbau gentechnisch veränderter Kulturpflanzen wer-

den etwa die Arten mit Verbreitungsschwerpunkt in pannonisch beeinflussten Regionen sein. Weiters werden jene Arten mit nördlicher und südlicher Verbreitung, Arten mit außeralpiner Verbreitung sowie Arten mit Vorkommensschwerpunkt in tieferen Lagen Schwerpunkt des Monitorings sein.

8.4.2.1 Einteilung österreichischer Brutvögel nach Verbreitungstypen

DVORAK et al. (1993) erarbeiteten eine Einteilung der Brutvögel nach Verbreitungstypen, die in Hinblick auf regionale Aspekte des vogelkundlichen Monitorings von GVO relevant ist.

Verbreitungstypen mit hoher Relevanz:

- „*Typus mit Verbreitung im pannonischen Klimaraum*“ (z. B. Großtrappe, Brachpieper, Sperbergrasmücke)
- „*Typus mit Verbreitung im Pannonikum und den Illyrischen Flach- und Hügellandschaften*“ (z. B. Turteltaube, Schwarzkehlchen, Saatkrähe)
- „*Typus mit nördlicher bzw. südlicher Verbreitung*“ (z. B. Raubwürger, Großer Brachvogel)
- „*Typus mit außeralpiner Verbreitung*“ (z. B. Rebhuhn, Kiebitz, Feldsperling)
- „*Typus mit Verbreitung in tieferen Lagen*“ (z. B. Steinkauz).

Verbreitungstypen mit mäßiger Relevanz:

Der „Typus mit weiter Verbreitung“ ist natürlich auch in der Agrarlandschaft vertreten. Es handelt sich jedoch durchwegs um häufige, weit verbreitete Arten, die infolgedessen als Indikatoren nur geringe Bedeutung besitzen und auch in Schutzziele nicht oder nur vereinzelt berücksichtigt sind.

Verbreitungstypen ohne Relevanz für ein Monitoring:

- „*Typus mit Verbreitung im Alpenraum*“
- „*Typus mit Verbreitung im Alpenraum und auf dem Granit- und Gneisplateau der Böhmischen Masse*“.

8.5 Regionalität und Bodenorganismen

Obwohl Bodenorganismen durch klimatische und geologische Faktoren beeinflusst werden, hängt ihr Vorkommen und ihre Verteilung wesentlich stärker vom Bewuchs bzw. der Nutzung der Fläche ab. So können innerhalb und außerhalb des Wurzelbereichs einer Pflanze zwei unterschiedliche Organismengemeinschaften vorhanden sein, da es sich um stark verschiedene Mikrohabitate handelt. Viel stärker gilt das für die Betrachtung unterschiedlich genutzter Flächen, wie z. B. Acker und Ackerrand, oder unterschiedlich bebauter Äcker.

Vergleichende Untersuchungen an Böden mit identer Bearbeitungsgeschichte an vergleichbaren, möglichst benachbarten Standorten sind daher für ein sinnvolles Monitoring unabdingbar. Auf lange Sicht sollte aber angestrebt werden, zumindest für bestimmte Bodentypen (landwirtschaftlich genutzt oder natürlich) Untersuchungen zur Diversität und Funktion der Bodenorganismen durchzuführen, und die Ergebnisse als Grundlage für die Beurteilung der Bodenfunktionen heranzuziehen. Dies könnte durch eine Erweiterung der Untersuchungen, die im Rahmen der Bodendauerbeobachtungen (BLUM et al., 1996) vorgesehen sind, umgesetzt werden.

8.6 Regionalitätsaspekte anhand potentieller Kreuzungspartner von Raps

In diesem Kapitel werden die österreichischen Verbreitungskarten ausgewählter potentieller Kreuzungspartner von Raps dargestellt. Anhand dieser Beispiele soll einerseits verdeutlicht werden, wie weit verbreitet manche Kreuzungspartner sind, während andere nur als vereinzelte „unbeständige Flüchtlinge“ aufscheinen.

Die höchste Wahrscheinlichkeit des Genflusses von transgenem Raps in verwandte Wildarten oder Kulturformen besteht bei *Brassica napus* (verwildert oder konventionelle Sorten), *Brassica rapa*, *Raphanus raphanistrum* und *Sinapis arvensis*. Das ergibt sich aus der Häufigkeit des Vorkommens und dem Potential zur Hybridisierung unter Feldbedingungen. Die erwähnten Arten kommen in Österreich sehr häufig vor (*Brassica napus* nur zerstreut), und das Verbreitungsgebiet umfaßt die großen Rapsanbaugebiete (siehe Abb. 23) bzw. geht noch weit darüber hinaus. Es kann also ungeachtet der Regionalität für das gesamte Rapsanbaugebiet ein hohes potentielles Auskreuzungsrisiko festgelegt werden.

Die seltenen und zerstreuten verwandten Arten von Raps zeigen ausgeprägtere Regionalitätsaspekte, weisen aber geringen oder fehlenden Hybridisierungserfolg (meist nur experimentell herstellbar) auf. Nur die sehr seltene und unbeständige *Hirschfeldia incana* kann spontane Hybriden mit Raps bilden (EBER et al., 1994). Eine Introgression von transgenem Erbmateriale in die seltenen Arten ist eher unwahrscheinlich bzw. aufgrund der Seltenheit vernachlässigbar. Tabellarische Zusammenstellungen über Hybridisierung, Verbreitung und Auskreuzungsrisiko von transgenen Kulturpflanzen mit verwandten Wildarten oder verwilderten Kulturformen finden sich bei GERDEMANN-KNÖRCK & TEGEDER (1997), PASCHER & GOLLMANN (1997 und 1999) und bei SCHEFFLER & DALE (1994). Angaben zur Auskreuzung von *Brassica rapa* finden sich etwa bei LANDBO & JORGENSEN (1997) und MIKKELSEN et al. (1996), von *Raphanus raphanistrum* und *Brassica adpressa* bei EBER et al. (1994).

Die zugrundeliegenden Kartierungsdaten für die folgenden Verbreitungskarten stammen großteils aus der „Floristischen Kartierung Österreichs“ (NIKL FELD et al., unveröff.), ergänzt durch Daten aus WITTMANN et al. (1987) für Salzburg, HARTL et al. (1992) für Kärnten, ZIMMERMANN et al. (1989) für die Steiermark und POLATSCHEK et al. (1998) für Nordtirol, Osttirol und Vorarlberg (hier Unschärfe bei Quadrantenzuordnung!).

Die Fundangaben der „Floristischen Kartierung“ geben großteils den Kartierungsstand von 1986 wieder.

Signaturen der Fundortangaben:

+	= ausgestorben	s	= synanthrop
a	= angesalbt	u	= unbeständig
e	= eingebürgert	w	= spontan unbeständig
i	= Indigenat gesichert	x	= keine näheren Angaben
k	= kultiviert	z	= zweifelhaft, ob einheimisch
o	= Normalstatus		

Tab. 30: Vorkommen einiger potentieller Kreuzungspartner von Raps in den biogeographischen Regionen Österreichs (- = selten, + = zerstreut, ++ = verbreitet, +++ = häufig; Genfl = Wahrscheinlichkeit des Genflusses von Raps in nah verwandte Wild- oder Kulturpflanzen).

Art	Böhmi.	Pann.	Sö-A.	Nö.Alp.	Klag.B.	NordAl	ZentrAl	Südalp	Sonstiges	Genfl
<i>Brassica juncea</i>		-	-	-	-	-	-	-	Selten unbeständig verwildert.	gering
<i>Brassica napus</i>	++	++	++	++	+	+	+	-	Nicht selten verwildert, großteils unbeständig.	hoch
<i>Brassica nigra</i>	-	-	+	+	-	-	-	-	Unbeständig verwildert, Flußufer, Schutt, Äcker.	gering
<i>Brassica oleracea</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	Selten verwildert.	gering
<i>Brassica rapa</i>	++	++	+++	++	+++	+++	++	++	Ist vor 30 Jahren viel seltener geworden. Damals fand kaum mehr Rapsanbau statt. Heute: häufig verwildert auf Schuttstellen und Äckern.	hoch
<i>Diplotaxis muralis</i>	+	+++	++	+	++	-	-	-	Lehmige Äcker, Ruderalstellen, Mauern; zerstreut; alteingebürgert(?).	mittel
<i>Diplotaxis tenuifolia</i>	+	+++	++	+	++	+	+	+	Trockene Ruderalstellen, Wegränder, Bahndämme, Pflasterriren; häufig; Alteingebürgert?	gering
<i>Erucastrum gallicum</i>	+	++	+	++	++	-	-	-	Unbeständig bis eingebürgert (Neubürgerin); selten bis zerstreut; Ruderalst. Wegr., Äcker, Ufer.	gering?
<i>Erucastrum nasturtifolium</i>	-	++	-	-	-	-	-	-	Neubürgerin (?), zerstreut; frische Ruderalstellen, Auen, Ufer.	gering?
<i>Hirschfeldia incana</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	Syn.: <i>Brassica adpressa</i> ; unbeständig.	gering
<i>Raphanus raphanistrum</i>	+++	+++	+++	+++	++	++	++	++	Häufig, Schwerpunkt in kühleren Klimaten auf saurem Substrat: Äcker, Ruderalstellen.	hoch
<i>Sinapis alba</i>	-	+	-	-	-	-	-	-	Gelegentlich unbeständig verwildert. Äcker, Wegränder, Schuttplätze.	gering
<i>Sinapis arvensis</i>	+++	+++	+++	+++	++	++	++	+	Kollin bis montan häufig; Äcker, Wegr., Schuttpl.. Im Pannonikum substratunabhängig; in kühler Klimaten kalkabhängig.	hoch

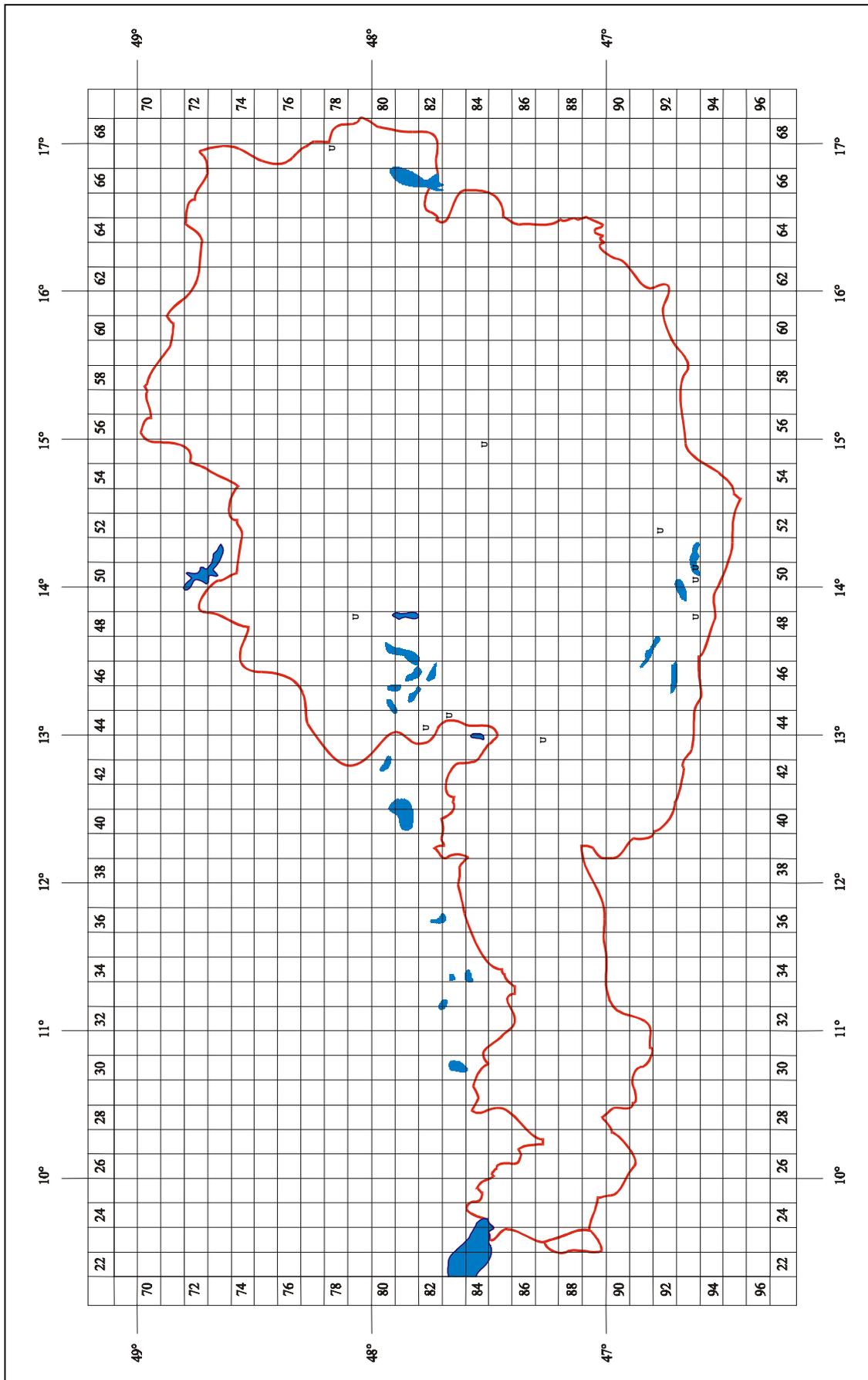


Abb. 32: Verbreitung von *Brassica juncea* in Österreich. Kartierungsdaten bis 1986 mit einzelnen Ergänzungen (NIKLFELD & ENGLISCH, orig.).

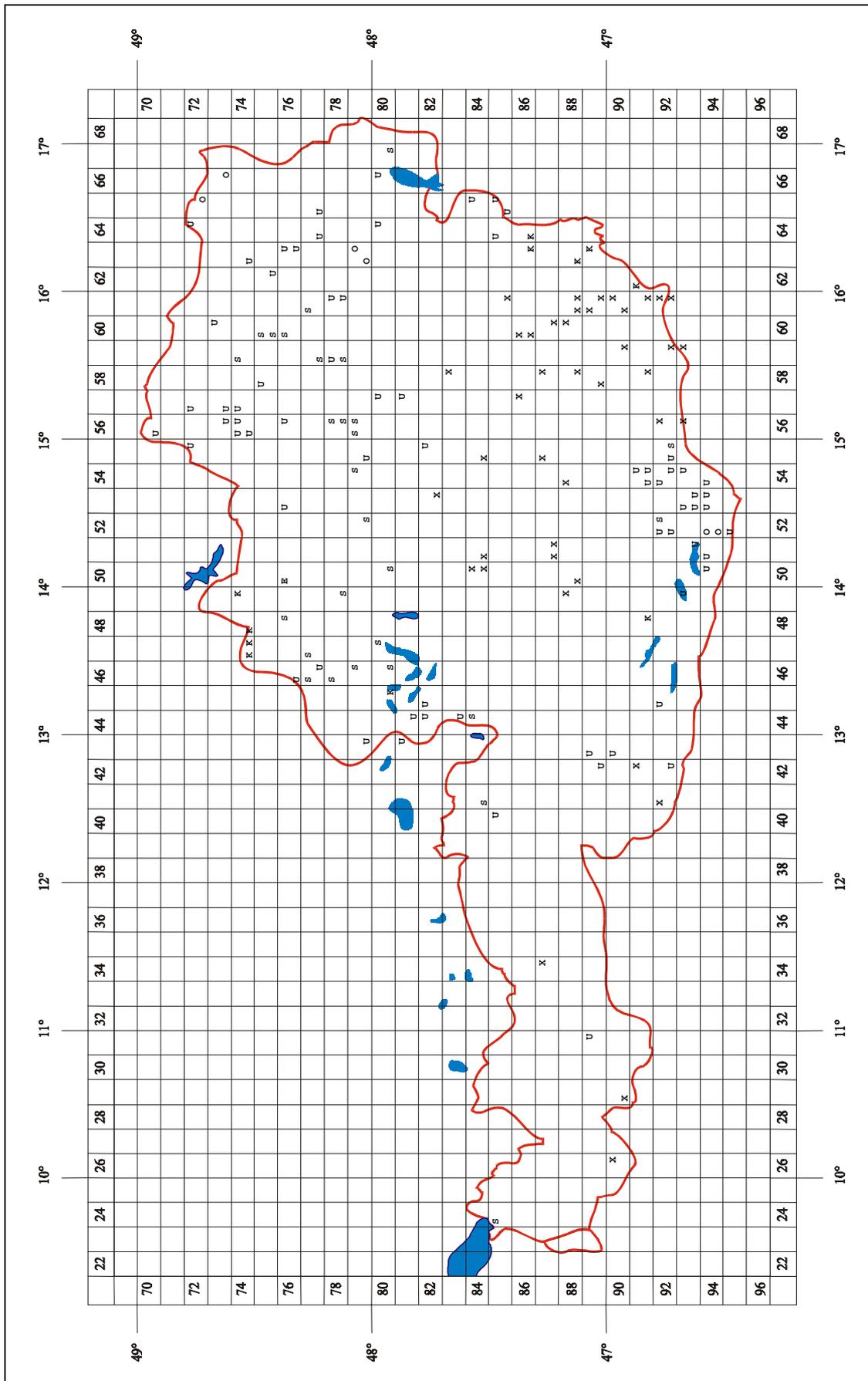


Abb. 33: Verbreitung von *Brassica napus* in Österreich. Kartierungsdaten bis 1986 mit einzelnen Ergänzungen (NIKLFELD & ENGLISCH, orig.).

