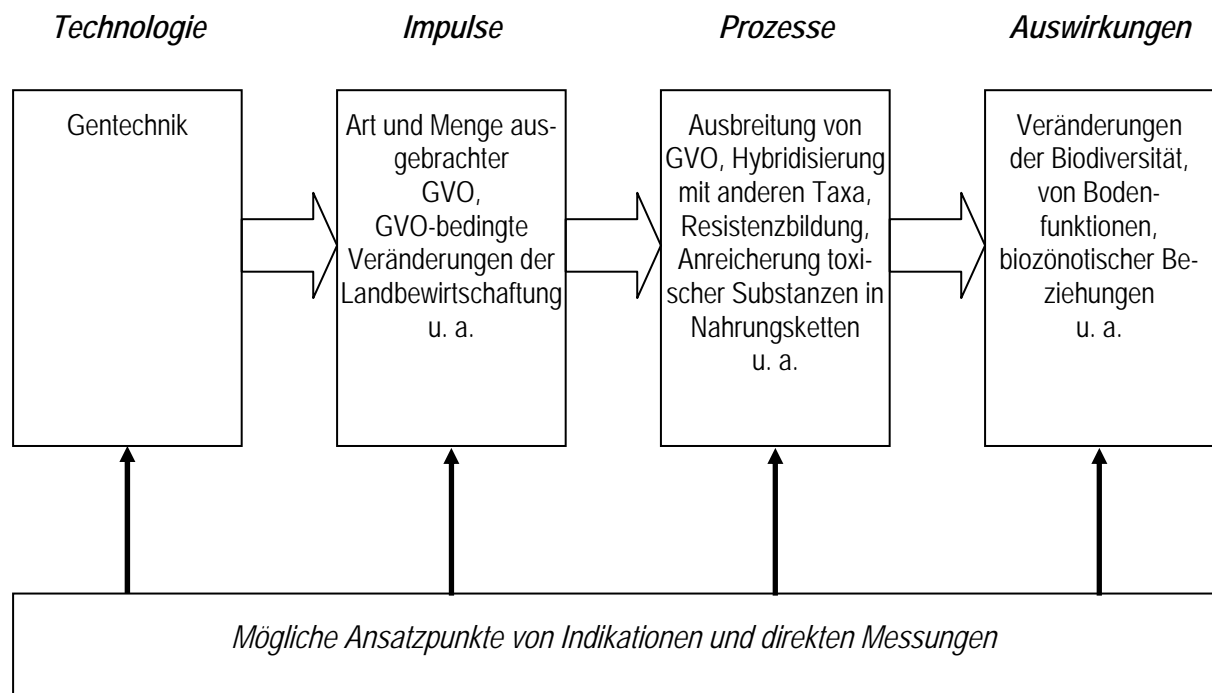


Ingo Kowarik, Ulrich Heink und Robert Bartz

„Ökologische Schäden“ in Folge der Ausbringung gentechnisch veränderter Organismen im Freiland – Entwicklung einer Begriffsdefinition und eines Konzeptes zur Operationalisierung



**„Ökologische Schäden“
in Folge der Ausbringung gentechnisch
veränderter Organismen im Freiland
– Entwicklung einer Begriffsdefinition und
eines Konzeptes zur Operationalisierung**

**Ingo Kowarik
Ulrich Heink
Robert Bartz**

Adressen der Autoren:

Prof. Dr. Ingo Kowarik
Dipl.-Ing. Ulrich Heink
Dipl.-Ing. Robert Bartz

TU Berlin, Institut für Ökologie,
FG Ökosystemkunde / Pflanzenökologie
Rothenburgstr. 12, 12165 Berlin
Email: kowarik@tu-berlin.de

Fachbetreuung durch das BfN: Dr. Thomas Meise; Fachgebiet II 2.3 „Bewertung gentechnisch veränderter Organismen, Vollzug GenTG“
Dr. Ulrich Sukopp, Frank Berhorn, Fachgebiet I 1.3 „Monitoring“

Das Projekt wurde gefördert durch das Bundesamt für Naturschutz mit Mitteln des Ministeriums für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit; Laufzeit: 01.10.2004 bis 30.04.2005 (Förderkennzeichen FKZ: 804 89 002).

Die Beiträge der Skripten werden aufgenommen in die Literaturdatenbank „DNL-online“ (www.dnl-online.de).

Die Publikation kann im Internet unter: www.bfn.de/ abgerufen werden.

Die BfN-Skripten sind nicht im Buchhandel erhältlich.

Herausgeber: Bundesamt für Naturschutz
Konstantinstr. 110
53179 Bonn
Telefon: 0228/8491-0
Fax: 0228/8491-200
URL: <http://www.bfn.de>

Der Herausgeber übernimmt keine Gewähr für die Richtigkeit, die Genauigkeit und Vollständigkeit der Angaben sowie für die Beachtung privater Rechte Dritter.
Die in den Beiträgen geäußerten Ansichten und Meinungen müssen nicht mit denen des Herausgebers übereinstimmen.

Nachdruck, auch in Auszügen, nur mit Genehmigung des BfN.

Druck: BMU-Druckerei

Gedruckt auf 100% Altpapier

Bonn - Bad Godesberg 2006

Kurzzusammenfassung

Zentrale Aufgabe des Forschungsvorhabens war es, zum einen ökologische Schäden im Kontext der Agro-Gentechnik zu definieren und zum anderen die Operationalisierung des Schadensbegriffs methodisch vorzubereiten. Hierzu wurden im Wesentlichen folgende Schritte durchlaufen:

- 1) Nähere Bestimmung des nach Gentechnikrecht relevanten Schutzguts „Umwelt in ihrem Wirkungsgefüge“
- 2) Auswertung rechtlicher Vorgaben und einschlägiger Fachliteratur in Hinblick auf mögliche Ansätze zur Definition und Operationalisierung ökologischer Schäden
- 3) Vorschlag einer Definition ökologischer Schäden für die Agro-Gentechnik
- 4) Vorschlag von Kriterien für die Auswahl von Indikatoren und Bewertungskriterien

Empfehlung eines methodischen Ansatzes zur Festlegung von Erheblichkeitsschwellen Der vorliegende Bericht bietet somit die methodische Grundlage für die Operationalisierung des Schadensbegriffs, d.h. für eine konkrete Auswahl von Indikatoren und Bewertungskriterien sowie eine Festlegung von Erheblichkeitsschwellen.

Abstract

Main task of the Research and Development Project was on the one hand to define ecological damages in the context of green genetic engineering and on the other hand to prepare methodically the operationalisation of the term damage. The following issues were elaborated:

- 1) More precise determination of the nature conservation subject „environment in its structural and functional setting“ being relevant according to German genetic engineering law
- 2) Analysis of legal guidelines and corresponding technical literature in terms of feasible approaches for the definition and operationalisation of ecological damages
- 3) Proposal of a definition of ecological damages in the context of green genetic engineering
- 4) Proposal of criteria for the selection of indicators and assessment criteria
- 5) Recommendation of a methodic approach for the determination of thresholds

Thus the report provides a methodic basis for the operationalisation of the term damage, i. e. for the concrete selection of indicators and assessment criteria as well as for the determination of thresholds.

Inhaltsverzeichnis

1	Einleitung	1
1.1	Ziel	2
1.2	Vorgehen	2
2	Analyse vorhandener Schadensbegriffe	4
2.1	Rechtliche Vorgaben	4
2.1.1	Bestimmung und Untergliederung naturschutzfachlicher Schutzgüter	4
2.1.1.1	Ableitung naturschutzfachlicher Schutzgüter aus den rechtlichen Grundlagen	4
2.1.1.2	Auswahl relevanter Schutzgüter und Vorschlag einer Untergliederung	12
2.1.2	Darstellung vorhandener Schadensbegriffe	14
2.1.2.1	EU-Freisetzungsrichtlinie (RL 2001/18/EG).....	14
2.1.2.2	EU-Lebens- und Futtermittelverordnung VO 1829/2003/EG	15
2.1.2.3	Gentechnikgesetz (GenTG)	15
2.1.2.4	Übereinkommen vom 5. Juni 1992 über die biologische Vielfalt (CBD)	16
2.1.2.5	EU-Umwelthaftungsrichtlinie (RL 2004/35/EG)	17
2.2	Verschiedene theoretische Ansätze zur Bestimmung des ökologischen Schadens	19
2.2.1	Konzeptionelle Ansätze in der Diskussion um den Schadensbegriff.....	20
2.2.1.1	Konzept der evolutionären Integrität	21
2.2.1.2	Konzept der Eingriffstiefe	22
2.2.1.3	Konzept des Selektionsvorteils.....	24
2.2.1.4	Konzept der natürlichen Variationsbreite.....	25
2.2.1.5	Konzept der Gleichartigkeit	29
2.2.1.6	Fazit	31
2.2.2	Identifikation von Definitionstypen	33
2.2.2.1	Ökologischer Fokus.....	33
2.2.2.2	Fokus auf dem Nutzen.....	34
2.2.2.3	Umweltrechtlicher Fokus	36
3	Bestimmung ökologischer Schäden in der Agro-Gentechnik	37
3.1	Methodische Grundlagen der Ableitung eines Schadensbegriffs für die Agro-Gentechnik	37
3.1.1	Methodische Voraussetzungen	37
3.1.2	Zum Verhältnis von Schadensdefinition und ihrer Operationalisierung.....	38
3.2	Anwendbarkeit der diskutierten Schadensbegriffe auf die Agro-Gentechnik	41
3.2.1	Konzeptionelle Ansätze in der Diskussion um den Schadensbegriff.....	41
3.2.2	Schadensdefinitionen	45
3.2.3	Weitere Zulassungsverfahren.....	47
3.3	Definition des ökologischen Schadens in der Agro-Gentechnik	49
4	Erarbeitung eines methodischen Ansatzes zur Operationalisierung des Schadensbegriffs für die Agro-Gentechnik	59
4.1	Definition und Erläuterung relevanter Begriffe	59
4.1.1	Was ist Operationalisierung?	59
4.1.2	Was ist Indikation?.....	61
4.1.3	Was sind Kriterien?.....	63
4.1.4	Indikation als Grundlage für die Bewertung ökologischer Auswirkungen.....	64

4.2	Legitimation von Normsetzungen	66
4.2.1	Konsensuale Methode	67
4.2.2	Logische Methode.....	70
4.2.3	Analogische Methode	72
4.2.4	Schlussfolgerungen	73
4.3	Definition von Kriterien, Indikatoren und Erheblichkeitsschwellen bei der ökologischen Risikoanalyse in ausgewählten Zulassungsverfahren	74
4.3.1	FFH-Verträglichkeitsprüfung.....	75
4.3.2	Eingriffsregelung nach § 19 BNatSchG und Umweltverträglichkeitsprüfung nach UVPG.....	83
4.3.3	Erheblichkeit von Verfälschungen nach § 41 (2) BNatSchG	85
4.3.4	Schlussfolgerungen	91
4.4	Darstellung möglicher Auswirkungen von GVO.....	92
4.4.1	Ausbringung von GVO	92
4.4.2	Auswirkungen von GVO	93
4.5	Rahmenbedingungen der Bewertung auf den unterschiedlichen Vollzugsebenen.....	98
4.5.1	Das Vorsorgeprinzip	98
4.5.2	Bewertungszweck	104
4.5.2.1	Freisetzung und Inverkehrbringen.....	104
4.5.2.2	Monitoring (Beobachtung, Überwachung).....	105
4.5.3	Datenlage	106
4.5.4	Unterscheidung zwischen prospektiver und retrospektiver Ermittlung von Auswirkungen	107
4.6	Methodische Ansätze zur Eignungsprüfung von Kriterien und Indikatoren	108
4.7	Beispielhafte Darstellung von Indikatoren und deren Zuordnung zu Ansatzpunkten in der Wirkungskette	113
4.7.1	Beispielhafte Darstellung von Indikatoren.....	113
4.7.2	Zuordnung der Indikatoren zu Ansatzpunkten in der Wirkungskette	120
4.8	Entwicklung einer Methode zur Bestimmung von Erheblichkeitsschwellen	123
4.8.1	Vergleichende Betrachtung von Ansätzen zur Festsetzung von Erheblichkeitsschwellen	123
4.8.1.1	Exogene normative Setzungen	123
4.8.1.2	Vermeintlich endogene normative Setzungen.....	125
4.8.2	Anwendbarkeit von Ansätzen zur Festlegung von Erheblichkeitsschwellen für die Bewertung von Schäden durch die Agro-Gentechnik.....	125
4.9	Verfahren zur Auswahl von Kriterien, Indikatoren und Festlegung von Erheblichkeitsschwellen.....	129
5	Schlussbetrachtung.....	132
6	Zusammenfassung	134
7	Summary	146
8	Anhang	157
8.1	Abkürzungsverzeichnis.....	157
8.2	Quellenverzeichnis.....	159

Abbildungsverzeichnis

Abb. 1:	Darstellung der für die Bestimmung des „ökologischen Schadens“ in der Agro-Gentechnik relevanten naturschutzfachlichen Schutzgüter.....	13
Abb. 2:	Schutzgüter der EU-Umwelthaftungsrichtlinie (RL 2004/35/EG).....	18
Abb. 3:	Definition des (ökologischen) Schadens.....	20
Abb. 4:	Wirkungskette in der Agro-Gentechnik	40
Abb. 5:	Unterscheidung von Sicherheit und von verschiedenen Formen von Unsicherheit.....	51
Abb. 6:	Ansatz zur Bestimmung des ökologischen Schadens in der Agro-Gentechnik.....	56
Abb. 7:	Bezug zwischen Indikatoren, Kriterien und bewertungsrelevanten Auswirkungen auf Schutzgüter	61
Abb. 8:	Skala des Schadensausmaßes für den Indikator „Gesundheitsschäden von Menschen“	68
Abb. 9:	Expertenbewertung des Schadensausmaßes.....	69
Abb. 10:	Methodisches Prinzip der Wirkungsbeurteilung und -bewertung in der FFH-Verträglichkeitsprüfung	78
Abb. 11:	Zusammenhang von Wirkfaktoren und Beeinträchtigungen eines Lebensraumes.....	79
Abb. 12:	Zusammenhang von Wirkfaktoren und Beeinträchtigungen einer Art.....	80
Abb. 13:	Prüfungsabfolge bei der Anwendung des Vorschlags für eine Konvention zur Bewertung der Erheblichkeit von Beeinträchtigungen bei direktem Flächenentzug in Lebensraumtypen nach Anhang I FFH-RL	81
Abb. 14:	Prüfungsabfolge bei Anwendung des Vorschlages für eine Konvention zur Bewertung der Erheblichkeit von Beeinträchtigungen bei direktem Flächenentzug in Habitaten der Tierarten nach Anhang II FFH-RL in FFH-Gebieten und Anhang I sowie Art. 4 Abs. 2 VRL in Europäischen Vogelschutzgebieten.....	82
Abb. 15:	Prinzip des Verfahrens zur Bewertung der Risiken gebietsfremder Pflanzen für die Tier- und Pflanzenwelt nach § 41 (2) BNatSchG	87
Abb. 16:	Verknüpfung zwischen dem Ausmaß der Beeinträchtigung der Tier- und Pflanzenwelt durch gebietsfremde Organismen.....	88
Abb. 17:	Validität der Abschätzung von Wirkungen auf verschiedenen Ebenen der Wirkungskette	109
Abb. 18:	Prognosefehler in Abhängigkeit von der Komplexität des Vorhersagemodells und der Messgenauigkeit	112

Tabellenverzeichnis

Tab. 1:	Übersicht zu Schutzgütern, die in verschiedenen rechtlichen Regelungen enthalten und für die Agro-Gentechnik von Relevanz sind	5
Tab. 2:	Vorschlag eines Schemas zur Risikobewertung ökologischer Wirkungen gentechnisch veränderter Organismen	28
Tab. 3:	Eignung von Schadenskonzepten als Definitionsansatz sowie als Ansatz zur Operationalisierung des Schadensbegriffes	32
Tab. 4:	Durch Schadenskonzepte abgedeckte Schutzgüter des Gentechnikrechts	44
Tab. 5:	Vergleichende Darstellung der in einzelnen Definitionsansätzen zum (ökologischen) Schadensbegriff berücksichtigten Schutzgüter.....	46
Tab. 6:	Indikatoren für die Bestandsaufnahme, das Monitoring und die Bewertung terrestrischer Biodiversität	54
Tab. 7:	Übersicht der angewandten Methoden zur Begründung von Zielen und Werten.....	67
Tab. 8:	Mögliche Hierarchie eines naturschutzfachlichen Zielsystems.....	71
Tab. 9:	Ansatz zur Operationalisierung des Verfälschungsbegriffs im Rahmen von § 41 BNatSchG	86
Tab. 10:	Bewertung von Lebensräumen für Arten	89
Tab. 11:	Bewertungskriterien zur Bestimmung von Beeinträchtigungen der Tier- und Pflanzenwelt durch gebietsfremde Sippen und ihre Skalierung und Eichung	90
Tab. 12:	Potenzielle Wege einer unbeabsichtigten Ausbringung von GVO	93
Tab. 13:	Prozesse und Wirkungen, die durch GVO ausgelöst werden können.....	94
Tab. 14:	Verschiedene Arten von Risiko und mögliche Maßnahmen der Gegensteuerung.....	100
Tab. 15:	Möglichkeiten von Bewertungsfehlern aufgrund mangelnder Validität	110
Tab. 16:	Auswahl von Indikatoren, die für das Themenfeld Bio- und Gentechnologie relevant sein können	115
Tab. 17:	Umweltwirkungen und mögliche Indikatoren bei herbizidtoleranten und insektenresistenten transgenen Pflanzen	118
Tab. 18:	Ansatzpunkte der Indikatoren nach BRAUNER & TAPPESER (2001) in der Wirkungskette der Agro-Gentechnik.....	120
Tab. 19:	Ansatzpunkte der Indikatoren nach HILBECK & MEIER (2001) in der Wirkungskette der Agro-Gentechnik.....	121

1 Einleitung

Das Ziel der Agro-Gentechnik besteht in der Entwicklung und (land-)wirtschaftlichen Nutzung gentechnisch veränderter Organismen (GVO). Zu den GVO zählen gemäß Art. 2 Nr. 2 der EU-Freisetzungsrichtlinie (RL 2001/18/EG) alle Organismen, mit Ausnahme des Menschen, deren „genetisches Material so verändert worden ist, wie es auf natürliche Weise durch Kreuzen und/oder natürliche Rekombination nicht möglich ist“¹.

Der Einsatz von GVO erfolgt in der Regel stufenweise, beginnend mit der wissenschaftlichen Untersuchung in geschlossenen Anlagen und Gewächshäusern, gefolgt von absichtlichen Freisetzungen im Rahmen von Feldversuchen bis hin zum Inverkehrbringen, also der entgeltlichen oder unentgeltlichen Bereitstellung für Dritte. Besonders im Zuge der beiden letztgenannten Stufen ist auf den Schutz des Menschen und der Umwelt vor Risiken zu achten. Daher tragen laut Artikel 4 der EU-Freisetzungsrichtlinie (RL 2001/18/EG) die Mitgliedstaaten der EU im Einklang mit dem Vorsorgeprinzip dafür Sorge, „dass alle geeigneten Maßnahmen getroffen werden, damit die absichtliche Freisetzung oder das Inverkehrbringen von GVO keine schädlichen Auswirkungen auf die menschliche Gesundheit und die Umwelt hat“ (vgl. auch EU-Lebens- und Futtermittelverordnung, VO 1829/2003/EG). Auf nationaler Ebene wird dieses Ziel mit dem neuen Gentechnikgesetz (GenTG²) umgesetzt. Als „schädliche Auswirkungen auf die Umwelt“ sind dabei alle Effekte zu verstehen, die aus naturschutzfachlicher Sicht negativ zu bewerten sind und oftmals verkürzt als „ökologische Schäden“³ bezeichnet werden.

Die fachliche Diskussion um eine genaue Definition solcher ökologischen Schäden wird kontrovers geführt und hat zahlreiche ähnliche, aber auch sehr unterschiedliche Ansätze hervorgebracht (vgl. LEMKE & WINTER 2001, KOKOTT et al. 2003, SRU 2004, POTTHAST 2004).

Der Beitrag der Ökologie als Naturwissenschaft kann dabei lediglich in der Beschreibung der Zustände und Veränderungen von Ökosystemen bestehen. Die Frage danach, welche dieser Veränderungen dann als Schäden zu bewerten sind, muss jedoch in einem gesellschaftlichen Diskurs beantwortet und von der Politik in Form von Gesetzen und Verordnungen festgeschrieben werden (SUKOPP 2004).

Vor diesem Hintergrund ist es als besonders problematisch anzusehen, dass weder in der EU-Freisetzungsrichtlinie (RL 2001/18/EG) noch in der EU-Lebens- und Futtermittelverordnung (VO 1829/2003/EG) oder im neuen Gentechnikgesetz (GenTG) der Bundesregierung der Schadensbegriff näher definiert ist und auch konkrete Maßstäbe sowie Kriterien zur Ermittlung des ökologischen

¹ Nach Art. 2 der EU-Freisetzungsrichtlinie sind nur solche Organismen GVO, deren genetische Veränderung durch bestimmte Verfahren bewirkt wurde. Diese Verfahren sind detailliert im Anhang I A der Richtlinie aufgeführt. In Artikel 3 im Zusammenhang mit Anhang I B der Freisetzungsrichtlinie wird darüber hinaus geklärt, dass Organismen, deren genetische Veränderung durch Mutagenese oder Zellfusion herbeigeführt wurde, nicht den Bestimmungen der Richtlinie unterliegen.

² GenTG: Bezugnahme erfolgt auf das Gentechnikgesetz in der Fassung der Bekanntmachung vom 16. Dezember 1993 (BGBl. I S. 2066), zuletzt geändert durch das 1. Gesetz zur Neuordnung des Gentechnikrechts vom 21.12.2004, veröffentlicht im BGBl. 2005 Teil I Nr. 8 am 3. Februar 2005.

³ „Ökologischer Schaden“ wird im vorliegenden Bericht als Begriff zitiert. Zugunsten einer besseren Lesbarkeit wird nachfolgend auf Anführungszeichen verzichtet.

Schadens weitgehend fehlen (SRU 2004). Es besteht also die Notwendigkeit, eine Definition des ökologischen Schadens vorzunehmen, Schutzgüter zu identifizieren und Schadschwellen festzulegen. Dabei muss die Konzeption eines „ökologischen Schadens in ihrer Sachdimension prinzipiell einer Operationalisierbarkeit zugänglich, das heißt in ein Messprogramm überführbar sein“ (SRU 2004, S. 408, Tz. 876).

1.1 Ziel

Das Ziel des F+E Vorhabens „Ökologischer Schaden in der Agro-Gentechnik“ besteht in der Entwicklung eines Vorschlags zur Bestimmung ökologischer Schäden in der Agro-Gentechnik in Hinblick auf relevante naturschutzfachliche Schutzgüter sowie in der Begründung eines methodischen Ansatzes zur Operationalisierung des Schadensbegriffs.

1.2 Vorgehen

Das Vorhaben gliedert sich in zwei Projektabschnitte. Im ersten Abschnitt wird die qualitative Schadensdimension in den folgenden zwei Schritten erarbeitet.

- 1) Im ersten Schritt erfolgt eine Analyse vorhandener Schadensbegriffe (Kap. 2). Hierzu werden zunächst die relevanten rechtlichen Vorgaben⁴ in Hinblick auf die Nennung bzw. Definition von Schutzgütern und Schadensbegriffen ausgewertet (Kap. 2.1). Als Schutzgüter sollen gemäß Projektauftrag insbesondere die Tier- und Pflanzenwelt (in ihrer Beziehung zu Ökosystemen, in Lebensgemeinschaften, in Populationen sowie in ihrer genetischen Vielfalt), der Naturhaushalt und seine Leistungs- und Funktionsfähigkeit sowie die Nutzungsfähigkeit der Naturgüter untersucht werden, nicht aber die menschliche Gesundheit. Anschließend werden verschiedene Definitionsansätze aus der Theorie zum Begriff des ökologischen Schadens dargestellt und diskutiert (Kap. 2.2). Da das Forschungsvorhaben auf die wichtigsten zurzeit oder in naher Zukunft kommerziell verwendeten GVO ausgerichtet ist, werden ausschließlich Wirkungspfade über gentechnisch veränderte Pflanzen berücksichtigt.
- 2) Im zweiten Schritt wird ein Vorschlag für die Definition des ökologischen Schadens in der Agro-Gentechnik unter Bezugnahme auf relevante Schutzgüter erarbeitet (Kap. 3). Hierzu werden zunächst methodische Grundlagen erläutert, die für die Ableitung des Schadensbegriffs der Agro-Gentechnik von Bedeutung sind (Kap. 3.1). Im Anschluss wird die Anwendbarkeit vorhandener Schadensbegriffe im Bereich der Agro-Gentechnik geprüft und diskutiert (Kap. 3.2). Schließlich wird ein Vorschlag für eine Definition des ökologischen Schadens in der Agro-Gentechnik unterbreitet (Kap. 3.3). Dabei wird insbesondere auf folgende drei Leitfragen näher eingegangen:

⁴ Übereinkommen über die biologische Vielfalt (CBD), EU-Freisetzungsrichtlinie (RL 2001/18/EG), Entscheidung des Rates zur Ergänzung des Anhangs VII der Richtlinie 2001/18/EG (2002/811/EG), EU-Lebens- und Futtermittelverordnung (VO 1829/2003/EG), EU-Umwelthaftungsrichtlinie (2004/35/EG), FFH-Richtlinie (RL 92/43/EWG), EU-Vogelschutzrichtlinie (RL 79/409/EWG), Gentechnikgesetz (GenTG), Bundesnaturschutzgesetz (BNatSchG) und das Umweltverträglichkeitsprüfungsgesetz (UVPG).