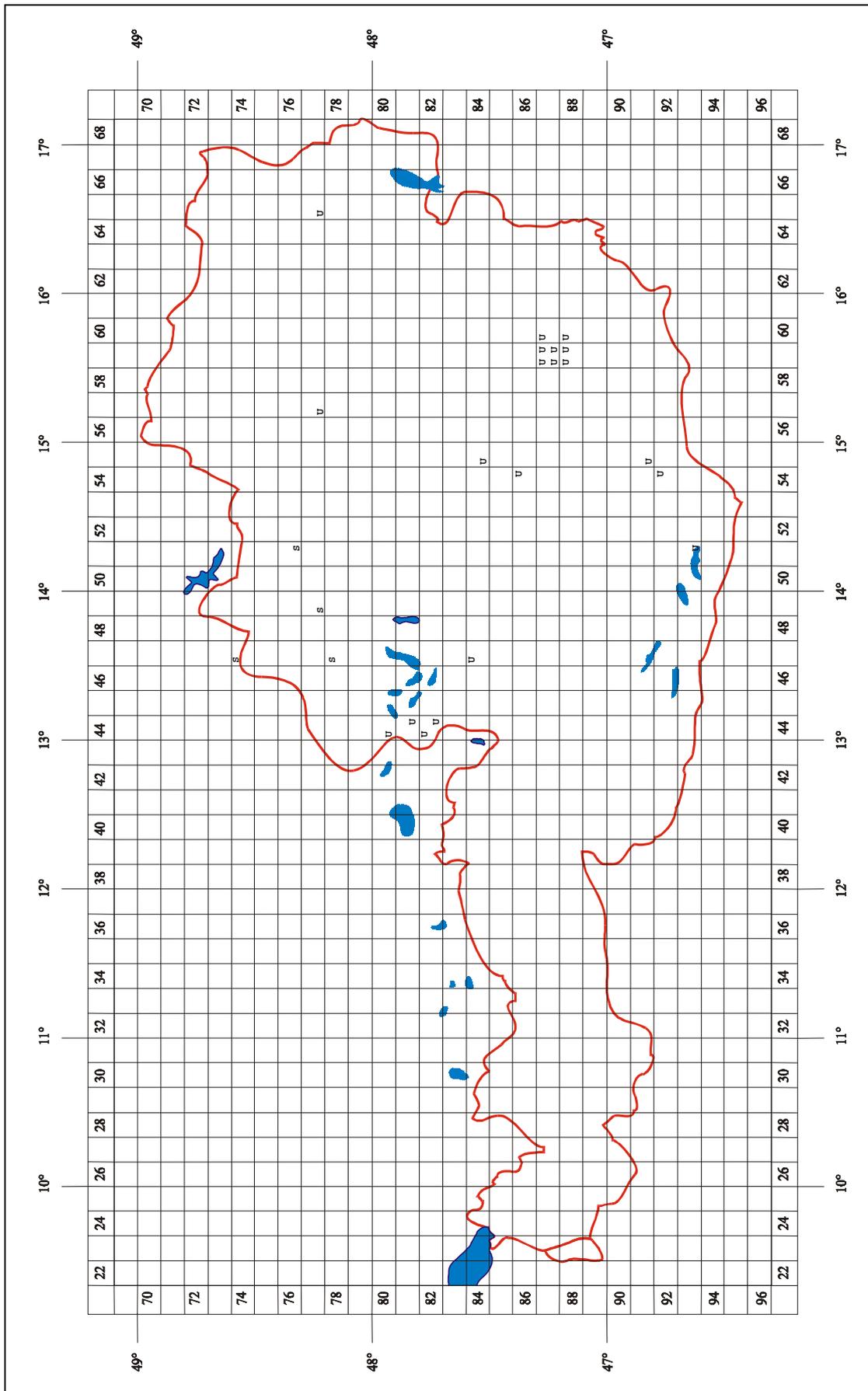


Abb. 34: Verbreitung von *Brassica nigra* in Österreich. Kartierungsdaten bis 1986 mit einzelnen Ergänzungen (NIKL FELD & ENGLISH, orig.).

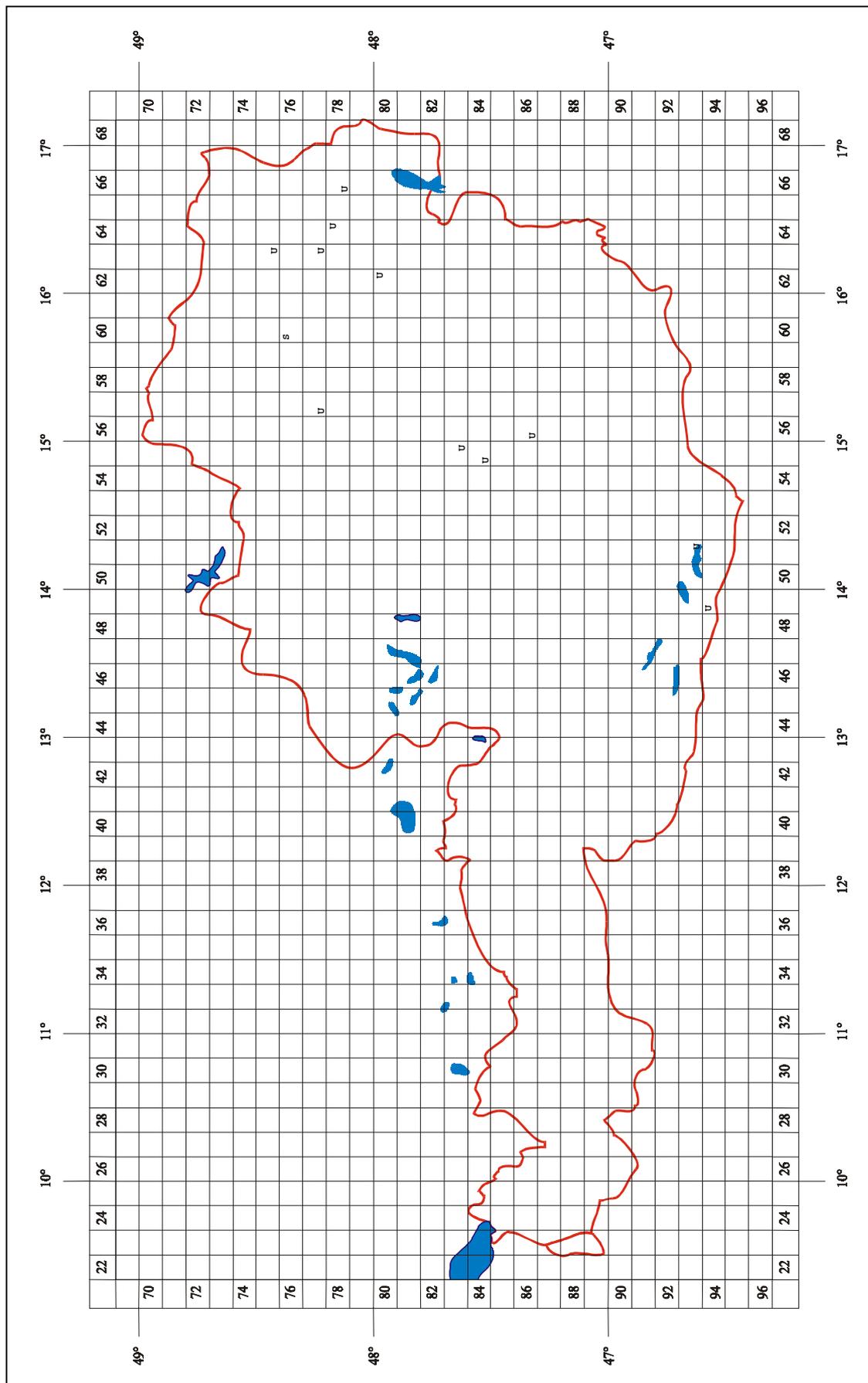


Abb. 35: Verbreitung von *Brassica oleracea* in Österreich. Kartierungsdaten bis 1986 mit einzelnen Ergänzungen (NIKLFELD & ENGLISCH, orig.).

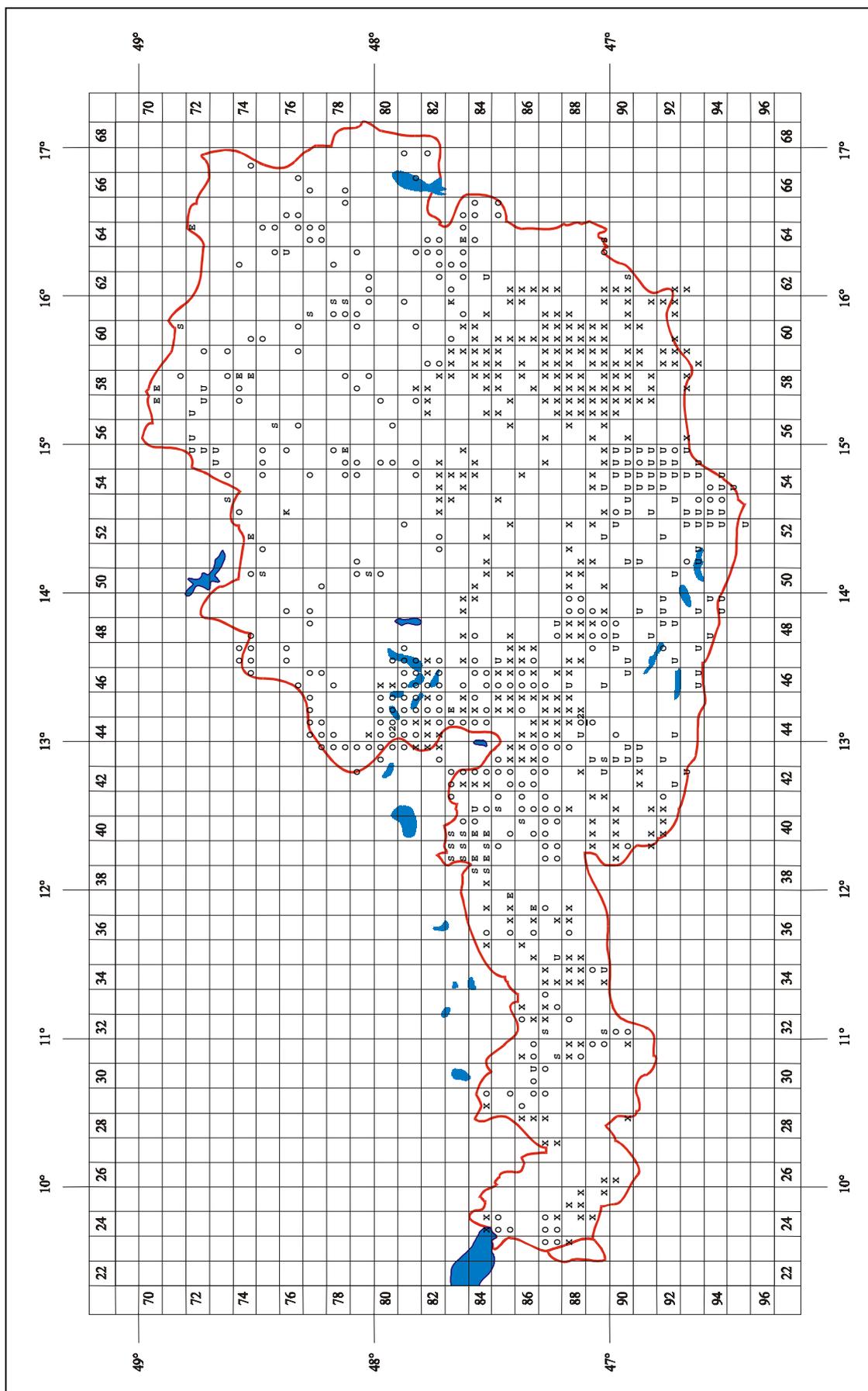


Abb. 36: Verbreitung von *Brassica rapa* in Österreich. Kartierungsdaten bis 1986 mit einzelnen Ergänzungen (NIKLFELD & ENGLISCH, orig.).

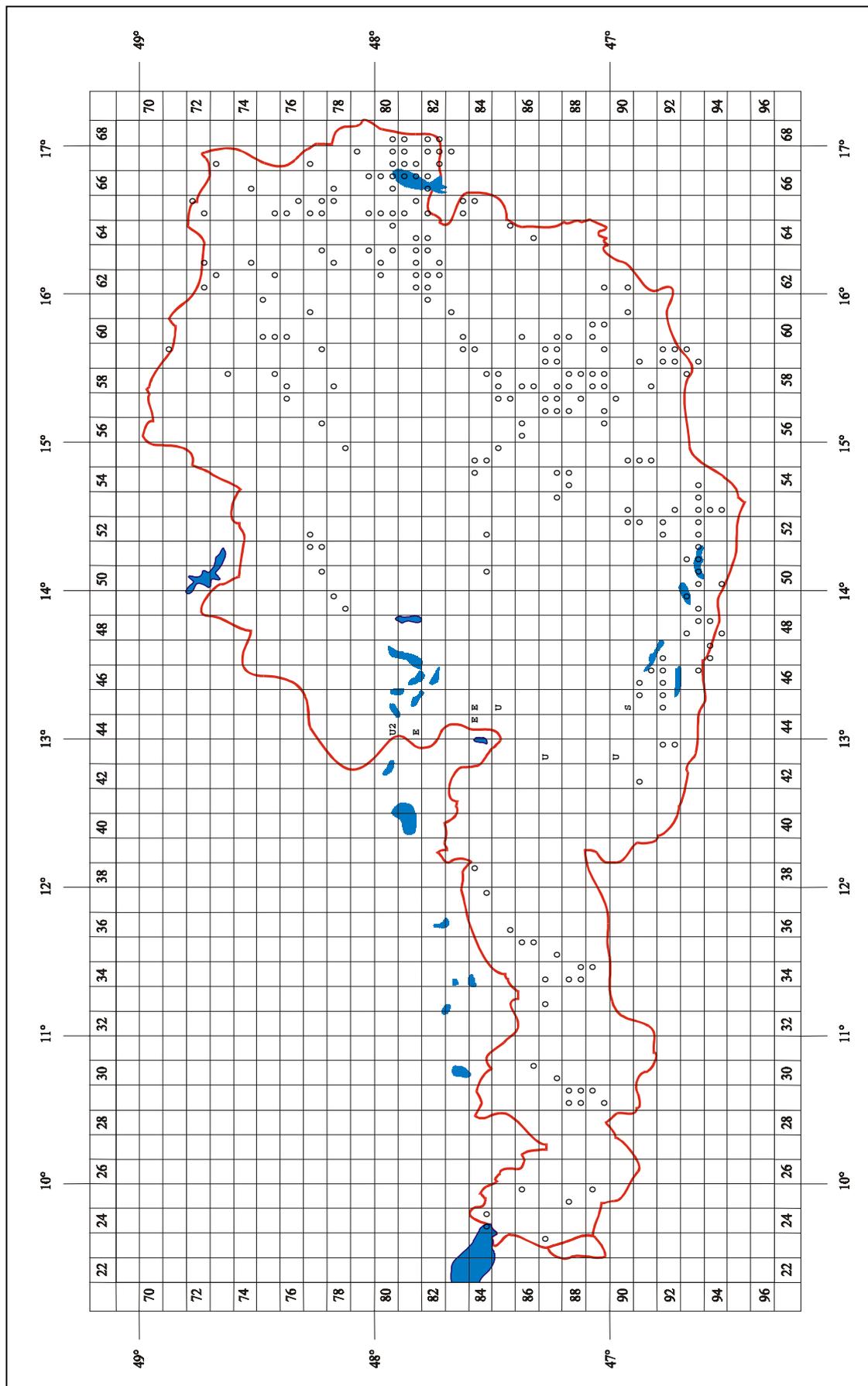


Abb. 37: Verbreitung von *Diplotaxis muralis* in Österreich. Kartierungsdaten bis 1986 mit einzelnen Ergänzungen (NIKLFELD & ENGLISCH, orig.).