- Welche Wirkfaktoren sind relevant?
- Welche Schutzgüter bzw. Teile von Schutzgütern sind relevant?
- Was ist eine erhebliche Beeinträchtigung eines Schutzgutes?

Im zweiten Projektabschnitt wird die Operationalisierung des Schadensbegriffs methodisch vorbereitet, indem ein methodischer Ansatz zur Auswahl von Kriterien und Indikatoren und zur Festlegung von Erheblichkeitsschwellen entwickelt wird (Kap. 4). Eingangs ist der Fokus auf hierfür notwendige Grundlageninformationen gerichtet. Hierzu zählen die Definition und Erläuterung relevanter Begriffe (Kap. 4.1), die Betrachtung von Kriterien, Indikatoren und Erheblichkeitsschwellen in ausgewählten Zulassungsverfahren (Kap. 4.3), die Darstellung möglicher Auswirkungen von GVO (Kap. 4.4) und die Erläuterung der spezifischen Rahmenbedingungen für die Bewertung in Abhängigkeit von den unterschiedlichen Vollzugsebenen (Kap. 4.5). Auf Basis dieser Grundlagen werden zwei wesentliche Aspekte erörtert. Zum einen ist die Frage nach der Legitimation von Kriterien, Indikatoren und Erheblichkeitsschwellen Gegenstand der Betrachtung (normativer Aspekt, vgl. Kap. 4.2). Zum anderen wird der Frage nachgegangen, mit welchen methodischen Ansätzen eine Auswahl von Kriterien und Indikatoren sowie eine Festlegung von Erheblichkeitsschwellen erfolgen kann (methodischer Aspekt, Kap. 4.6 und Kap. 4.8). Schließlich werden die für die Auswahl von Kriterien und Indikatoren sowie zur Festlegung von Erheblichkeitsschwellen notwendigen Arbeitsschritte zusammenfassend dargestellt (Kap. 4.9).

2 Analyse vorhandener Schadensbegriffe

Als Grundlage für die Ableitung einer Definition des ökologischen Schadens in der Agro-Gentechnik werden sowohl rechtliche Vorgaben in Hinblick auf Angaben zu Schutzgütern und Schadensbegriffen als auch verschiedene Definitionsansätze aus der Theorie zum Begriff des ökologischen Schadens ausgewertet.

2.1 Rechtliche Vorgaben

In diesem Abschnitt wird überprüft, inwieweit die eingangs genannten rechtlichen Vorgaben Aussagen zu relevanten Schutzgütern und Schadensbegriffen treffen.

2.1.1 Bestimmung und Untergliederung naturschutzfachlicher Schutzgüter

Ziel dieses Abschnitts ist es, die für eine Bestimmung des ökologischen Schadens in der Agro-Gentechnik relevanten naturschutzfachlichen Schutzgüter zu identifizieren und – soweit für diesen Zweck erforderlich – zu untergliedern.

Für eine Definition des ökologischen Schadensbegriffs ist der Bezug auf ein Schutzgut von zentraler Bedeutung (vgl. POTTHAST 2004, SRU 2004). Bei der Bestimmung des Schutzgutes kann man prinzipiell zwischen einem anthropozentrischen und einem ökozentrischem Ansatz unterscheiden (vgl. BRECKLING & POTTHAST 2004). Die anthropozentrische Sichtweise stellt den Menschen in den Mittelpunkt und akzeptiert als Schäden ausschließlich „Beeinträchtigungen von für den Menschen relevanten Schutzgütern“ (ebd., S. 12). Im ökozentrischen Ansatz hingegen erfolgt die Schutzgutbestimmung aufgrund von Selbstwerten der Natur. An dieser Stelle soll auf die Differenzierung zwischen diesen beiden Ansätzen nicht vertiefend eingegangen werden, da anthropozentrische und ökozentrische Begründungen für Schutzgutbestimmungen hinsichtlich ihres Ergebnisses ohnehin weitgehend konvergent sind (vgl. BRECKLING & POTTHAST 2004). Besonders vor dem Hintergrund des im Rahmen der Gentechnik anzuwendenden Vorsorgeprinzips ist auch aus anthropozentrischer Sicht „die Wahrung einer selbstorganisierten (ökozentrisch betrachteten) Erhaltung des ökologischen Gefüges konstitutiv“, „da Nutzungsinteressen an ökologischen Gütern für die Zukunft unabsehbar variabel sind“ (ebd., S. 12).

Unabhängig davon, ob ein anthropozentrischer oder ökozentrischer Ansatz zu Grunde liegt, handelt es sich bei der Schutzgutbestimmung um einen Prozess, bei dem grundlegende normative Entscheidungen getroffen und in entsprechenden gesetzlichen Regelwerken festgeschrieben werden.

2.1.1.1 Ableitung naturschutzfachlicher Schutzgüter aus den rechtlichen Grundlagen

Zur Bestimmung naturschutzfachlicher Schutzgüter, die für die Agro-Gentechnik relevant sind, sind zuvorderst die einschlägigen Regelungen des Gentechnikrechts zu berücksichtigen. Hierunter fallen:

- die EU-Freisetzungsrichtlinie (RL 2001/18/EG),
- die EU-Lebens- und Futtermittelverordnung (VO 1829/2003/EG) sowie
- auf nationaler Ebene das Gentechnikgesetz.

Ergänzend werden die in Tab. 1 aufgeführten naturschutzfachlichen Regelungen berücksichtigt, die Aussagen zu naturschutzfachlichen Schutzgütern enthalten.

Tab. 1: Übersicht zu Schutzgütern, die in verschiedenen rechtlichen Regelungen enthalten und für die Agrotechnik von Relevanz sind.

Rechtliche Regelung	Schutzgüter
RL 2001/18/EG	Art. 1 <ul style="list-style-type: none"> • Menschliche Gesundheit • Umwelt
VO 1829/2003/EG	Art. 1 <ul style="list-style-type: none"> • Leben und Gesundheit des Menschen • Gesundheit und Wohlergehen der Tiere • Belange der Umwelt • Verbraucherinteressen
Gentechnikgesetz	§ 1 Nr. 1 <ul style="list-style-type: none"> • Leben und Gesundheit von Menschen • Umwelt in ihrem Wirkungsgefüge • Tiere • Pflanzen • Sachgüter
Bundesnaturschutzgesetz	§ 1 <ul style="list-style-type: none"> • Leistungs- und Funktionsfähigkeit des Naturhaushalts • Regenerationsfähigkeit und nachhaltige Nutzungsfähigkeit der Naturgüter • Tier- und Pflanzenwelt einschließlich ihrer Lebensräume und Lebensstätten • Vielfalt, Eigenart und Schönheit sowie der Erholungswert der Landschaft
Übereinkommen über die biologische Vielfalt	Art. 1 <ul style="list-style-type: none"> • Biologische Vielfalt (genetische Vielfalt, Artenvielfalt, Vielfalt der Ökosysteme) • Nachhaltige Nutzungsfähigkeit der Bestandteile der biologischen Vielfalt
FFH-Richtlinie	Art. 2 <ul style="list-style-type: none"> • Sicherung der Artenvielfalt (durch die Erhaltung der auf dem Gebiet der Vertragsstaaten wild lebenden Arten und dort befindlichen natürlichen Lebensräume)
EU-Vogelschutzrichtlinie	Art. 1 <ul style="list-style-type: none"> • auf dem Gebiet der Vertragsstaaten wild lebende und heimische Vogelarten

In den beiden europäischen Regelwerken werden zunächst das menschliche Leben, die menschliche Gesundheit, Gesundheit und Wohlergehen der Tiere und die Umwelt als Schutzgüter formuliert (vgl. Tab. 1). In § 1 Abs. 1 GenTG wird auf das Leben und die Gesundheit von Menschen, die Umwelt in

ihrem Wirkungsgefüge, Tiere, Pflanzen und Sachgüter abgestellt⁵. Auf die Schutzgüter „Leben und Gesundheit von Menschen“ sowie „Sachgüter“ wird an dieser Stelle nicht näher eingegangen, da die Untersuchung dieser Schutzgüter nicht Gegenstand des vorliegenden Vorhabens ist. Für die Ableitung der naturschutzfachlichen Schutzgüter ist zunächst zu klären, was – im Sinne des Gentechnikgesetzes – unter „Umwelt in ihrem Wirkungsgefüge, Tiere, Pflanzen“ zu verstehen ist.

Umwelt in ihrem Wirkungsgefüge

Der Begriff „Umwelt“ umfasst „die Umweltelemente Wasser, Luft, Boden, Tiere, Pflanzen, Mikroorganismen und ihre natürliche Beschaffenheit“ (HIRSCH & SCHMIDT-DIDCZUHN 1991, S. 33, § 1, Rn. 19). Es sollen aber nicht nur die genannten Bestandteile der Umwelt geschützt werden, sondern auch die „Umwelt in ihrem Wirkungsgefüge“. Zum einen wird hierdurch anerkannt, dass unter „Umwelt“ ein Wirkungsgefüge verschiedener Integrationsebenen zu verstehen ist. Zum anderen trägt der Gesetzgeber mit diesem Passus der Vermutung Rechnung, dass Auswirkungen von GVO nicht nur direkt an den einzelnen Umweltelementen sondern auch innerhalb und zwischen diesen zu erwarten sind (BRAND & WINTER 2004; vgl. auch Tab. 13). Insofern wird hinsichtlich der Interpretation von „Umwelt in ihrem Wirkungsgefüge“ Bezug auf den Begriff „Naturhaushalt“ genommen (HIRSCH & SCHMIDT-DIDCZUHN 1991, S. 33, § 1, Rn. 19).

Naturhaushalt

Jenseits seiner fachwissenschaftlichen Bedeutung handelt es sich bei dem Terminus Naturhaushalt um einen Rechtsbegriff, der im Sinne des Pflanzenschutzgesetzes⁶ und des Bundesnaturschutzgesetzes die Bestandteile Boden, Wasser, Luft, Klima, **Pflanzen- und Tierwelt** und deren Wirkungsgefüge umfasst (LOUIS & ENGELKE 2000, S. 108, § 1, Rn. 9). Dabei wird der Naturhaushalt nicht allein von seinen Einzelfaktoren bestimmt, „sondern durch das ökologische Wirkungsgefüge der Naturfaktoren untereinander, ihre Abhängigkeiten und ihre Selbstregulationsmechanismen gebildet“ (ebd.). Die funktionellen Einheiten, in und zwischen denen diese Wechselwirkungen stattfinden, werden als Ökosysteme bezeichnet. Sie bestehen aus biotischen (Biozönosen) und abiotischen Faktoren (Biotope). „Somit sind einzelne wild lebende Tierarten innerhalb ihres Biotops Teil des Naturhaushalts im Sinne des Naturschutzrechts“ (ebd., Rn. 10).

Weiterhin sehen HIRSCH & SCHMIDT-DIDCZUHN (1991) in der „Erhaltung der Natur- und Kulturlandschaft in ihrer Struktur und Vielfältigkeit“ ein im Schutzgut „Umwelt in ihrem Wirkungsgefüge“ enthaltenes Ziel (ebd.; zur Berücksichtigung der biologischen Vielfalt als Schutzgut im Sinne des Gentechnikrechts vgl. auch Tab. 4). Darüber hinaus sind unter den Begriff des „Naturhaushaltes“ nach Gentechnikrecht „die Intaktheit der natürlichen Lebensgrundlagen (Klima, Wasserhaushalt, Bodenfruchtbarkeit etc.) für Mensch, Tier und Pflanzen“ sowie „die unbelebte Natur

⁵ § 1 GenTG: „Zweck dieses Gesetzes ist, 1. unter Berücksichtigung ethischer Werte, Leben und Gesundheit von Menschen, die Umwelt in ihrem Wirkungsgefüge, Tiere, Pflanzen und Sachgüter vor schädlichen Auswirkungen gentechnischer Verfahren und Produkte zu schützen und Vorsorge gegen das Entstehen solcher Gefahren zu treffen, ...“

⁶ § 2 (1) Nr. 6 PflSchG: „Im Sinne dieses Gesetzes sind ... Naturhaushalt: seine Bestandteile Boden, Wasser, Luft, Tier- und Pflanzenarten sowie das Wirkungsgefüge zwischen ihnen; ...“

(Bodenschätze, z. B. Kupfer oder Erdölvorkommen)“ zu fassen (ebd.). Der letztgenannte Aspekt ist im Ansatz vergleichbar mit dem im Bundesnaturschutzgesetz formulierten Ziel, die Leistungs- und Funktionsfähigkeit sowie die Regenerationsfähigkeit des Naturhaushaltes und die Nutzungsfähigkeit der Naturgüter zu sichern (§ 1 Nr. 1 und Nr. 2 BNatSchG). Unter Leistungsfähigkeit wird dabei die „Eignung des Ökosystems zur Erfüllung bestimmter Regulationsleistungen bzw. -funktionen verstanden, z. B. die Funktion des Bodens für die Rückhaltung und Umwandlung von Stoffen, ... die Reproduktions- und Regenerationsfunktion von Biozönosen“ (LOUIS & ENGELKE 2000, § 1, S. 110, Rn. 11). Herauszustellen ist, dass der Begriff „Leistungsfähigkeit“ auch die potenziellen Leistungen der abiotischen und biotischen Faktoren des Ökosystems umfasst. Dabei wird die Leistungsfähigkeit des Naturhaushalts „nicht durch den Nutzen des Naturhaushalts für den Menschen festgelegt, sondern durch die ökologische Funktionsfähigkeit des natürlichen Systems“ (ebd.). Eine Beschränkung auf den gegenwärtigen Nutzen für den Menschen würde dem Nachhaltigkeitsaspekt im Hinblick auf die Erhaltung der Umwelt für die nachfolgenden Generationen nicht gerecht werden.

Zu den Naturgütern nach BNatSchG zählen Boden, Wasser, Luft, Klima, Pflanzen- und Tierwelt und auch Bodenvorräte wie z. B. fossile Brennstoffe (LOUIS & ENGELKE 2000, § 1, S. 111, Rn. 12). Im Vordergrund steht in diesem Zusammenhang der Nachhaltigkeitsgedanke, also die Erhaltung der dauerhaften Nutzungsfähigkeit der Naturgüter und die Verhinderung eines Raubbaus (ebd.). Dieser Aspekt ist nach HIRSCH & SCHMIDT-DIDCZUHN (1991, § 1, S. 34, Rn. 19) implizit auch im Naturhaushaltsbegriff im Sinne des Gentechnikrechts enthalten, auch wenn hier der Nachhaltigkeitsgedanke nicht explizit als Begriff formuliert wird (vgl. auch HIRSCH & SCHMIDT-DIDCZUHN 1991, § 1, S. 33, Rn. 18 zum Begriff der Umwelt an sich: „Schutzobjekt des Gesetzes ist ... die Umwelt schlechthin, und zwar auch als Lebensgrundlage zukünftiger Generationen“).

Tier- und Pflanzenwelt

Die „Tier- und Pflanzenwelt“ geht in ihrem Schutzzumfang über „wild lebende Tier- und Pflanzenarten“ hinaus. FISAHN & WINTER (1999) vertreten die Auffassung, dass der Begriff im Gegensatz zu „Tier- und Pflanzenarten“ stärker den ökosystemaren Charakter hervorhebt. Nach GASSNER et al. (1996) ist dem Wortlaut „Tier- und Pflanzenwelt“ (im Unterschied zu Pflanzen und Tieren) eine besondere Bedeutung zu entnehmen: Der Wortteil „-welt“ gebiete eine biozönotische, ganzheitliche Betrachtungsweise, er stelle also eindeutig nicht auf Individuen, sondern auf Lebensgemeinschaften, auf die Tier- und Pflanzenwelt als Teil eines Ökosystems bzw. mehrerer Ökosysteme und als Teil des Naturhaushaltes ab.

„Tier- und Pflanzenwelt“ kann sich nach GINZKY (1999) nur auf den gesamten Bestand der Flora und Fauna beziehen, nach LOUIS & ENGELKE (2000, S. 111, § 1, Rn. 13) auf „... alle biologischen Lebensformen.“ Nach § 1 Nr. 3 BNatSchG werden Tiere und Pflanzen (wörtlich „Tier- und Pflanzenwelt“) „nicht um ihrer selbst willen, sondern als Teil des Naturhaushaltes geschützt“ (ebd.). Einigkeit besteht darüber, dass zur Tier- und Pflanzenwelt auch domestizierte Tiere und Kulturpflanzen gehören, sofern sie nicht ausschließlich in Stallungen und Wohnungen gehalten werden (vgl. KOLODZIEJCOK et al. 1977ff, GASSNER et al. 1996, LOUIS & ENGELKE 2000).

Im Sinne des Naturschutzrechtes umfasst der Begriff „Tier- und Pflanzenwelt“ somit Arten von Tieren und Pflanzen und deren Populationen sowie die durch sie gebildeten Lebensgemeinschaften einschließlich der ökosystemaren Verknüpfungen untereinander und mit den Lebensräumen von

Populationen und Lebensgemeinschaften. Hervorzuheben ist die Bedeutung von Tieren und Pflanzen, die sie als Teil des Naturhaushaltes und der Naturgüter haben. Zur Tier- und Pflanzenwelt gehören grundsätzlich auch Kulturpflanzen und domestizierte Tiere, sofern sie nicht ausschließlich in Gebäuden gehalten werden. Damit wird dem Umstand Rechnung getragen, dass solche Arten in der mitteleuropäischen Kulturlandschaft biotop- und landschaftsprägend und Bestandteil der „historisch gewachsenen Artenvielfalt“ im Sinne von § 2 (1) Nr. 9 BNatSchG sein können.

Tiere und Pflanzen

Nach HIRSCH & SCHMIDT-DIDCZUHN (1991) erfolgt die gesonderte Nennung von „Tieren“ und „Pflanzen“, um insbesondere „dem Schutzbedürfnis von Nutztieren, Kulturpflanzen und des Einzeltieres i. S. d. Tierschutzgedankens Rechnung zu tragen“ (S. 33, § 1, Rn. 18). Tiere und Pflanzen sollen dabei sowohl als Objekte der Gentechnik als auch vor möglichen Auswirkungen der Gentechnik geschützt werden. Dieser Schutz erstreckt sich auch auf die „frei lebenden Tiere und Pflanzen als Teil der Umwelt“ (ebd.). Im Prinzip sind sowohl frei lebende Tiere und Pflanzen als auch Kulturpflanzen und Nutztiere (nach der Interpretation des Naturschutzrechts mit der Einschränkung, dass sie nicht in Gebäuden gehalten werden) über den Begriff des Naturhaushalts bereits als Schutzgut erfasst, d. h. der Aspekt, dass Tiere und Pflanzen vor negativen Auswirkungen der Gentechnik geschützt werden sollen, ist dadurch hinreichend abgedeckt.

HIRSCH & SCHMIDT-DIDCZUHN (1991) sieht einen über diesen Ansatz hinausgehenden Schutzanspruch, da Tiere und Pflanzen auch als Objekte der Gentechnik geschützt werden sollen. Grundsätzlich besteht die Frage, ob der Schutz von Tieren und Pflanzen nach § 1 GenTG nicht nur auf den Schutz von Arten, sondern auch auf jenen von Individuen mit eigener Integrität und Würde abzielt (vgl. BRAND & WINTER 2004). Eine solche Interpretation könnte auf die EU-Freisetzungsrichtlinie (RL 2001/18/EG) gestützt werden, die in Art. 29 die Möglichkeit eröffnet, Ethikausschüsse zu ethischen Aspekten der Gentechnik zu hören (ebd.). In ähnlicher Weise kann das Gentechnikgesetz Aufschluss geben, welches den Schutz der Schutzgüter unter Berücksichtigung ethischer Werte vorsieht, allerdings ohne dies weiter zu präzisieren (§ 1 GenTG). Im vorgegebenen Untersuchungsrahmen kann diese Frage nicht abschließend erörtert werden.

Biologische Vielfalt

„Biologische Vielfalt“ wird nicht namentlich als eigenständiges Schutzgut im Gentechnikgesetz erwähnt. Allerdings impliziert die Definition der Begriffe „Naturhaushalt“ bzw. „Umwelt in ihrem Wirkungsgefüge“ und „Tier- und Pflanzenwelt“ eine Berücksichtigung der „biologischen Vielfalt“ als Schutzgut. Zudem führt eine „die Vorgaben des Biodiversitätsabkommens beachtende völkerrechtskonforme Auslegung des Schutzguts „Umwelt“ ... dazu, dass Biodiversität als Bestandteil dieses Schutzgutes angesehen werden muss“ (BRAND & WINTER. 2004, S. 230). Schließlich zählt die „biologische Vielfalt“ nach dem Begriffsverständnis der EU-Freisetzungsrichtlinie (RL 2001/18/EG) zur Umwelt⁷. Eine derartige Begriffsauffassung korrespondiert auch mit der in Art. 8 lit. g CBD⁸ enthaltenen

⁷ Vgl. hierzu auch Angaben zu Risikofaktoren, die bei der Umweltverträglichkeitsprüfung zu berücksichtigen sind, in Anhang II der EU-Freisetzungsrichtlinie RL 2001/18/EG sowie in der Kommissionsentscheidung 2002/623/EG.

Aufforderung, Risiken welche von GVO ausgehen und die Erhaltung sowie die nachhaltige Nutzung der biologischen Vielfalt beeinträchtigen können, mit entsprechenden Mitteln zu begegnen. Gerechtfertigt wird eine explizite Einbeziehung der biologischen Vielfalt in die Schutzgüter des Gentechnikrechts letztlich auch dadurch, dass Auswirkungen von GVO auf allen Ebenen der Biodiversität denkbar sind (vgl. Tab. 13).

Biologische Vielfalt als Schutzgut wird in der CBD näher bestimmt. Nach Art. 2 CBD bedeutet biologische Vielfalt „... die Variabilität unter lebenden Organismen jeglicher Herkunft, darunter unter anderem Land-, Meeres- und sonstige aquatische Ökosysteme und die ökologischen Komplexe, zu denen sie gehören; dies umfasst die Vielfalt innerhalb von Arten und zwischen den Arten und die Vielfalt der Ökosysteme“. Ein „Ökosystem“ stellt nach Art. 2 CBD „... einen dynamischen Komplex von Gemeinschaften aus Pflanzen, Tieren und Mikroorganismen sowie deren nicht lebender Umwelt, die als funktionelle Einheit in Wechselwirkung stehen“ dar.

Aus diesem Verständnis von Biodiversität ist eine Unterteilung in drei Ebenen abzuleiten (vgl. BLAB et al. 1995; SOLBRIG 1994⁹):

- Genetische Vielfalt als Vorhandensein verschiedener Varianten (Allele) für ein- und dasselbe Gen, was sich in Merkmalsunterschieden des Phänotyps ausprägen kann. Damit ist die individuelle genetische Ausstattung eines jeden Lebewesens, die Heterogenität von Populationen ein- und derselben Art gemeint.
- Biologische Vielfalt i.e.S. als Artenvielfalt
- Lebensraumvielfalt auf der Ebene von Biotoptypen, Landschaftstypen, ökologischen Großsystemen

Biologische Vielfalt schließt im Sinne der CBD auch domestizierte und gezüchtete Arten ein¹⁰.

Der im Bundesnaturschutzgesetz durchgängig verwendete Begriff „Art“ schließt nach der Definition in § 10 Abs. 2 Nr. 3 ausdrücklich auch die unterhalb des Artniveaus bestehende innerartliche Vielfalt ein.