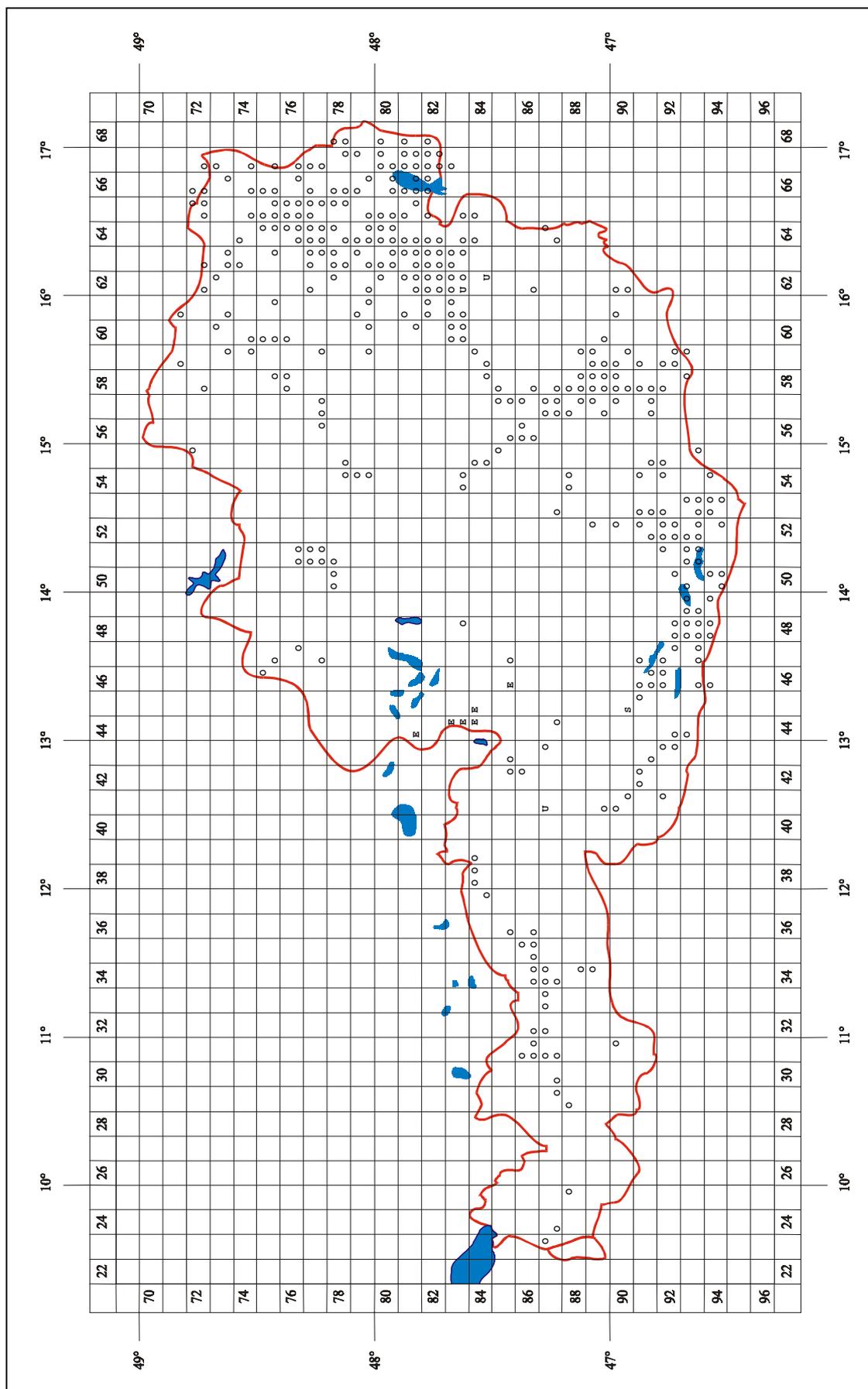


Abb. 38: Verbreitung von *Diplotaxis tenuifolia* in Österreich. Kartierungsdaten bis 1986 mit einzelnen Ergänzungen (NIKLFELD & ENGLISH, orig.).

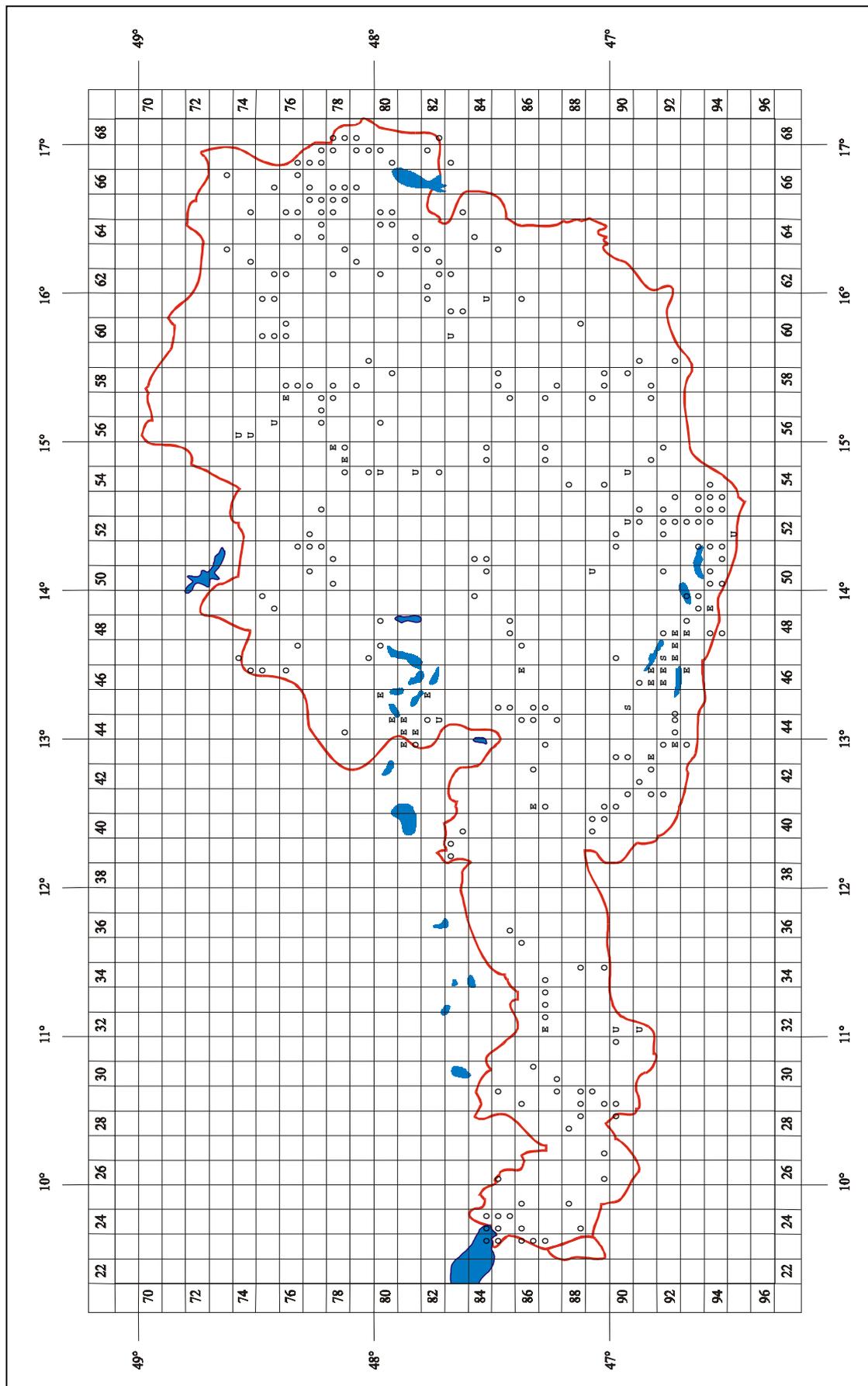


Abb. 39: Verbreitung von *Erucastrum gallicum* in Österreich. Kartierungsdaten bis 1986 mit einzelnen Ergänzungen (NIKL FELD & ENGLISCH, orig.).

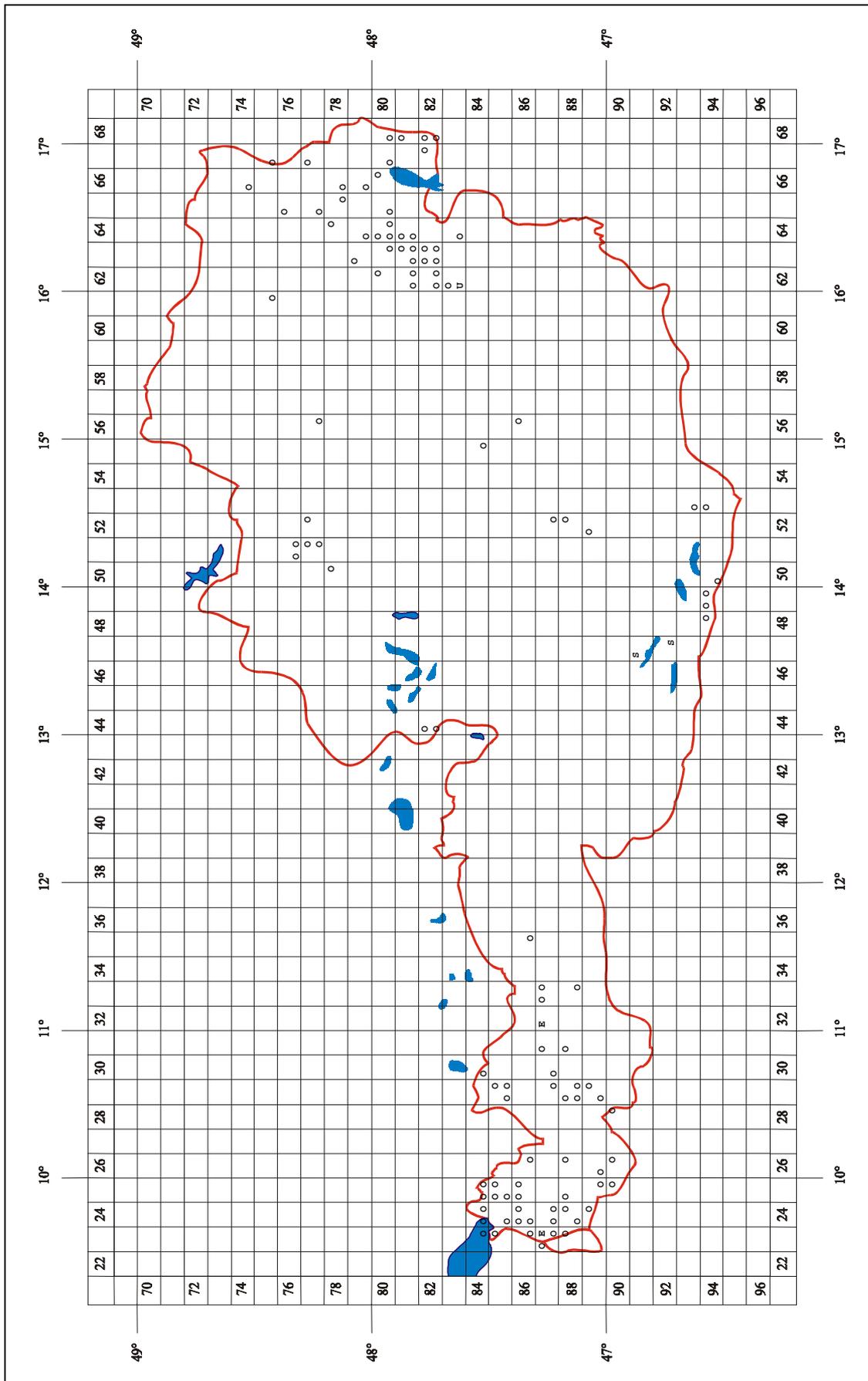


Abb. 40: Verbreitung von *Erucastrum nasturtifolium* s. str. in Österreich. Kartierungsdaten bis 1986 mit einz. Erg. (NIKLFELD & ENGLISCH, orig.).

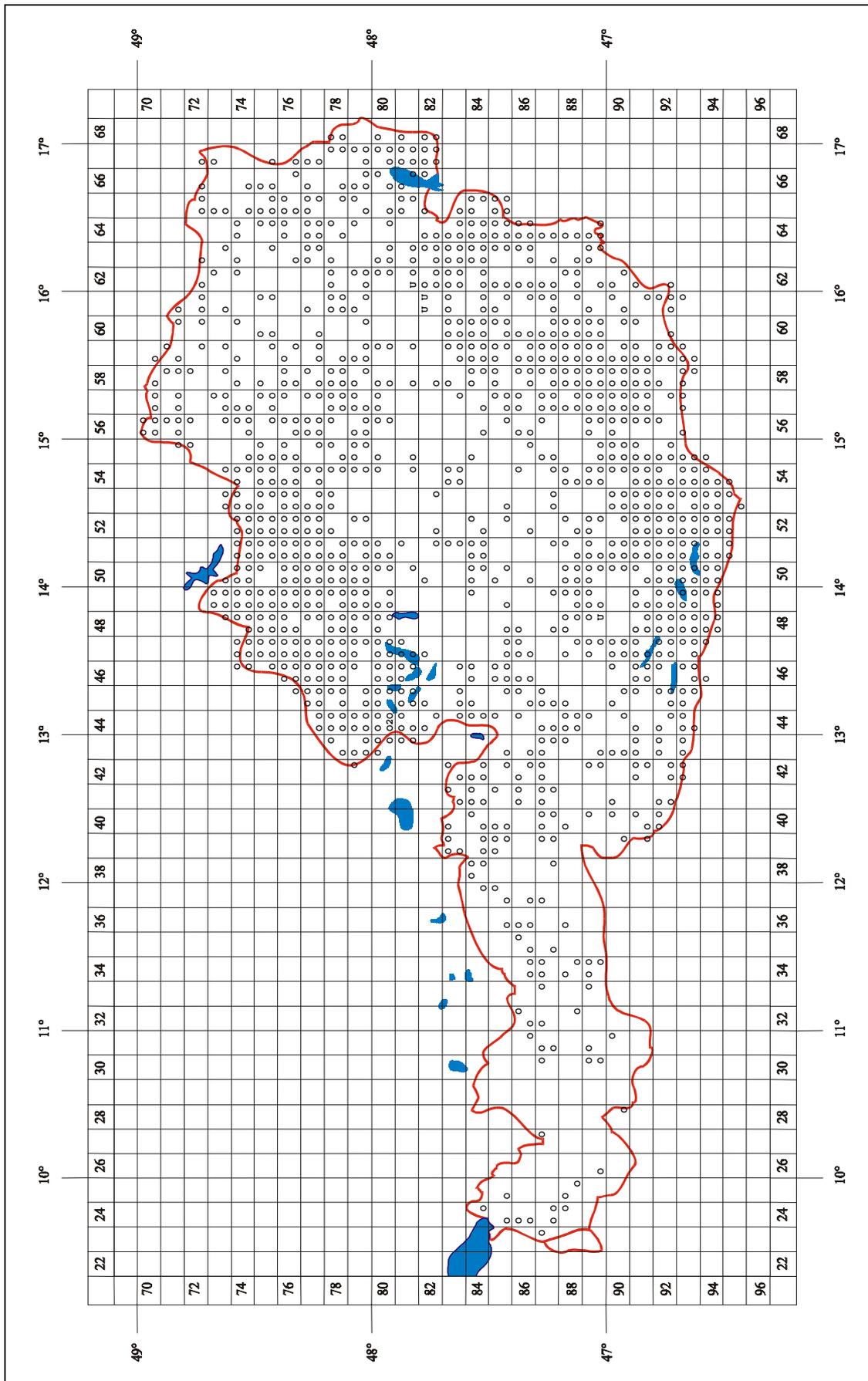


Abb. 42: Verbreitung von *Raphanus raphanistrum* s. str. in Österreich. Kartierungsdaten bis 1986 mit einz. Ergänzungen (NIKLFELD & ENGLISCH, orig.).

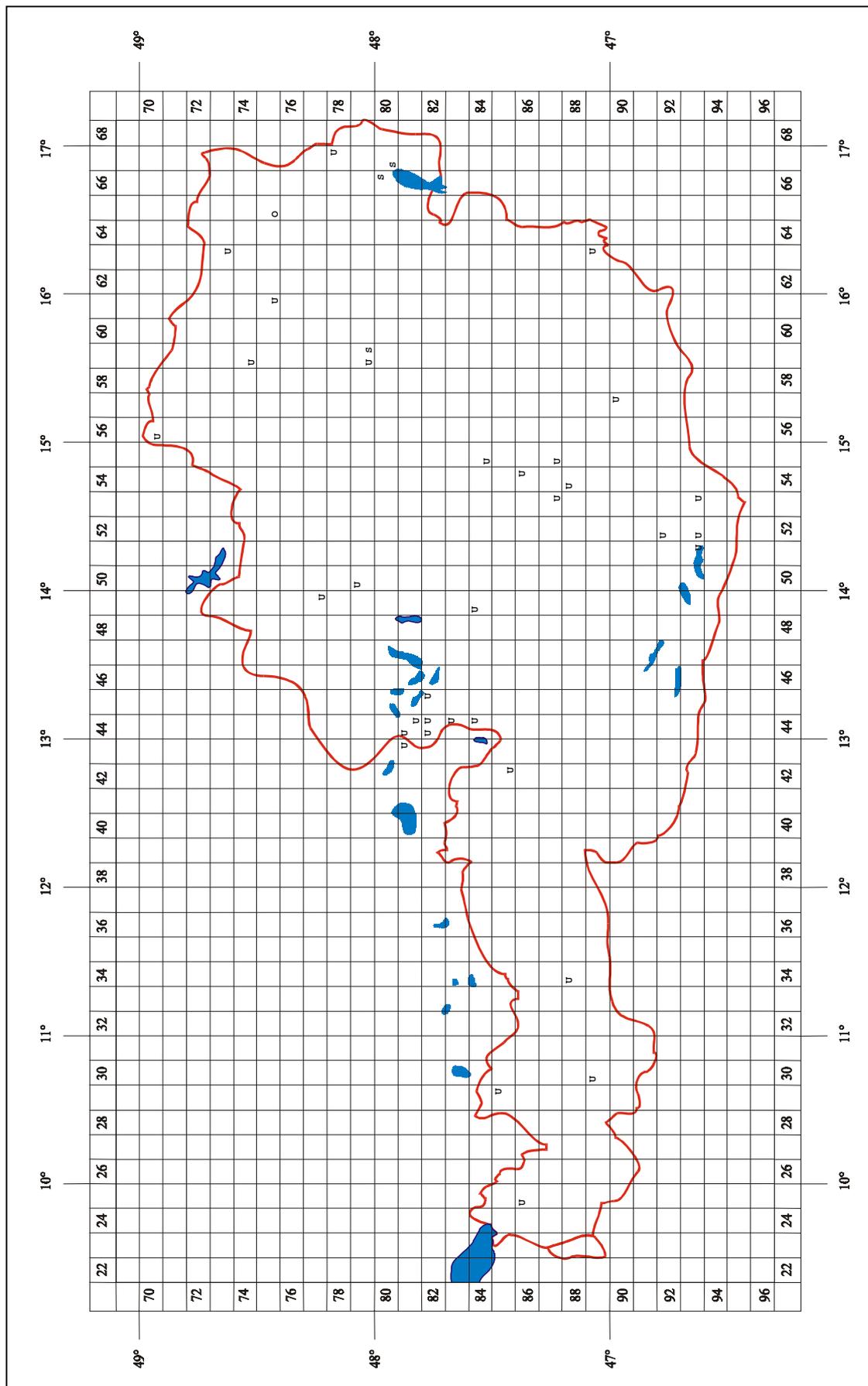


Abb. 43: Verbreitung von *Sinapis alba* in Österreich. Kartierungsdaten bis 1986 mit einzelnen Ergänzungen (NIKLFELD & ENGLISCH, orig.).

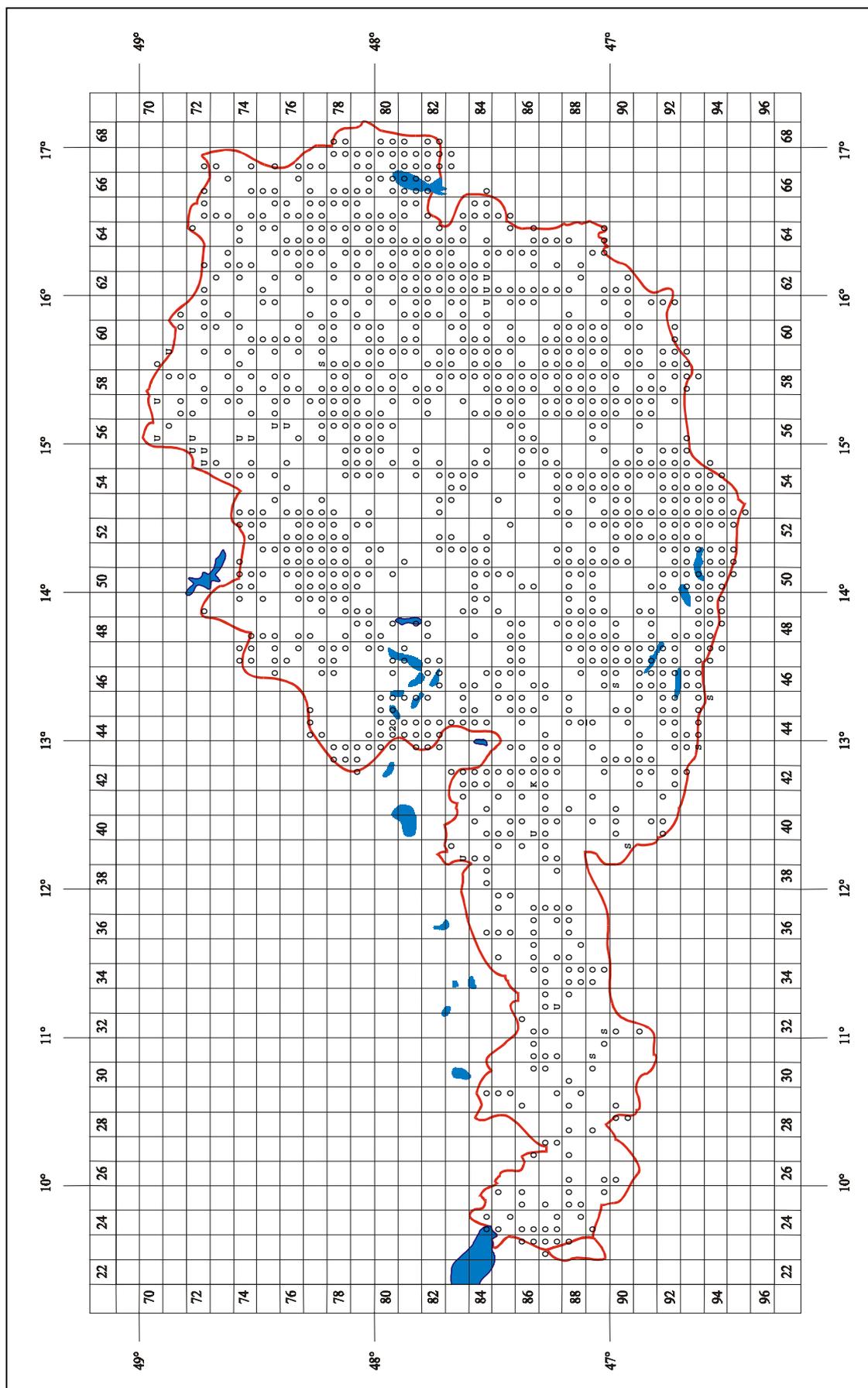


Abb. 44: Verbreitung von *Sinapis arvensis* in Österreich. Kartierungsdaten bis 1986 mit einzelnen Ergänzungen (NIKLFELD & ENGLISCH, orig.).

9 LITERATUR

- AGREVO (1999): A structured stewardship and monitoring programme for agronomic impact of growing LibertyLink™ and SeedLink™ oilseed rape in Europe. *AgrEvo Biotech* 069/3013442: 16pp.
- AHL-GOY, P.; WARREN, G.; WHITE, J.; PRIVALLE, L.; FEARING, P. & VLACHOS, D. (1995): Interaction of an insect tolerant maize with organisms in the ecosystem. In: LANDSMANN, J. & CASPER, R. (Eds.): *Key Biosafety Aspects of Genetically Modified Organisms*. Mitteilungen aus der BBA für Land- und Forstwirtschaft Berlin-Dahlem, 309: 50-53.
- AHMAD, I. & MALLOCH, D. (1995): Interaction of soil microflora with the bioherbicide phosphinotricin. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 54: 165-174.
- AKKERMANS, A. D. L.; van ELSAS, J. D. & de BRUIJN, F. J. (1996): *Molecular Microbial Ecology Manual*. Kluwer Academic Publishers, Dordrecht, The Netherlands.
- ALEF, K. (1991): *Methodenhandbuch Bodenmikrobiologie*. Aktivitäten – Biomasse – Differenzierung. ecomed, Landsberg/Lech.
- ALEF, K. & KLEINER, D. (1989): Rapid and sensitive determination of microbial activity in soils and in soil aggregates by dimethylsulfoxid reduction. *Biol. Fertil. Soils*, 8: 349-355.
- AMMAN, R. I. (1995): In situ identification of Micro-organisms by whole cell hybridization with rRNA-targeted nucleic acid probes. In: AKKERMANS, A. D. L.; van ELSAS, J. D. & de BRUIJN, F. J. (Hrsg.): *Molecular Microbial Ecology Manual*. Kluwer Academic Publishers, Dordrecht, The Netherlands.
- AMMANN, D. & VOGEL, B. (1999): *Langzeitmonitoring gentechnisch veränderter Organismen*. Kantonales Laboratorium Basel-Stadt: 70pp.
- AMMANN, K.; RUFENER, P. & JACOT, Y. (1998): Konzept und praktische Lösungsansätze zur ökologischen Begleitforschung. TA-Workshop BATS, 6.8.1998, Basel.
- AMMER, et al. (1998): Die Auswirkungen von biologischem und konventionellem Landbau auf Flora und Fauna. *Forstwiss. Centralbl.*, 107: 274-291.
- AUERSWALD, K. (1998): Funktionen der Böden im Landschaftshaushalt. In: JESSEL, B.: *Das Schutzgut Boden in der Naturschutz- und Umweltplanung*. Laufener Seminarbeiträge (ANL), 5/98, Bayerische Akademie für Naturschutz und Landschaftspflege: 13-22.
- AUSUBEL, F. M.; BRENT, R.; KINGSTON, R. E.; MOORE, D. D.; SEIDMAN, J. G.; SMITH J. A. & STRUHL, K. (Hrsg.) (1995): *Current protocols in molecular biology*. Vol. 2. John Wiley & Sons, Inc.
- BACK, H.-E.; ROHNER, M.-S.; SEIDLING, W. & WILLECKE, S. (1996): Konzept zur Erfassung und Bewertung von Landschaft und Natur im Rahmen der „Ökologischen Flächenstichprobe“. Bei-träge zur Umweltökonomischen Gesamtrechnung (Statistisches Bundesamt Wiesbaden), 6: 285pp.
- BAKKER, J. P. (1998): The effects of small herbivores on vegetation dynamics in a successional salt marsh gradient. In: SJÖGREN, E.; van der MAAREL, E. & POKARZHEVSAYA, G. (Hrsg.): *Vegetation science in retrospect and perspective (Abstracta)*. *Studies in Plant Ecology*, Vol. 20. Uppsala/Schweden: p 17.
- BARR, C. J.; BUNCE, R. G. H.; CLARKE, R. T.; FULLER, R. M.; FURSE, M. T.; GILLESPIE, M. K.; GROOM, G. B.; HALLAM, C. J.; HORNUNG, M.; HOWARD, D. C. & NESS, M. J. (1993): *Countryside Survey 1990. Main Report*. Inst. of Terrest. Ecol., Countryside 1990 Series, Vol. 2.
- BARTSCH, D. (1994): Ergebnisse der ökologischen Begleitforschung 1993. *Mitteilungen aus der NNA*, 1/94: 40-43.
- BARTSCH, D. & TEBBE, C. C. (1989): Initial steps in the degradation of phosphinotricin (gluphosinat) by soil bacteria. *Appl. Environm. Microbiol.*, 55: 711-715.
- BASKIN, C. C. & BASKIN, J. M. (1988): Germination ecophysiology of herbaceous plant species in a temperate region. *Amer. J. Bot.*, 75(2): 286-305.
- BAUER, S. & THIELKE, G. (1982): Gefährdete Brutvogelarten in der Bundesrepublik Deutschland und im Land Berlin: Bestandsentwicklung, Gefährdungsursachen und Schutzmaßnahmen. *Die Vogelwarte*, 31: 183-391.

- BEIERKUHNLEIN, C. (Hrsg.) (1999): Rasterbasierte Biodiversitätsuntersuchungen in nordbayerischen Landschaftsräumen. Bayreuther Forum Ökologie, Bd. 69: 206pp.
- BERG, H.-M. (1995): Rote Listen ausgewählter Tiergruppen Niederösterreichs: Vögel (Aves). Amt der Niederösterreichischen Landesregierung, Abteilung Naturschutz, Wien.
- BERG, H.-M. & ZELZ, S. (1994): Hohe Siedlungsdichte der Grauammer im Weinviertel, NÖ – eine alte Bahntrasse als bemerkenswertes Refugium für eine gefährdete Vogelart. Vogelkdl. Nachr. Ost-österreich., 5/2: 49-53.
- BERGSCHMIDT, H. (1995): A comparative analysis of releases of genetically modified organisms in different EU member states. In: Umweltbundesamt, Texte 57/97, Berlin.
- BEYSCHLAG, W.; SCHNEIDER, M.; RÖTTGERMANN, M. & STEINLEIN, T. (1999): Die Bedeutung interspezifischer Konkurrenz im Keimlingsstadium für die Sukzession in Sandökosystemen. Abstraktband 29. Jahrestagung der Gesellschaft für Ökologie; Universität Bayreuth: p. 104.
- BFL (BUNDESAMT UND FORSCHUNGSZENTRUM FÜR LANDWIRTSCHAFT) (1999): Österreichische beschreibende Sortenliste 1999. Landwirtschaftliche Pflanzenarten. Schriftenreihe des BFL, 21: 154pp.
- BIERINGER, G. (1997): Bestandslimitierende Faktoren in einer Reliktpopulation des Triels (*Burhinus oediacnemus*) im südöstlichen Niederösterreich. Diplomarbeit Zoolog. Inst. Univ. Wien.
- BIOTECHNOLOGY PERMITS (1999): Biology of Corn. www.aphis.usda.gov/bbep/bp/rapseed.html.
- BISCHOFF, A. (1996): Zur Regeneration von Biozönosen belasteter Agrarökosysteme – Ergebnisse aus dem Projekt STRAS unter besonderer Berücksichtigung der Segetalvegetation. NNA Berichte, 9. Jg. Heft 2: 12-23.
- BISCHOFF, A. (1999): Ausbreitung und Etablierung charakteristischer Pflanzenarten des Auengründlands und ihre Bedeutung für Renaturierungsprozesse. Abstraktband 29. Jahrestagung der Gesellschaft für Ökologie; Universität Bayreuth: p. 97.
- BJERREGAARD, R. (1997): Entscheidung der Kommission vom 23.01.97 über das Inverkehrbringen von genetisch verändertem Mais (*Zea Mays* L.). Amtsblatt der Europäischen Gemeinschaften, L 31: 69-70.
- BLUM, W. E. H.; BRANDSTETTER, A.; RIEDLER, C. & WENZEL, W. W. (1996): Bodendauerbeobachtung: Empfehlung für eine einheitliche Vorgangsweise für Österreich. Umweltbundesamt Wien: 101pp.
- BOULD, A. (1986): Handbook for seed sampling. ISTA-Handbooks: 64pp.
- BRANDT, P. (1998): Begleitforschung zu Freisetzungsexperimenten mit gentechnisch veränderten Pflanzen: „nice to know“ oder „need to know“. Bundesgesundheitsblatt, 12/98: 530-536.
- BREWER, J. S.; RAND, T.; LEVINE, J. M. & BERTNESS, M. D. (1998): Biomass allocation, clonal dispersal, and competitive success in three salt marsh plants. *Oikos*, 82 (2): 347-353.
- BROCK, T. D.; MADIGAN, M. T.; MARTINKO, J. M. & PARKER, J. (1994): *Biology of Microorganisms*. 7th Ed., Prentice Hall, Englewood Cliffs: 909pp.
- BTO (BRITISH TRUST FOR ORNITHOLOGY) (Hrsg.) (1995): The effect of organic farming regimes on breeding and winter bird populations. Part I: Summary report and conclusions. BTO Research Report, No. 154, Thetford: 10pp.
- BUNCE, R. G. H.; HOWARD, D. C.; HALLAM, C. J.; BARR, C. J. & BENEFIELD, C. B. (1993): Ecological Consequences of Land Use Change. Report, Institute of Terrestrial Ecology.
- BUNDESMINISTERIUM FÜR LAND- UND FORSTWIRTSCHAFT (1998): Index Seminum Austriae. Kulturpflanzenevolution und Erhaltung pflanzengenetischer Ressourcen in der Landwirtschaft. Sonderausgabe Förderungsdienst, 2c: 80pp.
- BUNDESMINISTERIUM FÜR LAND- UND FORSTWIRTSCHAFT (1999a): Landwirtschaft von A-Z. Bilanz 1996-1999. Agenda 2000. Sonderausgabe der Zeitschrift „Förderungsdienst“, 3d.
- BUNDESMINISTERIUM FÜR LAND- UND FORSTWIRTSCHAFT (1999b): Österreichs Land-, Forst- und Wasserwirtschaft 1999. Broschüre, Wien: 43pp.