⁸ Art. 8 lit. g CBD: „Jede Vertragspartei wird, soweit möglich und sofern angebracht, Mittel zur Regelung, Bewältigung und Kontrolle der Risiken einführen oder beibehalten, die mit der Nutzung und Freisetzung der durch Biotechnologie hervorgebrachten lebenden modifizierten Organismen zusammenhängen, die nachteilige Umweltauswirkungen haben können, welche die Erhaltung und nachhaltige Nutzung der biologischen Vielfalt beeinträchtigen können, wobei auch die Risiken für die menschliche Gesundheit zu berücksichtigen sind“.

⁹ „Biodiversität ist die Eigenschaft lebender Systeme, unterschiedlich, d.h. von anderen spezifisch verschieden zu sein. Biodiversität wird definiert als die Eigenschaft von Gruppen oder Klassen von Einheiten des Lebens, sich voneinander zu unterscheiden. D.h. jede Klasse biologischer Entitäten – Gen, Zelle, Einzellebewesen, Art, Lebensgemeinschaft oder Ökosystem – enthält mehr als nur einen Typ. Biologische Systeme sind hierarchisch strukturiert. Diversität zeigt sich auf allen Ebenen der biologischen Hierarchie, von Molekülen bis zu Ökosystemen“ (SOLBRIG 1994).

¹⁰ In Art. 2 (Begriffsbestimmungen) CBD werden unter „domestizierten oder gezüchteten Arten“ Arten verstanden, „... deren Evolutionsprozess der Mensch beeinflusst hat, um sie seinen Bedürfnissen anzupassen“. Domestizierte und gezüchtete Arten werden (im Gegensatz z. B. zu „Arten in ihrer natürlichen Umgebung“ (Art. 8 d) oder „bedrohten Arten“ (Art. 8 k)) als Schutzgut nicht ausdrücklich erwähnt. In Art. 10 c wird jedoch der Schutz und die Förderung der „herkömmlichen Nutzung biologischer Ressourcen im Einklang mit traditionellen Kulturverfahren, die mit den Erfordernissen der Erhaltung oder nachhaltigen Nutzung vereinbar sind“ postuliert. Diese Forderung legt mindestens den Schutz nach traditionellen Methoden gezüchteter Arten nahe.

Demnach bedeutet Art „jede Art, Unterart oder Teilpopulation einer Art oder Unterart“. Insofern sind die in der CBD bestimmten Schutzgüter der genetischen Vielfalt und der Artenvielfalt in diesem Art-Begriff eingeschlossen.

Das Übereinkommen über die biologische Vielfalt verfolgt drei Ziele (Art. 1 CBD): die Erhaltung der biologischen Vielfalt, die nachhaltige Nutzung der Bestandteile der biologischen Vielfalt sowie die ausgewogene und gerechte Aufteilung der sich aus der Nutzung der genetischen Ressourcen¹¹ ergebenden Vorteile. Die Zielsetzung der Biodiversitätskonvention geht damit über die Erhaltung der biologischen Vielfalt hinaus.

Besondere Beachtung verdient schließlich noch der in den Beschlüssen der 5. Vertragsstaatenkonferenz verankerte „Ökosystemare Ansatz“. Dieser beinhaltet eine Strategie für das integrierte Management von Land, Wasser und lebenden Ressourcen, die den Schutz und die nachhaltige Nutzung auf gerechte Art fördert, und erkennt an, dass die Menschen in ihrer kulturellen Vielfältigkeit ein integraler Bestandteil vieler Ökosysteme sind¹². Diesem Verständnis folgend, umfasst Biodiversität auch die Vielfalt und Unterschiedlichkeit möglicher Nutzungsweisen (z. B. ökologischer Landbau). Diesem Aspekt wird bereits im Rahmen der Interpretation des Begriffs „Naturhaushalt“ Rechnung getragen, indem HIRSCH & SCHMIDT-DIDCUHN (1991, S. 34, § 1, Rn. 19) hierunter auch die „Erhaltung der Natur- und Kulturlandschaft in ihrer Struktur und Vielfältigkeit“ fassen.

Geschützte Gebiete

Ursprünglich sollte im Gentechnikgesetz der Schutz „ökologisch sensibler“ Gebiete gesondert in § 16 b verankert werden. Der Gesetzgeber ist davon abgerückt und hat anstelle dessen vorgesehen, im

¹¹ Art. 2 CBD: „Genetische Ressourcen“ werden definiert als „genetisches Material von tatsächlichem oder potenziellem Wert“.

¹² Der Ökosystemare Ansatz wird an dieser Stelle aufgrund seiner Bedeutung innerhalb der Biodiversitätskonvention auszugsweise zitiert (UNEP 2000):

“1. Der Ökosystemare Ansatz stellt eine Strategie für das integrierte Management von Land, Wasser und lebenden Ressourcen dar, der den Schutz und die nachhaltige Nutzung auf gerechte Art fördert. Damit trägt die Anwendung des Ökosystemaren Ansatzes dazu bei, ein Gleichgewicht zwischen den drei Zielsetzungen des Übereinkommens zu erreichen: Schutz, nachhaltige Nutzung sowie gerechte und ausgewogene Aufteilung der Gewinne, die aus der Nutzung genetischer Ressourcen entstehen.

2. Ein Ökosystemarer Ansatz basiert auf der Anwendung von angemessenen wissenschaftlichen Methoden, die sich auf Grade der biologischen Organisation konzentrieren, welche die grundlegende Struktur, Prozesse, Funktionen und Wechselwirkungen zwischen Organismen und ihrer Umwelt umfassen. Dieser Ansatz erkennt an, dass Menschen mit ihrer kulturellen Vielfältigkeit ein integraler Bestandteil vieler Ökosysteme sind.

3. Diese Konzentration auf Strukturen, Prozesse, Funktionen und Wechselwirkungen findet sich in Übereinstimmung mit der Definition von „Ökosystem“ in Artikel 2 des Übereinkommens über die Biologische Vielfalt: „...bedeutet ‚Ökosystem‘ einen dynamischen Komplex von Gemeinschaften aus Pflanzen, Tieren und Mikroorganismen sowie deren nicht lebender Umwelt, die als funktionelle Einheit in Wechselwirkung stehen.“ Im Gegensatz zur Begriffsbestimmung von „Lebensraum“ gemäß dem Übereinkommen bestimmt diese Definition keine räumliche Einheit oder Skala. Deshalb entspricht der Begriff „Ökosystem“ nicht unbedingt den Begriffen „Biom“ oder „ökologische Zone“, sondern kann sich auf jedwede funktionelle Einheit auf einer beliebigen Skala beziehen. Der Analyse- und Handlungsmaßstab sollte in der Tat durch das jeweils zu behandelnde Problem bestimmt werden. Das könnten beispielsweise ein Krümel Erde, ein Teich, ein Wald, ein Biom oder die gesamte Biosphäre sein. (...“

Bundesnaturschutzgesetz einen § 34 a¹³ einzufügen. Aufgrund dieser Regelung fallen z. B. die Freisetzung oder die landwirtschaftliche Nutzung von GVO innerhalb eines Gebiets von gemeinschaftlicher Bedeutung oder eines Europäischen Vogelschutzgebiets unter den Regelungstatbestand von § 34 (1), (2) BNatSchG, soweit sie geeignet sind, eines dieser Gebiete erheblich zu beeinträchtigen¹⁴. In diesem Fall ist die Verträglichkeit des jeweiligen Projektes zu überprüfen (vgl. Kap. 4.3.1).

Schutzgut der EU-Vogelschutzrichtlinie sind sämtliche wild lebende Vogelarten, die im Gebiet der Vertragsstaaten heimisch sind (Art. 1 RL 79/409/EWG). Im Schutzgut inbegriffen sind insbesondere die Erhaltung oder Wiederherstellung der Lebensräume in ausreichender Flächengröße und ausreichender Vielfalt.

Zentrales Schutzgut der FFH-Richtlinie ist die Artenvielfalt. Sie ist durch die Erhaltung der natürlichen Lebensräume sowie der wild lebenden Tiere und Pflanzen zu sichern (Art. 2 (1) RL 79/409/EWG). Dabei genießen Lebensraumtypen und Habitate von Arten einen Schutz nur dann, wenn sie einen gewissen Grad an Natürlichkeit aufweisen und wenn sie in ihrem natürlichen Verbreitungsgebiet auftreten¹⁵. Dies wäre bei Lebensräumen, deren landschaftliche Grundlage anthropogen stark verändert worden ist nicht ohne weiteres der Fall, z. B. wenn in Auen Xerotherm-Lebensräume aufgrund menschlicher Eingriffe in den Wasserhaushalt entstehen.¹⁶

¹³ § 34 a BNatSchG, eingefügt durch: Art. 2 des 1. Gesetzes zur Neuordnung des Gentechnikrechts vom 21.12.2004
„Auf

1. Freisetzungen gentechnisch veränderter Organismen und
2. die land-, forst- und fischereiwirtschaftliche Nutzung von rechtmäßig in Verkehr gebrachten Produkten, die gentechnisch veränderte Organismen enthalten oder aus solchen bestehen, sowie den sonstigen, insbesondere auch nicht erwerbswirtschaftlichen, Umgang mit solchen Produkten, der in seinen Auswirkungen den vorgenannten Handlungen vergleichbar ist, innerhalb eines Gebiets von gemeinschaftlicher Bedeutung oder eines Europäischen Vogelschutzgebiets,

soweit sie, einzeln oder im Zusammenwirken mit anderen Projekten oder Plänen, geeignet sind, ein Gebiet von gemeinschaftlicher Bedeutung oder ein Europäisches Vogelschutzgebiet erheblich zu beeinträchtigen, ist § 34 Abs. 1 und 2 entsprechend anzuwenden.“

¹⁴ Nach § 10 (1) Nr. 11 a) BNatSchG zählen zu Projekten nur solche Vorhaben und Maßnahmen, die innerhalb eines Gebiets von gemeinschaftlicher Bedeutung oder eines Europäischen Vogelschutzgebiets stattfinden. Diese Beschränkung auf Maßnahmen innerhalb des Gebietes ist nach Ansicht von Experten (vgl. LOUIS & ENGELKE 2000, § 19 b, Rn 32, ROLLER 2005) richtlinienwidrig, da Art. 6 (2) FFH-RL Beeinträchtigungen des Gebiets unabhängig von der räumlichen Lage der Ursache untersagt. Es ist jedoch umstritten, ob Art. 6 (2) FFH-RL direkt anwendbar ist. Bis zu einer Klärung durch den Europäischen Gerichtshof sollten daher auch Vorhaben außerhalb von Gebieten von gemeinschaftlicher Bedeutung berücksichtigt werden. In der Konsequenz bedeutet dies, dass bei Anbau und Inverkehrbringen gentechnisch veränderter Organismen deren Wirkungen auf FFH-Gebiete zu berücksichtigen sind, auch wenn Anbau und Inverkehrbringen außerhalb dieser Gebiete stattfinden.

¹⁵ „Dieses Netz [Natura 2000-Schutzgebiete, d. Verf.] besteht aus Gebieten, die die natürlichen Lebensraumtypen des Anhangs I sowie die Habitate der Arten des Anhangs II umfassen, und muss den Fortbestand oder gegebenenfalls die Wiederherstellung eines günstigen Erhaltungszustandes dieser natürlichen Lebensraumtypen und Habitate in ihrem natürlichen Verbreitungsgebiet gewährleisten“ (Art. 3 (1) FFH-RL). Die Aufforderung in der Regelung zur Ausbringung gebietsfremder Arten in Art. 22 FFH-RL bezieht sich allerdings nicht nur auf die Natura 2000-Gebietskulisse.

¹⁶ Da „Natürlichkeit“ unterschiedlich definiert werden kann (KOWARIK 1999), wäre zu prüfen, ob anthropogene Lebensräume mit einem hohen Grad an Selbstregulation ökologischer Prozesse nicht auch in die FFH-Regelung einzubeziehen wären.

Neben „Lebensräumen“ werden in der FFH-Richtlinie auch „Tier- und Pflanzenarten“ als ein weiterer Schutzgegenstand genannt. Dieser Begriff bezieht sich auf Arten im Gegensatz zu Individuen. Eingeschränkt wird der Begriff der „Tier- und Pflanzenarten“ durch die Attribute „einheimisch“ und „wild lebend“. Dabei zielt die Richtlinie darauf ab, jeweils den günstigen Erhaltungszustand der Schutzgüter zu gewährleisten¹⁷.

2.1.1.2 Auswahl relevanter Schutzgüter und Vorschlag einer Untergliederung

Nachfolgend werden die naturschutzfachlichen Schutzgüter zusammenfassend dargestellt (Abb. 1), die für die Analyse und Weiterentwicklung der Definitionsansätze zum Begriff „ökologischer Schaden“ in der Agro-Gentechnik von Bedeutung sind.

Die Umwelt in ihrem Wirkungsgefüge umfasst alle Ökosysteme und deren Bestandteile sowie die Wechselwirkungen innerhalb einzelner und zwischen verschiedenen Ökosystemen und deren jeweiligen Bestandteilen. Zu diesen Bestandteilen zählen Boden, Luft, Wasser, Klima und die Tier- und Pflanzenwelt.

Zur Tier- und Pflanzenwelt gehören auch Kulturpflanzen und Nutztiere. Sie umfasst Arten von Pflanzen und Tieren unter Einschluss innerartlicher Differenzierungen. Ferner beinhaltet sie die Populationen sowie die durch sie gebildeten Lebensgemeinschaften einschließlich der Lebensräume und der ökosystemaren Verknüpfungen untereinander.

Die einzelnen Bestandteile sind an sich und in ihrem ökologischen Wirkungsgefüge zu schützen. Zudem sind ihre Vielfalt und ihre nachhaltige Nutzungsfähigkeit im Schutzgut inbegriffen.

¹⁷ Art. 1 lit. e RL 92/43/EWG: „Erhaltungszustand eines natürlichen Lebensraums“: die Gesamtheit der Einwirkungen, die den betreffenden Lebensraum und die darin vorkommenden charakteristischen Arten beeinflussen und die sich langfristig auf seine natürliche Verbreitung, seine Struktur und seine Funktionen sowie das Überleben seiner charakteristischen Arten in dem in Artikel 2 genannten Gebiet auswirken können. Der „Erhaltungszustand“ eines natürlichen Lebensraums wird als „günstig“ erachtet, wenn

- sein natürliches Verbreitungsgebiet sowie die Flächen, die er in diesem Gebiet einnimmt, beständig sind oder sich ausdehnen und
- die für seinen langfristigen Fortbestand notwendige Struktur und spezifischen Funktionen bestehen und in absehbarer Zukunft wahrscheinlich weiterbestehen werden und
- der Erhaltungszustand der für ihn charakteristischen Arten im Sinne des Buchstabens i) günstig ist.“

lit. i: „Erhaltungszustand einer Art“: die Gesamtheit der Einflüsse, die sich langfristig auf die Verbreitung und die Größe der Populationen der betreffenden Arten in dem in Artikel 2 bezeichnetem Gebiet auswirken können. Der Erhaltungszustand wird als „günstig“ betrachtet, wenn

- aufgrund der Daten über die Populationsdynamik der Art anzunehmen ist, dass diese Art ein lebensfähiges Element des natürlichen Lebensraumes, dem sie angehört, bildet und langfristig weiterhin bilden wird, und
- das natürliche Verbreitungsgebiet dieser Art weder abnimmt noch in absehbarer Zeit vermutlich abnehmen wird und
- ein genügend großer Lebensraum vorhanden ist und wahrscheinlich weiterhin vorhanden sein wird, um langfristig ein Überleben der Populationen dieser Art zu sichern.“

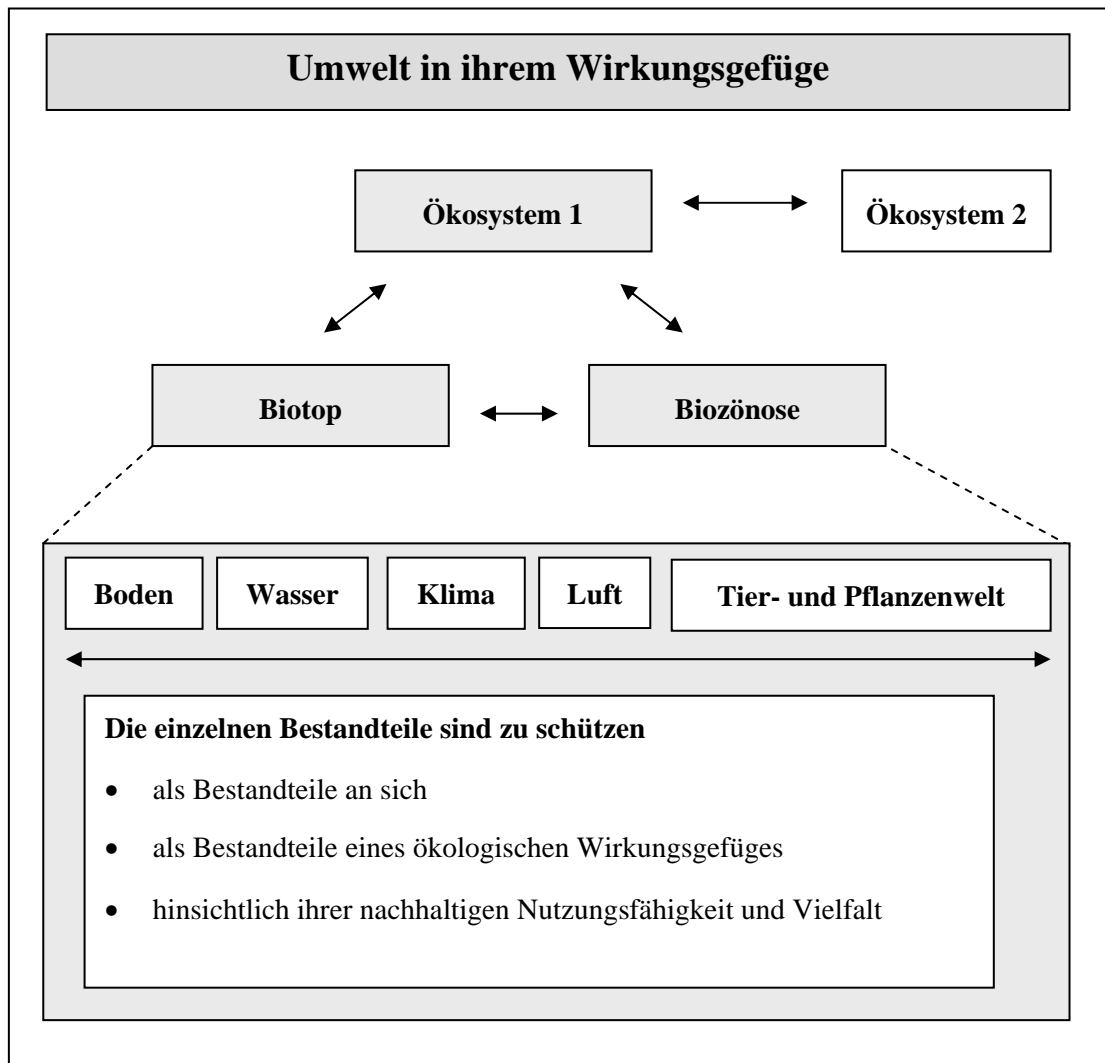


Abb. 1: Darstellung der für die Bestimmung des „ökologischen Schadens“ in der Agro-Gentechnik relevanten naturschutzfachlichen Schutzgüter

2.1.2 Darstellung vorhandener Schadensbegriffe

Ziel dieses Kapitels ist, die im Untersuchungsrahmen vorgesehenen rechtlichen Grundlagen in Hinblick auf Aussagen zu analysieren, die für die Entwicklung einer Definition des ökologischen Schadens relevant sind. Somit richtet sich die Betrachtung auf Schadensdefinitionen oder, sofern diese nicht gegeben sind, auf die jeweiligen Begrifflichkeiten für den Beeinträchtigungstatbestand und deren Konkretisierung. Weiterhin werden Angaben zu Schadschwellen und die spezifische Berücksichtigung der jeweiligen Schutzgüter sowie deren Untergliederung in die Auswertung einbezogen. Auf den Schadensbegriff im Bundesnaturschutzgesetz (Eingriffsregelung nach §§ 18, 19 BNatSchG, FFH-Verträglichkeitsprüfung nach § 34 BNatSchG und die Genehmigung gebietsfremder Arten nach § 41 BNatSchG) sowie in den Regelungen zur FFH- und Umweltverträglichkeitsprüfung wird in diesem Kapitel nicht gesondert Bezug genommen, da dies innerhalb der Analyse dieser Verfahren in Kap. 3.2.3 und 4.3 erfolgt.

2.1.2.1 EU-Freisetzungsrictlinie (RL 2001/18/EG)

Die EU-Freisetzungsrictlinie (RL 2001/18/EG), die am 17. April 2001 die System-Richtlinie 90/220/EWG abgelöst hat, regelt im Zusammenhang mit der europäischen Lebens- und Futtermittelverordnung und anderen Regelwerken die absichtliche Freisetzung von GVO und das Inverkehrbringen von GVO als Produkt oder in Produkten.

Eine Definition des Schadensbegriffs ist weder der EU-Freisetzungsrictlinie noch den Leitlinien zum Monitoring (2002/811/EG) oder zur UVP (2002/623/EG) zu entnehmen. In Art. 4 (1) RL 2001/18/EG heißt es lediglich, dass die Mitgliedstaaten im Einklang mit dem Vorsorgeprinzip dafür Sorge tragen, „dass alle geeigneten Maßnahmen getroffen werden, damit die absichtliche Freisetzung oder das Inverkehrbringen von GVO keine schädlichen Auswirkungen auf die menschliche Gesundheit und die Umwelt hat“. Die Bewertung hat im Rahmen einer UVP zu erfolgen, deren Kernschritte in Anhang II der Richtlinie und in den Leitlinien zur Umweltverträglichkeitsprüfung 2002/623/EG festgeschrieben sind.

Der Begriff „schädliche Auswirkungen“ wird nicht näher erläutert. Die Anhänge der Richtlinie und die Leitlinien enthalten allerdings Ansätze zur Beantwortung der Frage, was unter schädlichen Auswirkungen verstanden werden kann bzw. welche Bestandteile sich hinter dem Schutzgut „Umwelt“ verbergen¹⁸.

Interessant ist Art. 4 (3) RL 2001/18/EG, in dem es heißt „Die Mitgliedstaaten ... stellen sicher, dass mögliche schädliche Auswirkungen auf die menschliche Gesundheit und die Umwelt, die unmittelbar oder mittelbar durch den Gentransfer von GVO auf andere Organismen auftreten können, Fall für Fall sorgfältig geprüft werden.“ Nach FISAHN (2004) ist hieraus wie aus ähnlichen Formulierungen in Anhang II der Richtlinie zu entnehmen, dass der Gentransfer selbst noch keine schädliche Auswirkung darstellt,

¹⁸ Anhang II RL 2001/18/EG: „Ein allgemeiner Grundsatz für die Umweltverträglichkeitsprüfung besteht außerdem darin, dass eine Analyse der mit der Freisetzung und dem Inverkehrbringen zusammenhängenden ‚kumulativen langfristigen Auswirkungen‘ durchzuführen ist. ‚Kumulative langfristige Auswirkungen‘ bezieht sich auf die akkumulierten Auswirkungen von Zustimmungen auf die Gesundheit des Menschen und die Umwelt, und zwar unter anderem auf die Flora und Fauna, die Bodenfruchtbarkeit, den Abbau von organischen Stoffen im Boden, die Nahrungsmittel-/Nahrungskette, die biologische Vielfalt, die Gesundheit von Tieren und auf Resistenzprobleme in Verbindung mit Antibiotika.“

sondern diese mittel- oder unmittelbar hervorruft. FISAHN sieht hierin auch ein Indiz dafür, dass gemäß der Richtlinie bei der Risikobewertung konzeptionell eher auf den Selektionsvorteil abzuheben ist: „Der Transfer von genverändertem Material selbst wird offenbar noch nicht als schädliche Auswirkung verstanden, während gleichzeitig Veränderungen im Ökosystem schon dann eine schädliche Auswirkung darstellen können, wenn sie innerhalb der natürlichen Schwankungsbreite liegen“ (2004, S. 148).