- BUNDESMINISTERIUM FÜR UMWELT (Red.) (1995): Nationaler Umweltplan. Österreichische Bundesregierung, Styria: 324pp.
- BÜRKI, H.-M. & HAUSAMMANN, A. (1993): Überwinterung von Arthropoden im Boden und an Ackerkräutern künstlich angelegter Ackerkrautstreifen. Agrarökologie 7, Verlag Paul Haupt, Bern-Stuttgart-Wien: 158pp.
- BURNS, R. G. (1978): Soil enzymes. Academic Press, New York.
- CAMPBELL, S. M. (1994): An acute oral toxicity study with the Northern Bobwhite (*Colinus virginianus*). In: CIBA-GEIGY: Application for placing on the market a genetically modified plant (maize protecting itself against corn borers), according to part C of directive 90/220/EC and Commission Decision 92/146/EC. Appendix C-1: p. 249 und p. 328.
- CASPER, R. & LANDSMANN, J. (1993): Freisetzungsversuche mit gentechnisch veränderten Pflanzen und Mikroorganismen – kein Risiko für die Umwelt. Gesunde Pflanzen, 45: 182-188.
- CIBA-GEIGY (1994): Application for placing on the market a genetically modified plant (maize protecting itself against corn borers), according to part C of directive 90/220/EC and Commission Decision 92/146/EC.
- COLWELL, R. R.; BRAYTON, P. R.; GRIMES, D. J.; ROSZAK, D. R.; HUQ, S. A. & PALMER, L. M. (1985): Viable but nonculturable *Vibrio cholerae* and related pathogens in the environment: implications for the release of genetically engineered microorganisms. Bio/Technology, 3: 817-820.
- CONNER, A. J. & DALE, P. J. (1996): Reconsideration of pollen dispersal data from field trials of transgenic potatoes. Theoretical and Applied Genetics, 92(5): 505-508.
- CONNER, J. K. & ZANGORI, L. A. (1998): Combined effects of water, nutrient, and UV-B stress on female fitness in *Brassica* (Brassicaceae). American Journal of Botany, 85(7): 925-931.
- CRAWLEY, M. J.; HAILS, R. S.; REES, M.; KOHN, D. & BUXTON, J. (1993): Ecology of transgenic oilseed rape in natural habitats. Nature, Vol. 363: 620-623.
- CROSSLEY, D. A.; COLEMAN, D. C.; HENDRIX, P. F.; CHENG, W.; WRIGHT, D. H.; BEARE, M. H. & EDWARDS, C. A. (1991): Modern techniques in soil ecology. Elsevier, Amsterdam.
- DAMGAARD, C. (1998): Plant competition experiments: Testing hypothesis and estimating the probability of coexistence. Ecology Washington DC. July, 1998; 79 (5): 1.760-1.767.
- DE VRIES, F.T. (1996): Cultivated plants and the wild flora: Effect analysis by dispersal codes. Dissertation, Leiden (Niederlande): 222pp.
- DICK, G. & TIEFENBACH, M. (1996): Umsetzung des Übereinkommens über die biologische Vielfalt. Tagungsberichte, 16: 64pp.
- DIERSCHKE, H. (1972): Zur Aufnahme und Darstellung phänologischer Erscheinungen in Pflanzengesellschaften. In: TÜXEN, R. (Hrsg.): Grundfragen und Methoden in der Pflanzensoziologie. Ber. ü. d. Int. Symp. der Int. Vereinig. f. Vegetationskunde, Rinteln 1970: 291-311.
- DIERSCHKE, H. (1989): Symphänologische Aufnahme- und Bestimmungsschlüssel für Blütenpflanzen und ihre Gesellschaften in Mitteleuropa. Tuexenia, 9: 477-484.
- DIERSCHKE, H. (1994): Pflanzensoziologie. Grundlagen und Methoden. Ulmer, Stuttgart: 683pp.
- DOGAN, E. B.; BERRY, R. E.; REED, G. L. & ROSSIGNOL, P. A. (1996): Biological parameters of convergent lady beetle (Coleoptera: Coccinellidae) feeding on aphids (Homoptera: Aphididae) on transgenic potato. Journal of Economic Entomology, 89: 1.105-1.108.
- DUELLI, P.; STUDER, M. & KATZ, E. (1990): Minimalprogramme für die Erhebung und Aufbereitung zoökologischer Daten als Fachbeiträge zu Planungen am Beispiel ausgewählter Arthropodengruppen. Schr.-R. f. Landschaftspflege u. Naturschutz, 32: 211-222.
- DUNGER, W. & FIEDLER, H. J. (1989): Methoden der Bodenbiologie. Gustav Fischer Verlag, Stuttgart, New York.
- DVORAK, M. (1993): Verbreitung und Bestand der Dohle (*Corvus monedula*) in Österreich in den Jahren 1993 und 1994. BirdLife Österreich – Gesellschaft für Vogelkunde, Wien.

- DVORAK, M. (1994): Bestandsüberwachung der österreichischen Brutvögel. Arbeitsunterlagen von BirdLife Österreich – Gesellschaft für Vogelkunde, Wien.
- DVORAK, M. & KARNER, E. (1995): Important Bird Areas in Österreich. Monographien, Bd. 71, Umweltbundesamt, Wien.
- DVORAK, M.; RANNER, A. & BERG, H.-M. (1993): Atlas der Brutvögel Österreichs. Umweltbundesamt, Wien: 527pp.
- EBER, F.; CHEVRE, A. M.; BARANGER, A.; VALLEE, P.; TANGUY, X.; RENARD, M. (1994): Spontaneous hybridization between a male-sterile oilseed rape and two weeds. *Theoretical and Applied Genetics*, 88(3-4): 362-368.
- EDER, E. & HÖDL, W. (1996): Bestimmungshilfen zur Erkennung heimischer Anostraca, Notostraca und Conchostraca. *Stapfia*, 42: 111-136.
- ELLENBERG, H. (1992): Eutrophierung als wesentliches „Hintergrund-Problem“ für wildlebende Organismen in Mitteleuropa. In: Biologische Bundesanstalt für Land- und Forstwirtschaft Berlin-Dahlem (Hrsg.): Pflanzenschutzmittel und Vogelgefährdung – Vorträge eines ornithologischen Rundgesprächs am 8. und 9. April 1991 in Münster/Westf..
- ELLMAUER, T. (1995): Biodiversity hot-spots in Österreich – eine erste Annäherung. *Zeitschrift f. Ökologie und Naturschutz*, 3: 271-279.
- ELLMAUER, T. (1996): Die Bedeutung von Wiesengesellschaften für Biodiversität und Naturschutz in Österreich. *Verh. Zool.-Bot. Ges. Österreich*, 133: 277-299.
- ELLMAUER, T.; GRABHERR, G. & NIKLFELD, H. (1993): Erster Überblick zur Biodiversität Österreichs. WWF Österreich, Studie 12: 97pp.
- ELLMAUER, T.; TRAXLER, A. & RANNER, A. (1998): Die Natura 2000-Gebiete Österreichs. Studie im Auftrag des Umweltbundesamtes: 414pp.
- ELLMAUER, T.; TRAXLER, A.; RANNER, A. & PAAR, M. (1999): Nationale Bewertung des österreichischen Natura 2000-Netzwerkes. Umweltbundesamt Wien, Reports R-158: 87pp.
- ENGLAND, L. S.; LEE, H. & TREVORS, J. T. (1993): Bacterial survival in soil: Effects of clays and protozoa. *Soil Biol. Biochem.*, 25: 525-531.
- EPA (1995): Pesticide Fact Sheet, *Bacillus thuringiensis* Cry1Ab δ -endotoxin and the genetic material necessary for its production (Plasmid Vector pCIB4431) in corn. Environmental Protection Agency, date issued, 8/10/95.
- ERNST, D.; ROSENBROCK, H.; HARTMANN, A.; KIRCHHOF, G.; BAUER, S.; LUDWIG, W.; SCHLEIFER, K.-H.; SANDERMANN, H. & FISCHBECK, G. (1998): Sicherheitsforschung zu Freisetzungsversuchen in Roggenstein (Bayern). *Bundesgesundheitsblatt*, 12/98: 523-530.
- ESSL, F.; ELLMAUER, T. & EGGER, G. (o.J.): Rote Liste der Biotoptypen Österreichs. Derzeit in Bearbeitung (Umweltdachverband ÖGNU). Studie im Auftrag von BMUJF und Umweltbundesamt Wien. Geplante Fertigstellung August 2000.
- FELDMANN, S. D.; BRANDES, E.; PFEILSTETTER, E.; MATZK, A. & SCHIEMANN, J. (1998): Begleituntersuchungen des Landes Niedersachsen zur Freisetzung transgener, herbizidresistenter Rapspflanzen. *Bundesgesundheitsblatt*, 12/98: 536-542.
- FELSKE, A.; RHEIMS, H.; WOLTERINK, A.; STACKEBRANDT, E. & AKKERMANS, A. D. L. (1997): Ribosome analysis reveals prominent activity of an uncultured member of the class Actinobacteria in grassland soils. *Microbiology*: 143pp.
- FINCK, P.; HAMMER, D.; KLEIN, M.; KOHL, A.; RIECKEN, U.; SCHRÖDER, E.; SSYMANK, A.; VÖLKL, W. (1992): Empfehlungen für faunistisch-ökologische Datenerhebungen und ihre naturschutzfachliche Bewertung im Rahmen von Pflege- und Entwicklungsplänen für Naturschutzroßprojekte des Bundes. *Natur und Landschaft*, 67: 329-340.
- FINK, M.; GRÜNWEIS, F. M. & WRBKA, T. (1989): Kartierung ausgewählter Kulturlandschaften Österreichs. Umweltbundesamt Wien, Bd. 11: 335pp.
- FISCHBECK, G. (1998): Sicherheitsforschung zu Freisetzungsversuchen in Roggenstein. *VDBiol-Forum*, 13.3.98, München.

- FISCHER, A. (1987): Untersuchungen zur Populationsdynamik am Beginn von Sekundärsukzessionen. Diss. Bot., 110, Cramer. Berlin. Stuttgart: 234pp.
- FLADE, M. (1994): Die Brutvogelgemeinschaften Mittel- und Norddeutschlands. Grundlagen für den Gebrauch vogelkundlicher Daten in der Landschaftsplanung. IHW, Eching: 879pp.
- FÖRSTER, B. (1998): Studie zur Ökologie ausgewählter Mikroorganismen. UBA-Texte, 64/98. Umweltbundesamt Berlin: 167pp.
- FÖRSTER, K.; SCHUSTER, C.; BELTER, A. & DIEPENBROCK, W. (1998): Agrarökologische Auswirkungen des Anbaus von transgenem herbizidtoleranten Raps (*Brassica napus* L.). Bundesgesundheitsblatt, 12/98: 547-552.
- FORSTLICHE BUNDESVERSUCHSANSTALT (1995): Instruktion für die Feldarbeit der Österreichischen Waldinventur (1992-1996); Manuskript: 194pp.
- FRANK, D. & KLOTZ, S. (1990): Biologisch-ökologische Daten zur Flora der DDR. Wiss. Beitr., Univ. Halle, 60 (P35): 1-103.
- FRANK, T. (1996): Species diversity and activity densities of epigaeic and flower visiting arthropods in sown weed strips and adjacent fields. IOBC wprs Bulletin, 19 (3): 101-105.
- FREDSHAVN, J. R. & POULSEN, G. S. (1994): Growth behavior and competitive ability of transgenic crops. In: PLANT GENETIC SYSTEMS: Notification Number C/UK/94/M1/1 to market genetically modified hybrid oilseed rape from Plant Genetic Systems in accordance with directive 90/220/EEC. Part 2. Annex II.6: 1-13.
- FREY, H. & SENN, H. (1980): Zur Ernährung des Würgfalken (*Falco cherrug*) und Wanderfalken (*Falco peregrinus*) in den niederösterreichischen Kalkvorbergen. Egretta, 23: 31-38.
- FRIEBEN, B. & KÖPKE, U. (1994): Bedeutung des organischen Landbaues für den Arten- und Biotopschutz in der Agrarlandschaft. In: Integrative Extensivierungs- und Naturschutzstrategien. Forschungsberichte, Lehr- und Forschungsschwerpunkt umwelt- und standortgerechte Landwirtschaft, Universität Bonn, Heft 15: 77-88.
- FRIEDEL, J. K. & von LÜTZOW, M. (1998): Bodenbiomasse. In: BLUME, H.-P. (Hrsg.): Handbuch der Bodenkunde – Loseblattausgabe. Ecomed Verlagsgesellschaft mbH, Landsberg/Lech: 4Erg. Lfg. 5/98.
- FRITZ-KÖHLER, W. (1994): Zur Auswirkung herbizidfreier Ackerrandstreifen auf phytophage Käfer. In: Schriftenreihe zum Schutze gefährdeter Pflanzen. Symposium-Bericht „Flora und Fauna der Äcker und Weinberge“ (17.-20.6.1992), Hamburg, Heft 5: 141-149.
- GARLAND, J. L. & MILLS, A. L. (1991): Classification and characterization of heterotrophic microbial communities on the basis of patterns of community-level sole-carbon-source utilization. Appl. Environ. Microb., 57(8): 2.351-2.359.
- GATTER, W. & GATTER, D. (1973): Massenwanderung der Schwebfliege *Eristalis tenax* und des marienkäfers *Coccinella septempunctata* am Randecker Maar, Schwäbische Alb. Jh. Ges. Naturk. Württ., 128: 148-150.
- GAUGITSCH, H. (1998): Bewertung von Herbizidresistenzen aus der Sicht des Umweltbundesamtes. In: TRAXLER, A. (Hrsg.): Ökologische Risikoabschätzung von genetisch veränderten Pflanzen. Forschungsberichte, Bundeskanzleramt, Sektion VI, Wien, 10/98: 59-62.
- GEBHARD, F. & SMALLA, K. (1998): Transformation of *Acinetobacter* sp. strain BD413 by transgenic sugar beet DNA. Appl. Environ. Microbiol., 64 (4): 1.550-1.554.
- GEMMEKE, H. & ELLENBERG, H. (1992): Pflanzenschutzmittel und Vogelgefährdung – Vorträge eines ornithologischen Rundgesprächs am 8. und 9. April 1991 in Münster/Westf. Biologische Bundesanstalt für Land- und Forstwirtschaft Berlin-Dahlem.
- GEPP, J. (1975): Syrphidenwanderung in der Weststeiermark. Mitt. naturwiss. Ver. Steiermark, 105: 279-285.
- GEPP, J. (Ed.) (1994): Rote Listen gefährdeter Tiere Österreichs. Grüne Reihe des Bundesministeriums für Umwelt, Jugend und Familie, Wien, Bd. 2: 355pp.
- GERDEMANN-KNÖRCK, M. & TEGEDER, M. (1997): Kompendium der für Freisetzen relevanten Pflanzen; hier: *Brassicaceae*, *Beta vulgaris*, *Linum usitatissimum*. Texte, 38/97, Umweltbundesamt Berlin: 221pp.