Schließlich ist laut SRU (2004) an dem in der EU-Freisetzungsrichtlinie sowie den Leitlinien 2002/623/EG vorgeschriebenen Procedere der UVP bei Freisetzung und Inverkehrbringen von GVO als wichtiger Kritikpunkt die Tatsache zu vermerken, dass keine materiellen Bewertungsmaßstäbe genannt werden.¹⁹

2.1.2.2 EU-Lebens- und Futtermittelverordnung VO 1829/2003/EG

Während nach der alten „Novel-Food-VO“ lediglich Lebensmittel, die GVO im Sinne der EU-Freisetzungsrichtlinie enthalten, einem gesonderten Genehmigungsverfahren unterzogen wurden, bezieht sich die neue EU-Lebens- und Futtermittelverordnung 1829/2003/EG auch auf GV-Futtermittel, einschließlich der aus GVO hergestellten Futtermittel. Als Grundlage für die Zulassung von GV-Futtermitteln ist eine Sicherheitsprüfung durchzuführen. Zugunsten einer Parallelisierung der Verfahren wird verfügt, dass die UVP der Freisetzungsrichtlinie gleichzeitig mit der Sicherheitsprüfung nach der VO 1829/2003/EG erfolgt.

Die Richtlinie zielt darauf ab, „die Grundlage für ein hohes Schutzniveau für Leben und Gesundheit des Menschen, Gesundheit und Wohlergehen der Tiere, die Belange der Umwelt und die Verbraucherinteressen ... sicherzustellen ...“ (Art. 1 lit. a RL 1829/2003/EG). Somit dürfen Lebens- und Futtermittel „keine nachteiligen Auswirkungen auf die Gesundheit von Mensch und Tier oder die Umwelt haben“ (Art. 4 (1) lit. a, Art. 16 (1) lit. a).

Der Begriff (ökologischer) Schaden wird auch in dieser Richtlinie nicht verwendet. Konkretisierende Ausführungen zum Passus „nachteiligen Auswirkungen“ fehlen ebenfalls.

2.1.2.3 Gentechnikgesetz (GenTG)

Die Anforderungen der neuen EU-Freisetzungsrichtlinie werden im GenTG hinsichtlich des Zulassungsantrages, der UVP sowie der fallspezifischen und allgemeinen Beobachtung weitgehend übernommen und teilweise präzisiert.

Somit lassen sich beim Gentechnikgesetz ähnliche Defizite wie bei den europäischen Regelungen zur Gentechnik benennen. Eine Schadensdefinition wird nicht gegeben. In § 16 (1) und (2) GenTG wird als Voraussetzung für die Genehmigung u. a. angegeben, dass im Verhältnis zum Zweck der Freisetzung oder des Inverkehrbringens unvermeidbare schädliche Einwirkungen auf die bezeichneten Rechtsgüter (vgl. Kap. 2.1.1) nicht zu erwarten sind. Eine Präzisierung des Begriffs „schädliche Einwirkungen“ erfolgt nicht. Nach HIRSCH & SCHMIDT-DIDCZUHN (1991, § 16, S. 275, Rn. 15) zählen zu möglichen

¹⁹ „Weit gehend offen bleibt die Frage, wie die Ergebnisse der Umweltverträglichkeitsprüfung im Hinblick auf die Zulassungsentscheidung zu bewerten sind beziehungsweise anhand welcher materiellen Maßstäbe die Zulassungsentscheidung zu treffen ist.“ (SRU 2004, S. 423, Tz. 915)

schädlichen Wirkungen insbesondere „toxische Wirkungen, die Bildung toxischer Stoffwechselprodukte, pathogene Wirkungen für andere als den Zielorganismus, Veränderungen von Energie- und Stofffließgleichgewichten, die Verdrängung anderer Arten, die Übertragung von gent. vermittelten negativen Eigenschaften auf andere Arten oder entsprechend gravierende Eingriffe in die evolutionär eingespielte Interaktion der Gene“.

Hervorhebenswert erscheint die so genannte Vertretbarkeitsklausel des § 16 GenTG. Ihr zu Folge ist eine Genehmigung nur dann nicht zu erteilen, wenn die schädlichen Einwirkungen auf die Rechtsgüter im Verhältnis zum Zweck des Freisetzens oder Inverkehrbringens als unvertretbar einzustufen sind. Es fehlen aber Hinweise darauf, an welchen Maßstäben sich eine derartige Abwägung zu orientieren hat (vgl. Kap. 2.2.1, 4.5.2 und 4.8). Zunächst lässt sich festhalten, dass „eine verfassungskonforme und europarechtskonforme ... Auslegung ... eine strikte Abwehr und Vorsorge gegen schädliche Einwirkungen auf die in § 1 Nr. 1 genannten Rechtsgüter“ grundsätzlich gebieten (HIRSCH & SCHMIDT-DIDICZUHN 1991, § 16, S. 277, Rn. 19).²⁰ Es ist jedoch zu berücksichtigen, dass aufgrund des weiten Rahmens der in § 1 GenTG genannten Schutzgüter Zielkonflikte nicht zu vermeiden bzw. grundsätzlich möglich sind. In einem solchen Fall ist es denkbar bei der Abschätzung von Risiken für die Umwelt einen möglichen Effekt der Umweltentlastung kompensierend anzurechnen (LEMKE & WINTER 2001)²¹.

Abschließend ist feststellbar, dass im GenTG Konkretisierungen in Hinblick auf Bewertungsmaßstäbe für die Risikobewertung im Zulassungsverfahren und im begleitenden Risikomanagement fehlen. Weder die präventive Prüfung (UVP) noch die begleitende Beobachtung können in ein effektives Risikomanagement münden, „wenn keine aussagekräftigen Bewertungsmaßstäbe im Sinne eines ökologischen Schadenbegriffs und insbesondere im Sinne von Abbruchkriterien existieren, die die Grenzen eines noch hinnehmbaren freisetzungsbefindenden Risikos beschreiben“ (SRU 2004, S. 434, Tz. 937).

2.1.2.4 Übereinkommen vom 5. Juni 1992 über die biologische Vielfalt (CBD)

In der CBD wird der Beeinträchtigungstatbestand in Bezug auf GVO in zweierlei Hinsicht beschrieben. Zum einen werden die Vertragsparteien in Art. 8 lit. g dazu aufgefordert, Risiken, die im Zusammenhang mit GVO bestehen, zu regeln, zu bewältigen oder zu kontrollieren. Es wird dabei auf GVO abgestellt, „die nachteilige Umweltwirkungen haben können, welche die Erhaltung und nachhaltige Nutzung der biologischen Vielfalt beeinträchtigen könnten“ (CBD Art. 8 lit. g). Zum anderen sind die Vertragsstaaten durch Art. 14 (1) lit. a dazu angehalten, „geeignete Verfahren ein[zuf]ühren, die eine

²⁰ Nach LEMKE & WINTER (2001, S. 67) kann gegen diese Auffassung vorgebracht werden, dass es sich z. B. beim Einsatz von GVO im Rahmen der Schädlingsbekämpfung immer um eine schädliche Einwirkung handeln würde, da Schädlingspopulationen vernichtet werden. In einem solchen Fall könne nur eine anthropozentrische Auslegung des Schadensbegriffs dazu führen, dass eine schädliche Einwirkung nicht angenommen werden muss. Dies würde jedoch der gängigen Sichtweise des Naturschutzrechts widersprechen, „welche die Natur auch um ihrer selbst willen schütze“. Dagegen ist einzuwenden, dass hieraus nicht der Schutz aller Individuen, sondern von Arten (einschließlich ihrer innerartlichen Vielfalt) in überlebensfähigen Populationen gemeint ist. Dies schließt Bekämpfungsmaßnahmen nicht grundsätzlich aus, sofern hierdurch die Arten nicht gefährdet werden. Andererseits kann eine Zielabwägung unumgänglich sein, da in besonderen Fällen selbst die Ausrottung von Arten aus anthropozentrischer Sicht sinnvoll sein kann, etwa im Fall von Krankheitserregern.

²¹ Weitere Querbezüge bestehen zur Vertretbarkeitsklausel des Pflanzenschutzgesetzes (vgl. LEMKE & WINTER 2001).

Umweltverträglichkeitsprüfung ihrer geplanten Vorhaben, die wahrscheinlich erhebliche nachteilige Auswirkungen auf die biologische Vielfalt haben, vorschreiben, mit dem Ziel, diese Auswirkungen zu vermeiden oder auf ein Mindestmaß zu beschränken“.

In beiden Fällen fehlt eine Konkretisierung dahin gehend, was unter „nachteiligen Umweltwirkungen“ oder „erheblichen nachteiligen Auswirkungen“ zu verstehen ist. Für die Umsetzung von Art. 14 (1) lit. a CBD kommt in Deutschland neben der Umweltverträglichkeitsprüfung und FFH-Verträglichkeitsprüfung nach § 34 BNatSchG vor allem auch die Eingriffsregelung nach § 18 BNatSchG in Frage (BÖTTCHER & PETERS 2002). Insofern sind Aussagen, die in diesen Verfahren zur Schadenskonkretisierung getroffen werden, auch für den Schadensbegriff nach Art. 14 (1) lit. a relevant (zum Schadensbegriff in den genannten Verfahren vgl. Kap. 4.3).

2.1.2.5 EU-Umwelthaftungsrichtlinie (RL 2004/35/EG)

Die EU-Umwelthaftungsrichtlinie zielt gemäß Art. 1 RL 2004/35/EG darauf ab, „auf der Grundlage des Verursacherprinzips einen Rahmen für die Umwelthaftung zur Vermeidung und Sanierung von Umweltschäden zu schaffen“. „Schaden“ oder „Schädigung“ wird im Sinne dieser Richtlinie gem. Art. 2 Nr. 2 grundsätzlich als nachteilige Veränderung einer natürlichen Ressource oder Beeinträchtigung der Funktionen einer natürlichen Ressource definiert. Diese kann sowohl direkt als auch indirekt eintreten (Art. 2 Nr. 2). Unter „Funktionen“ und „Funktionen einer natürlichen Ressource“ werden nach Art. 2 Nr. 13 Funktionen verstanden, „die eine natürliche Ressource zum Nutzen einer anderen natürlichen Ressource oder der Öffentlichkeit erfüllt“ (zum Funktionsbegriff vgl. JAX 2000, Kap. 3.3). Ein haftungsrelevanter „Umweltschaden“ liegt dann vor, wenn eine nachteilige Veränderung einer natürlichen Ressource oder eine Beeinträchtigung ihrer Funktion, also ein Schaden nach Art. 2 (2), erhebliche nachteilige Auswirkungen auf die Schutzgüter mit sich bringt²² (Art. 2 Abs. 1). Zu den Schutzgütern gehören Boden, Gewässer, geschützte Arten und natürliche Lebensräume sowie deren Funktionen (vgl. Abb. 2).

Geschützte Arten und natürliche Lebensräume werden in Art. 2 Nr. 3 lit. a) und b) explizit in Bezug auf die Vogelschutzrichtlinie (79/409/EWG)²³ und die FFH-Richtlinie (92/43/EWG)²⁴ definiert. Von einem Umweltschaden ist dann zu sprechen, wenn erhebliche nachteilige Auswirkungen in Bezug auf die Erreichung oder Beibehaltung des günstigen Erhaltungszustands bestimmter Lebensräume oder Arten feststellbar sind (Art. 2 (1) lit. a). Die Definition des günstigen Erhaltungszustands erfolgt in Anlehnung an die Definition in Art. 1 lit. e & lit. i der FFH-Richtlinie (RL 92/43/EWG; vgl. Kap. 4.3.1).

Ob eine nachteilige Auswirkung erheblich ist, wird festgestellt „anhand des zum Zeitpunkt der Schädigung gegebenen Erhaltungszustands, der Funktionen, die von den Annehmlichkeiten, die diese

²² Nach BARTSCH (2004, S. 159) sind in dieser Definition auch „Wertvorstellungen und ein geminderter Kulturnutzen eingeschlossen“.

²³ Arten, die in Art. 4 Abs. 2 genannt oder in Anhang I aufgelistet sind und Lebensräume der in Art. 4 Abs. 2 genannten oder in Anhang I aufgelisteten Arten

²⁴ Arten, die in den Anhängen II und IV aufgelistet werden und Lebensräume der in Anhang II aufgelisteten Arten, die in Anhang I aufgelisteten Lebensräume sowie die Fortpflanzungs- oder Ruhestätten der in Anhang IV genannten Arten

Arten und Lebensräume bieten, erfüllt werden, sowie ihrer natürlichen Regenerationsfähigkeit“ (RL 2004/35/EG, Anhang I).