- GESETZ ZUM SCHUTZ DES BODENS (1998): Gesetz zum Schutz vor schädlichen Bodenveränderungen und zur Sanierung von Altlasten (Bundes-Bodenschutzgesetz – BBodSchG. vom 17. März 1998). Bundesgesetzblatt Jg. 1998 Teil I Nr. 16, ausgegeben zu Bonn am 24. März 1998: 502-510; Bundesrepublik Deutschland.
- GLÄNZER, U.; HAVELKA, P. & THIEME, K. (1993): Rebhuhn-Forschung in Baden Württemberg. Beih. Veröff. Naturschutz Landschaftspflege Bad.-Württ., 70: 108pp.
- GLAUNINGER, J. (1998): Bewertung von Herbizidresistenzen – Bedeutung von gentechnisch veränderten herbizidresistenten Pflanzen in der landwirtschaftlichen Praxis. In: TRAXLER, A. (Hrsg.): Ökologische Risikoabschätzung von genetisch veränderten Pflanzen. Forschungsberichte, Bundeskanzleramt, Sektion VI, Wien, 10/98: 56-58.
- GLUTZ VON BLOTZHEIM, U.N. & BAUER, K. (BEZZEL, E.) (1966-1993): Handbuch der Vögel Mitteleuropas. Gaviiformes bis Passeriformes (Sturnidae). Bände 1-13. Wiesbaden. Aula.
- GRABHERR, G.; KOCH, G.; KIRCHMEIER, H. & REITER, K. (1995): Hemerobie österreichischer Wald-ökosysteme – Vorstellung eines Forschungsvorhabens im Rahmen des österreichischen Beitrages zum MAB-Programm der UNESCO. Zeitschrift für Ökologie und Naturschutz, 4: 105-110.
- GRABHERR, G.; MUCINA, L.; ELLMAUER T. & WALLNÖFER, S. (Hrsg.) (1993): Die Pflanzengesellschaften Österreichs. Teil I-III. Gustav Fischer Verlag, Jena.
- GRAYSTON, S. J.; VAUGHAN, D. & JONES, D. (1997): Rhizosphere carbon flow in trees, in comparison with annual plants: the importance of root exudates and its impact on microbial activity and nutrient availability. Appl. Soil Ecol., 5(1): 29-55.
- GRIME, J. P. (1979): Plant strategies and vegetation processes. Chichester, New York: 222pp.
- GRIME, J. P. (1989): Seed banks in ecological perspective. In: PARKER, V. T.; LECK, M. A. & SIMPSON, R. L. (Hrsg.): The ecology of seed banks. Academic Press, San Diego, New York, Boston, London, Sydney, Tokyo, Toronto: 15-22.
- GRIME, J. P.; MASON, G.; CURTIS, A. V.; RODMAN, R.; BAND, S. R.; MOWFORTH, M. A. G.; NEAL, A. M. & SHAW, S. (1981): A comparative study of germination characteristics in local flora. J. Ecology, 69: 1.017-1.059.
- GROSSMANN, M. (1988): Grundlagen für Biotopverbundsysteme im Passauer Abteiland am Beispiel des Flurbereinigungsverfahrens Kirchberg. Diplomarbeit FH Weihenstephan, FB Landschaftspflege.
- GUO, Q.; BROWN, J. H. & ENQUIST, B. J. (1998): Using constraint lines to characterize plant performance. Oikos, 83(2): 237-245.
- HAFEZ, M.; SALAMA, H. S.; ABOUL-ELA, R.; ZAKI, F. N. & RAGAEI, M. (1997): *Bacillus thuringiensis* affecting the larval parasite *Meteorus laeviventris* (Wesm.) (Hym., Braconidae) associated with *Agrotis ypsilon* (Rott.) (Lep., Noctuidae) larvae. Journal of Applied Entomology, 121: 535-538.
- HÄNGGI, A. (1989): Erfolgskontrollen in Naturschutzgebieten. Natur und Landschaft 64. Jg., Heft 4: 143-146.
- HANLEY, M. E.; FENNER, M. & EDWARDS, P. (1995): An experimental field study of the effects of mollusc grazing on seedling recruitment and survival in grassland. Journal of Ecology, 83(4): 621-627.
- HARTL, H.; KNIEL, G.; LEUTE, G. H. & NIKLFELD, H. (1992): Verbreitungsatlas der Farn- und Blütenpflanzen Kärntens. Klagenfurt, Naturwiss. Verein: 451pp.
- HEISSENBERGER, A.; UNGER, G.; WOTTAWA, A. & SCHMID, J. (1999): Möglichkeiten zum Monitoring des Einflusses transgener Pflanzen auf Bodenmikroorganismen. Report-160, Umweltbundesamt, Wien.
- HENDRIKSEN, N. B. (1990): Leaf litter selektion by detritivore and geophagous earthworms. Biol. Fertil. Soils, 10: 17-21.
- HILBECK, A.; BAUMGARTNER, M.; FRIED, P. M. & BIGLER, F. (1998a): Effects of transgenic *Bacillus thuringiensis* corn-fed prey on mortality and development time of immature *Chrysoperla carnea* (Neuroptera: Chrysopidae). Environm. Entomol., 27 (2): 480-487.

- HILBECK, A. & BIGLER, F. (1998): Mögliche agrarökologische Implikationen beim Anbau von transgenen Bt-Pflanzen. Fallbeispiel: Bt-Mais und *Chrysoperla carnea*, die Grüne Florfliege. In: TRAXLER, A. (Hrsg.): Ökologische Risikoabschätzung von gentechnisch veränderten Pflanzen: Auskreuzung und Bewertung agronomisch relevanter Resistenzen – Tagungsband zum Symposium vom 19.05.98, Wien. Institut für Pflanzenphysiologie, Abteilung für Vegetationsökologie und Naturschutzforschung, Univ. Wien.
- HILBECK, A.; MOAR, W. J.; PUSZTAI-CAREY, M.; FILIPPINI, A. & BIGLER, F. (1998b): Toxicity of *Bacillus thuringiensis* Cry1Ab toxin to the predator *Chrysoperla carnea* (Neuroptera: Chrysopidae). *Environm. Entomol.*, 27 (5): 1.255-1.263.
- HINTERMANN & WEBER AG (1999): Biodiversitätsmonitoring Schweiz. Bericht über den Stand des Projektes Ende 1998. Bericht im Auftrag des BUWAL: 57pp.
- HINTERMANN, U.; LOCHER, R.; ROHNER, J.; WEBER, D. & ZANGGER, A. (1996): Biodiversitätsmonitoring Schweiz. Bericht zum ersten Teil der Vorbereitungsphase. Erhältlich bei: Hintermann & Weber AG, Hauptstr. 52, 4153 Reinach.
- HÖDL, W. & EDER, E. (1996): Die Groß-Brachiopoden der österreichischen March-Auen. *Stapfia*, 42: 29-50.
- HOFFMANN-KROLL, R.; SCHÄFER, D. & SEIBEL, S. (1995): Indikatorsystem für den Umweltzustand in Deutschland. *Wirtschaft und Statistik*, 8: 589-597.
- HOLZ, B. (1988): Die landschaftsökologische Bedeutung der Ackerrandstreifen-Programme. Schriftenreihe Bayer. Landesamt für Umweltschutz, 84: 245-261.
- HOLZNER, W. (Hrsg.) (1989): Biotoptypen in Österreich. Vorarbeiten zu einem Katalog. Umweltbundesamt Wien, Monographien: 233pp.
- HOPPICHLER, J. (1999): ExpertInnenbefragung zur Bewertung und Evaluation „GVO-freier ökologisch sensibler Gebiete“. Studie im Auftrag des BM f. Frauenangelegenheiten und Verbraucherschutz, Wien: 63pp.
- ISTA (1999): International rules for seed testing. *Seed Science and Technology*, Vol.27, Supplement.
- JANSSEN, P.; MAQUELIN, K.; COOPMAN, R.; TJERNBERG, I.; BOUVET, P.; KERSTERS, K. & DIJKSHOORN, L. (1997): Discrimination of acinetobacter genomic species by AFLP fingerprinting. *Int. J. Syst. Bacteriol.*, 47(4): 1.179-1.187.
- JUNGMEIER, M. (1992): Ökowerflächen. Broschüre des Distelvereins. Orth/Donau: 59pp.
- KÄPPELI, O. & SCHULTE, E. (1998): Bio- und Gentechnologie II. Technikbeurteilung offener Systeme. vdf Hochschulverlag AG, ETH Zürich: 71pp.
- KARNER, E.; MAUERHOFER, V. & RANNER, A. (1997): Handlungsbedarf für Österreich zur Erfüllung der EU-Vogelschutzrichtlinie (2. Auflage). Reports R-144, Umweltbundesamt, Wien.
- KEDDY, P.; FRASER, L. H. & WISHEU, I. C. (1998): A comparative approach to examine competitive response of 48 wetland plant species. *Journal of Vegetation Science*, 9 (6): 777-786.
- KELLER, S. & DUELLI, P. (1990): Ökologische Ausgleichsflächen und ihr Einfluß auf die Regulierung von Schädlingspopulationen. *Mitteilungen der Schweizerischen Entomologischen Gesellschaft*, 63: 431-437.
- KENNEDY, A. C. & SMITH, K. L. (1995): Soil microbial diversity and the sustainability of agricultural soils. *Plant Soil*, 170: 75-86.
- KERNER, H. F.; SPANAU, L. & KÖPPEL, J. G. (1991): Methoden zur angewandten Ökosystemforschung. Abschlußbericht MAB-Projekt 6 „Ökosystemforschung Berchtesgaden“ 1981-1991: 109pp.
- KJELLSON, G. & SIMONSEN, V. (1994): Field performance of transgenic rape in relation to background vegetation. In: PLANT GENETIC SYSTEMS: Notification Number C/UK/94/M1/1 to market genetically modified hybrid oilseed rape from Plant Genetic Systems in accordance with directive 90/220/EEC. Part 2. Annex II.6, App. 1.
- KLEIN, E. & STADLER, J. (1999): Konkurrenz bei Ackerunkräutern: Die Bedeutung von Mortalität und phänotypischer Plastizität. Abstraktband 29. Jahrestagung der Gesellschaft für Ökologie; Universität Bayreuth: 105pp.

- KLINGAUF, F. (1988): Ackerschonstreifen als Beitrag zu einer umweltschonenden Landnutzung. Mitt. biol. Bundesanstalt Land- und Forstwirtschaft, 247: 7-14.
- KNAUER, N. (1994): Situation des Naturschutzes heute – Ist die Gentechnik wirklich ein neues Problem? Mitteilungen aus der NNA, 1/94: 32-35.
- KÖCHL (Hrsg.) (1996): Ökologische Evaluierung des Umweltprogrammes (ÖPUL). BMLF, Wien, Bd. 1+2: 377pp.
- KOMMISSION DER EUROPÄISCHEN GEMEINSCHAFT (1994): Richtlinie 94/15/EG der Kommission vom 15.04.94 zur ersten Anpassung der Richtlinie 90/220/EWG des Rates über die absichtliche Freisetzung genetisch veränderter Organismen in die Umwelt an den technischen Fortschritt. Amtsblatt der Europäischen Gemeinschaft, Nr. L103: 20-27.
- KOMMISSION DER EUROPÄISCHEN GEMEINSCHAFTEN (1996): Report on the review of directive 90/220/EEC in the context of the Commission's Communication on Biotechnology and the White Paper. COM(96)630 endg. vom 10.12.1996.
- KOWARIK, I. (1995): Time-lags in biological invasions. – In: PYSEK, P.; PRACH, K.; REJMÁNEK, M. & WADE, M. (Hrsg.): Plant invasions. General aspects and special problems. SPB Academic Publ., Amsterdam: 15-38.
- KOWARIK, I. (1998): Das „exotic species model“ als Hilfsmittel zur Risikoabschätzung gentechnisch veränderter Pflanzen. In: TRAXLER, A. (Hrsg.): Ökologische Risikoabschätzung von genetisch veränderten Pflanzen. Forschungsberichte, Bundeskanzleramt, Sektion VI, Wien, 10/98: 13-19.
- KOWARIK, I & SCHEPKER, H. (1999): Invasionspotential und Invasionserfolg nichteinheimischer Pflanzenarten. Abstraktband 29. Jahrestagung der Gesellschaft für Ökologie; Universität Bayreuth: 115pp.
- KRIETE, G. & BROER, I. (1996): Influence of the herbicide phosphinotricin on growth and nodulation capacity of *Rhizobium meliloti*. Appl. Microbiol. Biotechnol., 46: 580-586.
- KUTZENBERGER, H. (1994): Bestandsentwicklung des Ortolans (*Emberiza hortulana* L.) und Landschaftsveränderungen im Weinviertel (Niederösterreich) seit 1960. In: STEINER, H. M. (Hrsg.): I. Ortolan-Symposium Wien 1992. Wien. Inst. für Zoologie/Univ. Bodenkultur.
- LABES, G.; DANNEBERG, G. & SIMON, R. (1999): Abschätzung der Einwirkungen gentechnisch veränderter Kulturpflanzen auf den Boden, vor allem auf die organische Substanz als Träger der Lebensraumfunktion. UBA-Texte, 34/99. Umweltbundesamt Berlin.
- LANDBO, L. & JORGENSEN, R. B. (1997): Seed germination in weedy *Brassica campestris* and its hybrids with *Brassica napus*: Implications for risk assessment of transgenic oilseed rape. Euphytica, 97/2: 209-216.
- LANDMANN, A.; GRÜLL, A.; SACKL, P. & RANNER, A. (1990): Bedeutung und Einsatz von Bestandserfassungen in der Feldornithologie: Ziele, Chancen, Probleme und Stand der Anwendung in Österreich. Egretta, 1: 11-50.
- LATOUR, J. B. & REILING, R. (1994): Comparative environmental threat analysis: Three case studies. Environmental Monitoring and Assessment, 29(2): 109-125.
- LAUSSMANN, H. & PLACHTER, H. (1998): Der Einfluß der Umstrukturierung eines Landwirtschaftsbetriebes auf die Vogelfauna: Ein Fallbeispiel aus Süddeutschland. Vogelwelt, 119: 7-19.
- LAVIGNE, C.; KLEIN, E. K.; VALLEE, P.; PIERRE, J.; GODELLE, B. & RENARD, M. (1998): A pollen-dispersal experiment with transgenic oilseed rape. Estimation of the average pollen dispersal of an individual plant within a field. Theoretical and Applied Genetics. May, 1998; 96 (6-7): 886-896.
- LAVIGNE, C.; MANAC'H, H.; GUYARD, C. & GASQUEZ, J. (1995): The cost of herbicide resistance in white-chicory: Ecological implications for its commercial release. Theoretical and Applied Genetics, 91(8): 1.301-1.308.
- LECHEVALIER, H. & LECHEVALIER, M. P. (1989): Chemotaxonomic use of lipids – an overview. In: RATLEDGE, C. & WILKINSON, S. G. (Hrsg.): Microbial lipids. Vol. 1. Academic Press London: 869-902.
- LENTNER, R. (1997): Die Vogelwelt der Kulturlandschaft des Krappfeldes in Kärnten: Brutzeitliche Habitatpräferenzen, Strukturbeziehungen und Managementvorschläge. Egretta, 40: 85-128.

- LESKIEN, D. (1992): Anforderungen an das Gentechnikgesetz: Die EG-Richtlinien zu geschlossenen Systemen und zur Freisetzung. In: STEGER-MAYERHOFER, H.: Gentechnik in Österreich. Enquete am 28.09.92: 37-46.
- LETHMAYER, C. (1995): Sawflies (Hymenoptera: Tenthredinidae, Cephidae) of cultivated fields and sown weed strips. In: LETHMAYER, C. (Ed.): Effects of sown weed strips on pest insects. Dissertation Universität Wien: 30-40.
- LETHMAYER, C. (1998): Occurrence of aphids in an agricultural area with sown weed strips. In: NAFRÍA, J. M. & DIXON, A. F. G. (Eds.): Aphids on natural and managed ecosystems. Universidad de León (Secretariado de Publicaciones), León: 601–608.
- LETHMAYER, C.; FRANK, T. & NENTWIG, W. (1997): Effects of weed strips on the occurrence of noxious coleopteran species (Nitidulidae, Chrysomelidae, Curculionidae). J. Plant Dis. Prot., 104 (1): 75-92.
- LITZBARSKI, B. & LITZBARSKI, H. (1996): Zur Situation der Großtrappe *Otis tarda* in Deutschland. Vogelwelt, 117: 213-224.
- LIU, W. T.; MARSH, T. L.; CHENG, H. & FORNEY, L. J. (1997): Characterization of microbial diversity by determining terminal restriction fragment length polymorphisms of genes encoding 16S rRNA. Appl. Environ. Microbiol., 63 (11): 4.516-4.522.
- LOSEY, J. E.; RAYOR, L. S. & CARTER, M. E. (1999): Transgenic pollen harms monarch larvae. Nature, 399: p. 214.
- LYS, J.-A. & NENTWIG, W. (1992): Augmentation of beneficial arthropods by strip-management. 4. Surface activity, movements and activity density of abundant carabid beetles in a cereal field. Oecologia, 92: 373-382.
- MAGURRAN, A. E. (1988): Ecological diversity and its measurement. Chapman & Hall, London: 179pp.
- MATOUCH, S. (1992): Die Wildkrautvegetation von Dinkelfeldern. Diplomarbeit an der Univ. Wien: 118pp.
- MAURER, R.; FRIDL, M. & STAPFER, A. (1997): Kontrollprogramm Natur und Landschaft Kanton Aargau. Baudepartment, Grundlagen und Berichte zum Naturschutz, 13: 119pp.
- MAYER, F.; ALBRECHT, H. & PFADENHAUER, J. (1999) Untersuchungen zur generativen Reproduktion und anemochoren Fernausbreitung von *Cirsium arvense*. Abstraktband, 29. Jahrestagung der Gesellschaft für Ökologie; Universität Bayreuth: p. 101.
- MAYER, M.; WURZ, A.; JÜCHLICH, R.; ROLLER, G. & TAPPESER, B. (1995): Anforderungen an die Überwachung von Freisetzungen gentechnisch veränderter Pflanzen und Mikroorganismen als Landesaufgabe im Rahmen des Vollzugs des Gentechnikgesetzes. Studie des Öko-Instituts im Auftrag des Ministeriums für Umwelt, Naturschutz und Raumordnung von Sachsen-Anhalt: 125pp.
- McCUE, K. A. & HOLTSFORD, T. P. (1998): Seed bank influences on genetic diversity in the rare annual *Clarica springvillensis* (Onagraceae). American Journal of Botany, 85(1): 30-36.
- McGAUGHEY, W. H. (1985): Insect resistance to the biological pesticide *Bacillus thuringiensis*. Science, 229: 193-195.
- MEYBURG, B.-U. & MEYBURG, C. (1998): Satellite tracking of eurasian raptors. Torgos, 28: 33-48.
- MIKKELSEN, T. R.; ANDERSEN, B. & JØRGENSEN, R. B. (1996): The risk of crop transgene spread. Nature, 380: p. 31.
- MIRTL, M. (1996): Kurzbeschreibung des Integrated Monitoring in Österreich 1995/96. Integrated Monitoring Serie IM-Rep-001, Umweltbundesamt.
- MOELLENBECK, D. (1998): Ecological Assessment of Bt Corn Hybrids. In: TRAXLER, A. (Hrsg.): Ökologische Risikoabschätzung von gentechnisch veränderten Pflanzen: Auskreuzung und Bewertung agronomisch relevanter Resistenzen. Forschungsberichte 10/98, Bundeskanzleramt Sektion VI, Wien: 42-43.
- MÜHLENBERG, M. (1993): Freilandökologie (3. Auflage). UTB für Wissenschaft, Quelle & Meyer, Heidelberg, Wiesbaden: 512 pp.
- MÜLLER, W. & LINDENTHAL, T. (1999): Risikoabschätzung von gentechnisch veränderten Organismen (GVOs) aus der Sicht des ökologischen Landbaus. Manuskript, Wien: 6pp.

- MUYZER, G.; de WAAL, E. C. & UITERLINDEN, A. G. (1993): Profiling of complex microbial populations by denaturing gradient gel electrophoresis analysis of polymerase chain reaction-amplified genes coding for 16S rRNA. *Appl. Environ. Microbiol.*, 59: 695-700.
- NATIONALRAT (1995): Übereinkommen über die biologische Vielfalt samt Anlagen und Erklärung. *Bundesgesetzblatt für die Republik Österreich*, 213: 3.393-3.446.
- NEEMANN, G.; SCHERWASS, R.; BRAUN, P.; HEIMANN, R. & VAHABZADEH, A. (1999): Materialien für ein Konzept zum Monitoring von Umweltwirkungen gentechnisch veränderter Pflanzen. UBA-Berlin, Texte 52/99: 245pp.
- NENTWIG, W. (1988): Augmentation of beneficial arthropods by strip-management. 1. Succession of predacious arthropods and long-term change in the ratio of phytophagous and predacious arthropods in a meadow. *Oecologia*, 76: 597-606.
- NENTWIG, W. (1989): Augmentation of beneficial arthropods by strip-management. 2. Successional strips in a winter wheat field. *Z. PflKrankh. PflSchutz*, 96: 89-99.
- NEUHAUSER, G. (1997): Ackerschonflächen. Studie im Auftrag des BMUJF, NÖ Landschaftsfonds, NÖ Landesjagdverband, Deutsch Wagram: 58pp.
- NEUROTH, B. (1997): Kompendium der für Freisetzungen relevanten Pflanzen; hier Solanaceae, Poaceae, Leguminosae. UBA-Texte 62/97; Umweltbundesamt, Berlin.
- NIKL FELD, H. & SCHRATT-EHRENDORFER, L. (1999): Rote Liste gefährdeter Farn- und Blütenpflanzen Österreichs. In: NIKL FELD, H. (Hrsg.) (1999): Rote Listen gefährdeter Pflanzen Österreichs. Zweite neu bearbeitete Auflage. Grüne Reihe des BMUJF, Bd. 10: 33-130.
- NIKL FELD, H. et al. (unveröff): Floristische Kartierung Österreichs. Botanisches Institut der Universität Wien.
- NÖ-LANDESREGIERUNG (1999): Regionalprojekt Ökopunkte Niederösterreich. <http://www.noel.gv.at/service/abb/oekopkt/ziele.htm>.
- O'CONNOR, R.J. & SHRUBB, M. (1986): *Farming and Birds*. Cambridge University Press: 290pp.
- OBERÖSTERREICHISCH LANDESREGIERUNG (1996): Das Oberösterreichische Natur- und Landschaftsschutzgesetz 1995. Amt der O.Ö. Landesregierung, Linz: 201pp.
- OECD (1994): The OECD workshop on methods for monitoring organisms in the environment. OECD Environment Monographs No. 90, Paris.
- OECD (1997): Consensus Document on the Biology of *Brassica napus* L. (Oilseed Rape). Series on Harmonization of Regulatory Oversight in Biotechnology No. 7; OECD, Paris.
- PAAR, M.; OBERLEITNER, I. & KUTZENBERGER, H. (1998): Fachliche Grundlagen zur Umsetzung der Fauna-Flora-Habitatrichtlinie, Schwerpunkt Arten (Anhang II). Umweltbundesamt Wien, Reports R-146: 136.
- PARKER, I. M. & KAREIVA, P. (1996): Assessing the risks of invasion for genetically engineered plants: acceptable evidence and reasonable doubt. *Biological Conservation*, 78: 193-203.
- PASCHER, K & KAMPFER (in Druck): Vegetationsökologische und genetische Grundlagen für die Risikobeurteilung von Freisetzungen von transgenem Raps und Vorschläge für ein Monitoring. Studie im Auftrag des Bundeskanzleramts Sektion VI. geplante Fertigstellung: März 2000.
- PASCHER, K. & GOLLMANN, G. (1997): Ökologische Risikoabschätzung von Freisetzungen genetisch veränderter Organismen für die spezielle Situation in Österreich. *Forschungsberichte 4/97 Republik Österreich Bundeskanzleramt – Sektion VI*.
- PASCHER, K. & GOLLMANN, G. (1999): Ecological risk assessment of transgenic plant releases: an Austrian perspective. *Biodiversity and Conservation*, 8: 1.139-1.158.
- PAUL, E. A. & CLARK, F. E. (1996): *Soil microbiology and biochemistry*. Academic Press Inc., San Diego.
- PELLMANN, H.; REISSER, W.; THEOPHILUS, S. & SCHLEGEL, M. (1998): Begleitforschung zu Freisetzungen gentechnisch veränderter Pflanzen in Sachsen. *Bundesgesundheitsblatt*, 12/98: 552-559.
- PFANZAGL, B. (1999): Begleituntersuchungen bei gentechnisch veränderten Pflanzen. *Monographien des Umweltbundesamtes Wien*, 114: 67pp.

- PLANT GENETIC SYSTEMS (1994): Notification Number C/UK/94/M1/1 to market genetically modified hybrid oilseed rape from Plant Genetic Systems in accordance with directive 90/220/EEC.
- POLATSCHKEK, A.; MAIER, M. & NEUNER, W. (1998): Flora von Nordtirol, Osttirol und Vorarlberg. Tiroler Landesmuseum Ferdinandeum, Innsbruck: 1.077pp.
- POLLHEIMER, M. (1998): Rote Liste Porträt Ortolan. In: BirdLife Österreich – Gesellschaft für Vogelkunde (Hrsg.): Vogelschutz in Österreich, 13: 8-9.
- RAAB, R. & CHWALA, E. (1997): Rote Listen ausgewählter Tiergruppen Niederösterreichs – Libellen (Insecta: Odonata), 1. Fassung 1995. Amt der NÖ Landesregierung, Wien: 91 pp.
- RAPS, A.; HILBECK, A.; BIGLER, F.; FRIED, P. M.; SCHULTE, E. & MESSMER, M. (1999): Agroecological monitoring concept – what and how should we observe? Global Working Group on Transgenic Organisms in Integrated Pest Management and Biological Control, Newsletter, 1: 15-16.
- RASKIN, R. (1994): Das Ackerrandstreifenprogramm: tierökologische und agrarökonomische Aspekte. In: Schriftenreihe zum Schutze gefährdeter Pflanzen. Symposium-Bericht „Flora und Fauna der Äcker und Weinberge“ (17.-20.6.1992), Hamburg, Heft 5: 150-158.
- RASKIN, R.; GLÜCK, E.; PFLUG, W. (1992): Floren- und Faunenentwicklung auf herbizidfrei gehaltenen Agrarflächen. Auswirkungen des Ackerrandstreifenprogramms. Natur und Landschaft, 67: 7-14.
- RAT DER EUROPÄISCHEN GEMEINSCHAFT (1990): Richtlinie des Rates vom 23.04.90 über die absichtliche Freisetzung genetisch veränderter Organismen in die Umwelt (90/220/EWG). Amtsblatt der Europäischen Gemeinschaft, Nr. L117: 15-27.
- RAT DER EUROPÄISCHEN UNION (1998): Richtlinie 98/81/EG des Rates vom 26.10.98 zur Änderung der Richtlinie 90/219/EWG über die Anwendung genetisch veränderter Mikroorganismen in geschlossenen Systemen. Amtsblatt der Europäischen Gemeinschaft, Nr. L330: 13-31.
- RAT DER EUROPÄISCHEN UNION (1999a): Richtlinie 1999 zur Änderung der Richtlinie 90/220/EWG des Rates über die absichtliche Freisetzung genetisch veränderter Organismen in die Umwelt. Interinstitutionelles Dossier: 99/0072 (COD): 69pp.
- RAT DER EUROPÄISCHEN UNION (1999b): Verordnung (EG) Nr. 1804/1999 des Rates vom 19. Juli 1999 zur Einbeziehung der tierischen Erzeugung in den Geltungsbereich der Verordnung (EWG) Nr. 2092/91 über den ökologischen Landbau und die entsprechende Kennzeichnung der landwirtschaftlichen Erzeugnisse und Lebensmittel.
- REPUBLIK ÖSTERREICH (1994): Gentechnikgesetz. Bundesgesetzblatt für die Republik Österreich, 510, Wien: 4.111-4.149.
- REPUBLIK ÖSTERREICH (1997a): Freisetzungsverordnung. Bundesgesetzblatt Teil II, 49/1997: 191-214.
- REPUBLIK ÖSTERREICH (1997b): Anhörungsverordnung. Bundesgesetzblatt Teil II, 61/1997: 259-261.
- REPUBLIK ÖSTERREICH (1998a): Änderung des Gentechnikgesetzes. Bundesgesetzblatt für die Republik Österreich, 73, Wien: 701-710.
- REPUBLIK ÖSTERREICH (1998b): Änderung der Anhörungsverordnung. Bundesgesetzblatt Teil II, 164/1998: p. 847.
- RIECKEN, U. (1990): Ziele und mögliche Anwendungen der Bioindikatoren durch Tierarten und Tierartengruppen im Rahmen raum- und umweltrelevanter Planungen – Eine Einführung.
- RIEDEL, B. & RIEDEL, M. (1992): Der Einfluß einer aviochemischen Insektizidbehandlung mit Dime-thoat auf Nahrungsangebot, Verhalten und Nestlingsentwicklung beim Feldsperling (*Passer montanus* L.). In: Biologische Bundesanstalt für Land- und Forstwirtschaft Berlin-Dahlem (Hrsg.): Pflanzenschutzmittel und Vogelgefährdung – Vorträge eines ornithologischen Rundgesprächs am 8. und 9. April 1991 in Münster/Westf..
- RIEGLER, M. & STAUFFER, C. (1998): Rekombinante *Bacillus thuringiensis* Toxin Pflanzen in Land- und Forstwirtschaft. Studie im Auftrag des Bundesministeriums für Gesundheit und Konsumentenschutz: 24pp.
- RIES, C. (1992): Überblick über die Ackerunkrautvegetation Österreichs und ihre Entwicklung in neuerer Zeit. Diss. Bot.,187: 167pp.

- RINGLER, A.; HUIS, G. & SCHWAB, U. (1995): Lebensraumtyp Kies-, Sand- und Tongruben. Landschaftspflegekonzept Bayern, Bd. II.18: 202pp.
- RÖSLER, S. & WEINS, C. (1995): Situation der Vogelwelt in der Agrarlandschaft und der Einfluß des ökologischen Landbaus auf ihre Bestände. In: WEIGLER, H. & WILLER, H. (Hrsg.): Naturschutz durch ökologischen Landbau.
- RÜCK, F. (1998): Fachliche Maßstäbe zur Ableitung von Bodenqualitätszielen. In: JESSEL, B.: Das Schutzgut Boden in der Naturschutz und Umweltplanung. Bayerische Akademie für Naturschutz und Landschaftspflege (ANL). Laufener Seminarbeiträge, 5/98: 81-86.
- RUCKENBAUER, P. (1998): Fragen der Herbizidresistenz bei genetisch veränderten Pflanzen unter besonderer Berücksichtigung österreichischer Gegebenheiten und den Vorschriften der EU Richtlinie 90/220. Forschungsberichte, Bundeskanzleramt, Sektion VI, Wien, 14/98: 14pp.
- RÜMER, H. & MÜHLENBERG, M. (1988): Kritische Überprüfung von „Minimalprogrammen“ zur zoologischen Bestandserfassung. Schriftenr. Bayer. Landesamt für Umweltschutz, 83: 151-157.
- SACKL, P. & SAMWALD, O. (1997): Atlas der Brutvögel der Steiermark. BirdLife Österreich – Landesgruppe Steiermark und Steiermärkisches Landesmuseum Joanneum – Zoologie, Graz.
- SAIKI, R. K.; GELFAND, D. H.; STOFFEL, S.; SCHARF, S. J.; HIGUCHI, R.; HORN, G. T.; MULLIS, K. B. & EHRlich, H. A. (1988): Primer-directed enzymatic amplification of DNA with a thermostable DNA polymerase. *Science*, 239: 487-491.
- SALVETER, R. (1998): Habitatnutzung adulter Schwebfliegen (Diptera: Syrphidae) in einer stark gegliederten Agrarlandschaft. *Mitteilungen der Schweizerischen Entomologischen Gesellschaft*, 71: 49-71.
- SAMWALD, O.; HOCHBNER, T. & GEPPEL, G. (1993): Die Winterverbreitung der Hohltaube (*Columba oenas*) in Ostösterreich. *Egretta*, 36: 9-16.
- SANDLUND, O. T.; SCHEI, P. J. & VIKEN, A. (Hrsg.) (1996): Proceedings of the Norway/UN conference on alien species. Directorate for Nature Management and Norwegian Institute for Nature Research, Trondheim: 233 pp.
- SAUBERER, N. & GRABHERR, G. (1995): Fachliche Grundlagen zur Umsetzung der FFH-Richtlinie in Österreich. Schwerpunkt Lebensräume (Anhang I). Umweltbundesamt, Reports 115.
- SAXENA, D.; FLORES, S. & STOTZKY, G. (1999): Transgenic plants: Insecticidal toxin in root exudates from Bt corn. *Nature*, 402: p. 408.
- SCHÄFER, A. (1996): Horizontaler Gentransfer – Mechanismen und biologische Sicherheit. *Biospektrum*, 6: 23-29.
- SCHEFFLER, J. A. & DALE, P. J. (1994): Opportunities for gene transfer from transgenic oilseed rape (*Brassica napus*) to related species. *Transgenic Research*, 3: 263-278.
- SCHERZINGER, W. (1995): Naturschutz im Wald: Qualitätsziele einer dynamischen Waldentwicklung. In: JEDICKE, E. (Hrsg.): *Praktischer Naturschutz*.
- SCHINNER, F.; ÖHLINGER, R.; KANDELER, E. & MARGESIN, R. (1995): *Methods in soil biology*. Springer Verlag, Berlin.
- SCHINNER, F. & SONNLEITNER, R. (1996): *Bodenökologie. Mikrobiologie und Bodenenzymatik: Grundlagen, Klima und Bodentyp*. Springer Verlag, Berlin: 450 pp.
- SCHLOTTER, M.; BODE, W. & HARTMANN, A. (1993): Identifizierung und Quantifizierung von Bodenbakterien mit monoklonalen Antikörpern. p. 44-50. In: SCHINNER, F.; ÖHLINGER, R.; KANDELER, E. & MARGESIN, R. (Hrsg.): *Bodenbiologische Arbeitsmethoden*. Springer Verlag, Berlin.
- SCHLÜTER, K.; FÜTTERER, J. & POTRYKUS, I. (1995): "Horizontal" gene transfer from a transgenic potato line to a bacterial pathogen (*Erwinia chrysanthemi*) occurs – if at all – at an extremely low frequency. *Bio/Technology*, 13: 1.094-1.098.
- SCHMID, E. (1994): Der Große Brachvogel im westlichen Niederösterreich – Bestandsentwicklung und Schutzkonzept. In: *Forschungsinstitut WWF Österreich (Hrsg.): Forschungsbericht Brachvogel*, 3.

- SCHMIEDEKNECHT, A. (1995): Untersuchungen zur Auswirkung von Flächenstillegungen auf die Vegetationsentwicklung von Acker- und Grünlandbrachen im Mitteldeutschen Trockengebiet. *Dissertationes Botanicae*, 245: 125pp.
- SCHMITZ, G. (1999): *Impatiens parviflora* D.C. (Balsaminaceae) als Neophyt in mitteleuropäischen Wäldern und Forsten – eine bioökologische Analyse. *Zeitschrift für Ökologie und Naturschutz*, 7: 193-204.
- SCHÖNTHALER, K., KERNER, H.-F., KÖPPL, J. & SPANAU, L. (1994): Konzeption für eine Ökosystemare Umweltbeobachtung – Pilotprojekt für Biosphärenreservate. UFOPLAN-Nr. 10104040/08, Bd. 1: 244.
- SCHULTE, E. & KÄPPELI, O. (1996): Folgenabschätzung gentechnisch veränderter Nutzpflanzen. *Soziale Technik*, 1: 14-18.
- SILVA, O. & TERESA, M. (1992): Effects of mollusc grazing on the development of grassland species. *Journal of Vegetation Science*, 3(2): 267-270.
- SIMS, S. R. (1995): *Bacillus thuringiensis* vr. *kurstaki* (Cry1A(c)) protein expressed in transgenic cotton: Effects on beneficial and other non-target insects. *Southwestern Entomologist*, 20: 493-498.
- SINSABAUGH, R. L.; ANTIBUS, R. K. & LINKINS, A. E. (1991): An enzymatic approach to the analysis of microbial activity during plant litter decomposition. *Agric. Ecosystems Environ*, 34: 43-54.
- SMALLA, K.; WACHTENDORF, U.; HEUER, H.; LIU, W.-T. & FORNEY, L. (1998): Analysis of BIOLOG GN substrate utilization patterns by microbial communities. *Appl. Environ. Microbiol.*, 64(4): 1.220-1.225.
- SMALLA, K.; WELLINGTON, E. & VAN ELSAS, J. D. (1997): Natural background of bacterial antibiotic resistance genes in the environment. *Nordic Seminar on Antibiotic Resistance Marker Genes and Transgenic Plants*, The Norwegian Biotechnology Advisory Board.
- SOJA, A.-M. & SOJA, G. (1995): Analyse ökologischer Auswirkungen von land- und forstwirtschaftlichen Nutzpflanzen und eingeführten standortfremden Pflanzen als Basis für die Risikoabschätzung gentechnisch veränderter Pflanzen. *Seibersdorf Report, Zwischenbericht Mai 1995, OEFZSA-A-3419*.
- SOULÉ, M. E. & KOHM, K. A. (Hrsg.): *Research priorities for conservation biology*. Island Press (Critical Issues Series), Washington, DC, 97.
- SOUTHERN, E. M. (1975): Detection of specific sequences among DNA fragments separated by gel electrophoresis. *J. Molec. Biol.*, 98: 503-507.
- SOUTHWOOD, T. R. E. (1978): *Ecological Methods*. Chapman & Hall, London: 524pp.
- SRU (SACHVERSTÄNDIGENRAT FÜR UMWELTFRAGEN) (1998): *Umweltgutachten 1998. Umweltprobleme der Freisetzung und des Inverkehrbringens gentechnisch veränderter Pflanzen*. Metzler-Poeschel Verlag, Stuttgart.
- STEIDL, I & RINGLER, A. (1997): *Lebensraumtyp Agrotopen (1.+2. Teilband)*. – *Landschaftspflegekonzept Bayern*, Bd. II.11. StMLU & ANL; München: 604 pp.
- STEINER, G.M. (1992): *Österreichischer Moorschutzkatalog*. Wien, Grüne Reihe des Bundesministeriums für Umwelt, Jugend und Familie. 4. Auflage, 1: 509pp.
- STRAKA, U. (1995a): Verbreitung und Häufigkeit von Goldammer, Grauammer, Ortolan und Rohrammer in einem Ackerbaugebiet im südlichen Weinviertel im Jahr 1994. *Vogelkdl. Nachr. Ostösterr.*, 6/1: 1-4.
- STRAKA, U. (1995b): Zu Bestandsentwicklung und Habitatwahl des Neuntöters (*Lanius collurio*) in einem Ackerbaugebiet im südlichen Weinviertel (Niederösterreich) in den Jahren 1985 bis 1993. *Egretta*, 38: 34-45.
- SUKOPP, H. (1998): *Ökologische Begleitforschung und Dauerbeobachtung von gentechnisch veränderten Kulturpflanzen – Vorschläge des SRU im Gutachten 98*. In: *Umweltbundesamt (Hrsg.): Monitoring von Umweltwirkungen gentechnisch veränderter Pflanzen (GVP)*. Dokumentation eines Fachgespräches des Umweltbundesamtes am 4. und 5. Juni 1998, UBA-Texte, 77/99, Berlin: 5-15.

- SUNDERMEIER, A. (1998): Methoden zur Analyse der Vegetationsstruktur. In: TRAXLER, A. (Hrsg.) (1998): Handbuch des Vegetationsökologischen Monitorings. Monographien des Umweltbundesamtes, Wien, 89 A: 123-158.
- SUNDERMEIER, A. (1999): Zur Vegetationsdichte der Xerothermrassen nordwestlich von Halle/Saale. Diss. Botanicae, 316: 192pp.
- SUTHERLAND, W. J. (1996): Ecological census techniques: a handbook. University Press, Cambridge.
- SWEET, J. B.; SHEPPERSON, R. & SIMPSON, E. (1994): The impact of releases of genetically modified herbicide tolerant oilseed rape in the UK. In: PLANT GENETIC SYSTEMS: Notification Number C/UK/94/M1/1 to market genetically modified hybrid oilseed rape from Plant Genetic Systems in accordance with directive 90/220/EEC. Part 2. Annex 9: 1-12.
- TAB (1999): Perspektiven der Regulierung – Risikoabschätzung und Nachzulassungs-Monitoring transgener Pflanzen. TAB-Brief Nr. 17/Dez.: p. 30.
- TABASHNIK, B. E. (1994): Evolution of resistance to *Bacillus thuringiensis*. Annual Review of Entomology, 39: 47-79.
- TABASHNIK, B. E.; CUSHING, N. L.; FINSON, N. & JOHNSON, M. W. (1990): Field development of resistance to *Bacillus thuringiensis* in diamondback moth (Lepidoptera: Plutellidae). Journal of Economic Entomology, 83: 1.671-1.676.
- TARP, G. (1997): Survey of equipment and supplies for seed testing. ISTA Equipment Committee, 4th edition: 77pp.
- THOMPSON, K. & GRIME, J. P. (1979): Seasonal variation in the seed banks of herbaceous species in ten contrasting habitats. J. Ecology, 67: 893-921.
- TIEDJE, J. M.; ASUMING-BREMPONG, S.; NÜSSLEIN, K.; MARSH, T. L. & FLYNN S. J. (1999): Opening the black box of soil microbial diversity. Appl. Soil Ecol., 13: 109-122.
- TIEDJE, J. M.; COLWELL, R. K.; GROSSMAN, Y. L.; HODSON, R. E.; LENSKI, R. E.; MACK, R. N. & REGAL, P.J. (1989): The planned introduction of genetically engineered organisms: Ecological considerations and recommendations. Ecology, 70, Nr. 2: 298-315.
- TISCHEW, S. (1994): Zur Rolle des Diasporenfalls und der Diasporenbank für den Verlauf von Sekundärsukzessionen am Beispiel von Acker- und Grünlandbrachen des Mitteldeutschen Trockengebietes. Dissertation, Halle-Wittenberg: 181pp.
- TORGERSEN, H. (1996): Ökologische Effekte von Nutzpflanzen – Grundlagen für die Beurteilung transgener Pflanzen? Monographien des Umweltbundesamtes Wien, 74: 54pp.
- TORGERSEN, H.; PALMETSHOFER, A.; GAUGITSCH, H. (1993): Beurteilungskriterien für Freisetzungen gentechnisch veränderter Organismen. Monographien des Umweltbundesamtes Wien, 39: 204pp.
- TORSVIK, V.; GOKSOYR, J. & DAAE, F. L. (1990). High diversity in DNA of soil bacteria. Appl. Environ. Microb., 56(3): 782-787.
- TRAXLER, A. (1996): Leitbilddiskussion zu den Ackersutten an der March aus vegetationskundlicher Sicht. Proceedings zu Workshop vom Distelverein.
- TRAXLER, A. (1997) Einsatz von Vegetationsökologischem Monitoring für die Erfüllung der Berichtspflicht gemäß der FFH-Richtlinie. Natur und Landschaft, 72 Jg., H11: 499-501.
- TRAXLER, A. (1998): Handbuch des Vegetationsökologischen Monitorings. Monographien des Umweltbundesamtes, Wien, 89 A/B.
- TRAXLER, A. (Hrsg.) (1998): Ökologische Risikoabschätzung von genetisch veränderten Pflanzen. Forschungsberichte, Bundeskanzleramt, Sektion VI, Wien, 10/98: 68pp.
- TRAXLER, A. & ELLMAUER, T. (1999): Abschätzung der Verbreitung, Repräsentierung und Ausdehnung von Habitaten nach Anhang I der FFH-Richtlinie. Studie des Umweltministeriums, Wien.
- TREVORS, J. T. & van ELSAS, J. D. (1995): Nucleic acids in the environment. Springer-Verlag, Berlin.
- TÜRK, R. (1999): Flechten als Bio- und Umweltindikatoren. In: UMWELTBUNDESAMTES WIEN: Umweltindikatoren für Österreich. Tagungsberichte des Umweltbundesamtes, Wien, 26: 88-92.

- UMWELTBUNDESAMT BERLIN (1999): Eckpunkte für ein Monitoring von gentechnisch veränderten Pflanzen (GVP) – Entwurf. Manuskript: 23.
- UMWELTBUNDESAMT WIEN (1996): Umweltsituation in Österreich. Vierter Umweltkontrollbericht. Bundesministerium f. Umwelt und Umweltbundesamt Wien: 288pp.
- UMWELTBUNDESAMT WIEN (1998): Umweltsituation in Österreich. Fünfter Umweltkontrollbericht. Bundesministerium f. Umwelt und Umweltbundesamt Wien: 668pp.
- UMWELTBUNDESAMT WIEN (1999): Umweltindikatoren für Österreich. Tagungsberichte, 26: 178pp.
- USHER, M. B. (1991): Scientific requirements of a monitoring programme. In: GOLDSMITH, F. B.: Monitoring for Conservation and Ecology. Chapman & Hall: 15-32.
- VARGAS-MENDOZA, M. DE LA C. & FOWLER, N. L. (1998): Resource-based models of competitive interactions: I. Intraspecific competition in *Ratibida columnifera* (Asteraceae). *American Journal of Botany*, 85(7): 932-939.
- VORARLBERGER LANDTAG (1997): Gesetz über Naturschutz und Landschaftsentwicklung. Vorarlberger Landesgesetzblatt, 22. Gesetz: 51-70.
- WAGNER, K. (1990): Neuabgrenzung landwirtschaftlicher Produktionsgebiete in Österreich. Schriftenreihe der Bundeanstalt für Agrarwirtschaft, 61+62: 581pp.
- WEBER, J. & PFADENHAUER, J. (1987): Phänologische Beobachtungen auf Streuwiesen unter Berücksichtigung des Nutzungseinflusses. *Ber. Bayer. Bot. Ges.*, 58: 153-177.
- WEBER, K. (1995): Defizite im österreichischen Naturschutzrecht und -vollzug. *Natur und Landschaft*, 70/12: 584-588.
- WEIDNER, S.; ARNOLD, W. & PÜHLER, A. (1996): Diversity of uncultured microorganisms associated with the saegrass *Halophila stipulacea* estimated by restriction fragment length polymorphism analysis of PCR-amplified 16S rRNA genes. *Appl. Environ. Microbiol.*, 62(3): 766-771.
- WEINBAUER, M. G.; BECKMANN, C. & HÖFLE, M. G. (1998): Utility of green fluorescent nucleic acid dyes and aluminium oxide membrane filters for rapid epifluorescence enumeration of soil and sediment bacteria. *Appl. Environ. Microbiol.*, 64(12): 5.000-5.003.
- WELLING, M.; KOKTA, C.; BATHON, H.; KLINGAUF, F.; LANGENBRUCH, G. A. (1987): Die Rolle der Feldraine für Naturschutz und Landwirtschaft – Plädoyer für den Feldrain aus agrar-entomologischer Sicht. *Nachrichtenbl. Deut. Pflanzenschutzd.*, 39: 90-93.
- WIENER LANDTAG (1995): Wiener Naturschutzgesetz 1995: 42pp.
- WITTMANN, H.; SIEBENBRUNNER, A.; PILSL, P. & HEISELMAYER, P. (1987): Verbreitungsatlas der Salzburger Gefäßpflanzen. *Sauteria*, 2: 403pp.
- WOESE, C. R. (1987): Bacterial evolution. *Microbiol. Rev.*, 51: 221-271.
- WRBKA, T. & FINK, M. (1997): Kulturlandschaftsgliederung Österreichs. In: *Wo I leb ... Kulturlandschaften in Österreich*. Katalog Nr. 67, Stadtmuseum, Linz-Nordica: 34-49.
- ZECHNER, L. (1997): „Frisch – Saftig – Steirisch“: Vergleich der Brutvogelbestände einer Streuobstwiese und einer Intensivobstanlage im Oststeirischen Hügelland. *Vogelkdl. Nachr. Ost-Österr.*, 8/2: 33-40.
- ZIMMERMANN, A.; KNIELY, G.; MELZER, H.; MAURER, W. & HÖLLRIEGEL, R. (1989): Atlas gefährdeter Farn- und Blütenpflanzen der Steiermark. *Mitt. Abt. Botanik Landesmuseum Joanneum, Graz*, 18/19.
- ZOKLITS, M. (1998): Gentechnik – Chancen und Risiken aus der Sicht des Biolandbaus. *Der Förderungsdienst – Spezial*, 4/98: 25-27.
- ZULKA, K. P. (1996): Methodisches Design für die Erfassung und Bewertung von Arthropodenbeständen und Arthropodenlebensräumen am Beispiel der Laufkäferfauna (Coleoptera, Carabidae). *Wiss. Mitt. Niederösterr. Landesmuseum*, 9: 341-363.

10 DANKSAGUNG

Von Andreas Traxler

Für die Bereitstellung der Verbreitungskarten zu den potentiellen Kreuzungspartnern von Raps (Brassicaceae) aus der „Floristischen Kartierung Österreichs“ danke ich Prof. Dr. Harald Niklfeld und für die kartographische Darstellung Mag. Thorsten Englisch.

Weiters danke ich Hrn. DI Josef Hinterholzer vom BFL für die Informationen und die Literatur zur Sortenprüfung.

Für Erläuterungen zum ÖPUL und Ökowerflächenprogramm gebührt Mag. Gerhard Neuhauser und Mag. Andreas Straka vom Distelverein herzlicher Dank.

Für die Genehmigungen zum Abdruck von Abbildungen bedanke ich mich beim ÖSTAT, bei Prof. Dr. Ingo Kowarik und bei Dr. Armin Bischoff.

Hrn. Herbert Aicher für Literaturbeschaffung und meiner Frau, Brigitte Traxler-Aicher, für Korrektur und Layoutierungsarbeiten.

Von Georg Frank

In erster Linie möchte ich mich bei BirdLife Österreich für Daten zur Verbreitungskarte der Feldlerche bedanken. Für fachlichen Rat und weiterführende Diskussionen bin ich besonders Mag. Michael Dvorak zu Dank verpflichtet.

Mein besonderer Dank gilt Hans-Martin Berg (Naturhistorisches Museum Wien, Vogelsammlung) für seine Unterstützung, für die vielen Tips zwischendurch und natürlich als wichtigster Literaturlieferant!

Bei Hrn. Prof. Dr. Ruckenbauer bedanke ich mich für die rasche Bereitstellung von Informationen über die Samenverbreitung.

Hrn. Dr. Straka (Universität für Bodenkultur, Institut für Zoologie) verdanke ich sowohl zahlreiche grundlegende Überlegungen als auch interessante Details.

Mag. Mario Hampejs danke ich für die Unterstützung bei der Datenverarbeitung.

Von Christa Lethmayer

An dieser Stelle möchte ich mich besonders bei Mag. Georg Fritsch für wertvolle Hinweise und Diskussionen bei der Erstellung der Untersuchungsmethoden bedanken.

Für die Bereitstellung von Literatur danke ich Mag. Kathrin Pascher, Dr. Sylvia Blümel, Dr. Tom Ellmauer und Dr. Peter Zulka.