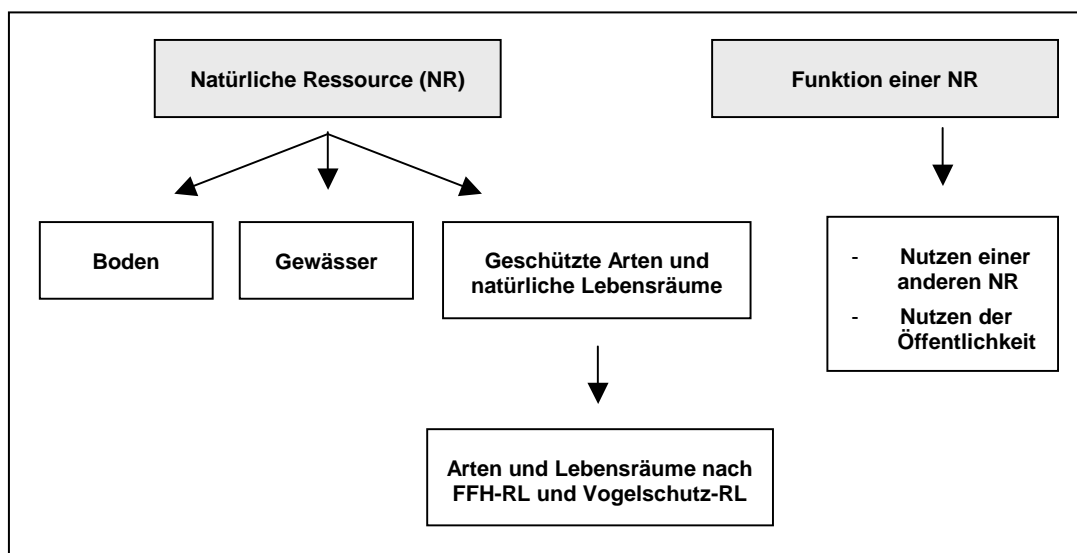


Abb. 2: Schutzgüter der EU-Umwelthaftungsrichtlinie (RL 2004/35/EG)

In Anhang I der Umwelthaftungsrichtlinie werden beispielhaft „Daten“ bzw. Kriterien aufgelistet, mit deren Hilfe erhebliche nachteilige Veränderungen gegenüber dem Ausgangszustand ermittelt werden sollen.²⁵

²⁵ Anhang I, RL 2004/35/EG: „ ... Erhebliche nachteilige Veränderungen gegenüber dem Ausgangszustand sollten mit Hilfe u.a. der folgenden feststellbaren Daten ermittelt werden:

- Anzahl der Exemplare, ihre Bestandsdichte oder ihr Vorkommensgebiet;
- Rolle der einzelnen Exemplare oder des geschädigten Gebiets in Bezug auf die Erhaltung der Art oder des Lebensraums, Seltenheit der Art oder des Lebensraums (auf örtlicher, regionaler und höherer Ebene einschließlich der Gemeinschaftsebene);
- die Fortpflanzungsfähigkeit der Art (entsprechend der Dynamik der betreffenden Art oder Population), ihre Lebensfähigkeit oder die natürliche Regenerationsfähigkeit des Lebensraums (entsprechend der Dynamik der für ihn charakteristischen Arten oder seiner Populationen);
- die Fähigkeit der Art bzw. des Lebensraums, sich nach einer Schädigung ohne äußere Einwirkung lediglich mit Hilfe verstärkter Schutzmaßnahmen in kurzer Zeit so weit zu regenerieren, dass allein aufgrund der Dynamik der betreffenden Art oder des betreffenden Lebensraums ein Zustand erreicht wird, der im Vergleich zum Ausgangszustand als gleichwertig oder besser zu bewerten ist.

Eine Schädigung, die sich nachweislich auf die menschliche Gesundheit auswirkt, ist als erhebliche Schädigung einzustufen. Folgende Schädigungen müssen nicht als erheblich eingestuft werden:

- nachteilige Abweichungen, die geringer sind als die natürlichen Fluktuationen, die für den betreffenden Lebensraum oder die betreffende Art als normal gelten;
- nachteilige Abweichungen, die auf natürliche Ursachen zurückzuführen sind oder aber auf äußere Einwirkung im Zusammenhang mit der Bewirtschaftung der betreffenden Gebiete, die den Aufzeichnungen über den Lebensraum oder den Dokumenten über die Erhaltungsziele zufolge als normal anzusehen ist oder der früheren Bewirtschaftungsweise der jeweiligen Eigentümer oder Betreiber entspricht;

Schädigungen, die sich auf die menschliche Gesundheit auswirken, sind generell als erheblich einzustufen. Zudem werden in genanntem Anhang alle Auswirkungen in einer Negativliste aufgeführt, die im Sinne der Richtlinie nicht als erheblich eingestuft werden müssen. Interessant ist, dass Veränderungen innerhalb der natürlichen oder als normal angesehenen Variationsbreite nicht zwingend als erheblich anzusehen sind (zum Konzept der natürlichen Variationsbreite vgl. Kap. 2.2.1.4).

In Art. 3 (1) a wird der Anwendungsbereich der Umwelthaftungsrichtlinie geregelt: „Die Richtlinie gilt für Umweltschäden, die durch die Ausübung einer der in Anhang III aufgeführten beruflichen Tätigkeiten verursacht werden, und jede unmittelbare Gefahr solcher Schäden, die aufgrund dieser Tätigkeiten eintritt“. Gemäß Anhang III Nr. 11 sind auch „jede absichtliche Freisetzung genetisch veränderter Organismen in die Umwelt, sowie die Beförderung und das Inverkehrbringen dieser Organismen gemäß der Definition in der Richtlinie 2001/18/EG des Europäischen Parlaments und des Rates“ als berufliche Tätigkeiten eingestuft und damit potenziell Gegenstand der Haftungsregelung.

2.2 Verschiedene theoretische Ansätze zur Bestimmung des ökologischen Schadens

In diesem Abschnitt werden die wesentlichen Aspekte aus der Diskussion um den Begriff des ökologischen Schadens unter besonderer Beachtung seiner Bedeutung im Zusammenhang mit der Agrotechnik zusammenfassend dargestellt.

Im Rahmen der Genehmigungsentscheidung nach § 16 GenTG hat die Beurteilung des Schadens in Hinblick auf die in § 1 GenTG genannten Schutzgüter zu erfolgen. In Bezug auf ökologische Schutzgüter hat es sich bisher als schwierig erwiesen, „schädliche Auswirkungen“ zu definieren. Die Definition des ökologischen Schadensbegriffs ist äußerst umstritten (LEMKE & WINTER 2001, KOKOTT et al. 2003, SUKOPP 2004, SRU 2004). Die Ökologie beschreibt Zustände und Veränderungen von Ökosystemen und deren Elementen, während die Entscheidung darüber, welche dieser Veränderungen als Schäden zu bewerten sind, von normativen Vorgaben wie denen des Naturschutzes, der Landnutzung und des menschlichen Gesundheitsschutzes abhängt (ERZ 1986, SUKOPP 2004; vgl. Abb. 3)²⁶.

-
- eine Schädigung von Arten bzw. Lebensräumen, die sich nachweislich ohne äußere Einwirkung in kurzer Zeit so weit regenerieren werden, dass entweder der Ausgangszustand erreicht wird oder aber allein aufgrund der Dynamik der betreffenden Art oder des betreffenden Lebensraums ein Zustand erreicht wird, der im Vergleich zum Ausgangszustand als gleichwertig oder besser zu bewerten ist.“

²⁶ Vgl. SUKOPP (2004, S. 88): „Ökologische Untersuchungen allein können niemals die Frage von Schäden in Ökosystemen beantworten, sondern nur das Ausmaß von Veränderungen beschreiben. Es bleibt eine gesellschaftliche Entscheidung, ob beispielsweise die Ausbreitung eines Fremdgens aus transgenen Kulturpflanzen in Populationen nahe verwandter Wildpflanzen als ein Schaden betrachtet wird.“

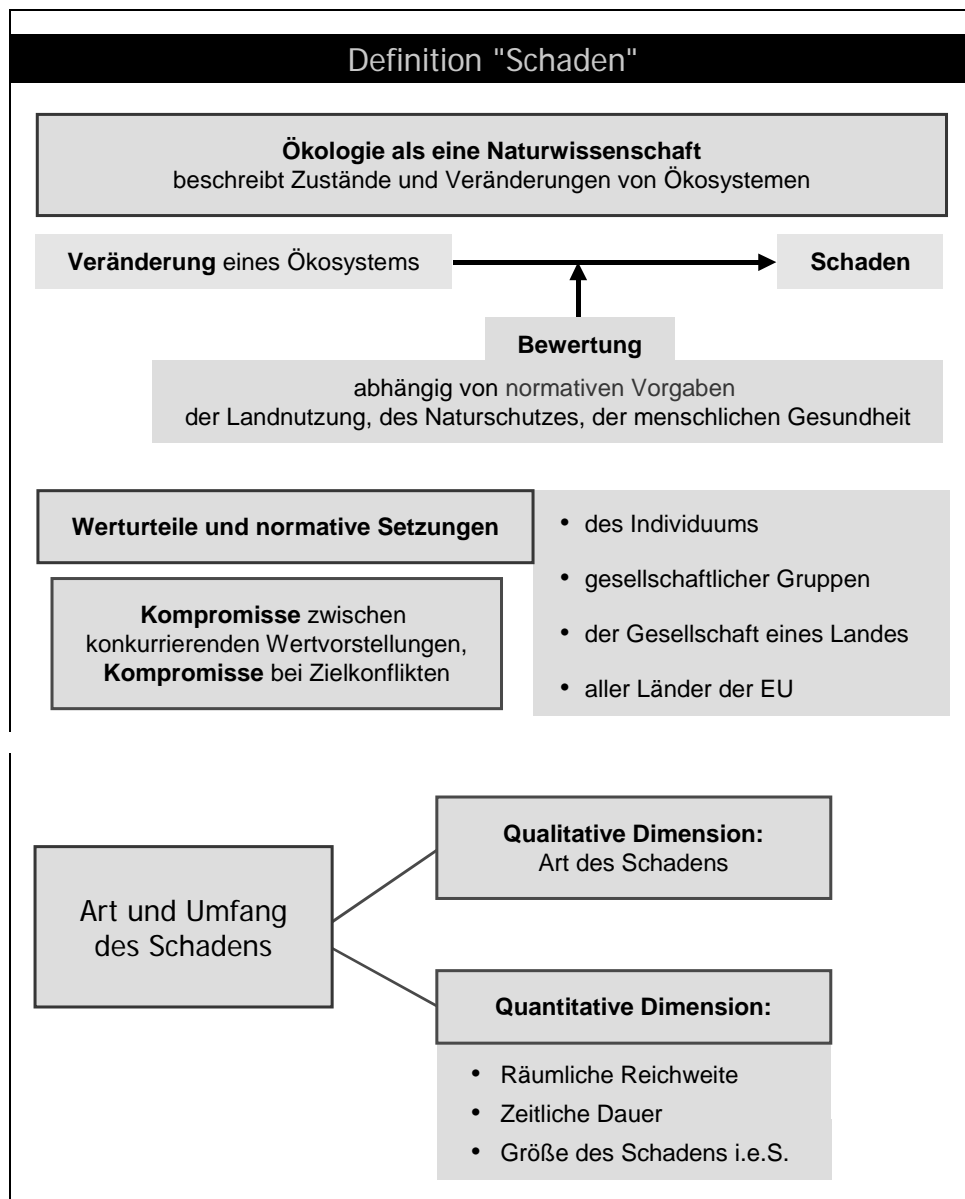


Abb. 3: Definition des (ökologischen) Schadens (aus SUKOPP 2004, S. 87)

2.2.1 Konzeptionelle Ansätze in der Diskussion um den Schadensbegriff

Es ist somit offensichtlich, dass die Frage nach der Definition weder allein von der Ökologie noch allein von der Rechtswissenschaft oder einem ökonomischen, philosophischen oder politischen Standpunkt aus betrachtet, hinreichend beantwortet werden kann. Vielmehr ist hierfür ein interdisziplinärer Diskurs zwischen allen beteiligten Disziplinen und Gruppen notwendig (vgl. FISAHN 2004a). Dieser Diskurs spiegelt sich in fünf verschiedenen konzeptionellen Ansätzen wider, die nachfolgend zusammenfassend dargestellt und diskutiert werden.

2.2.1.1 Konzept der evolutionären Integrität

Nach BRECKLING & ZÜGHART (2001, S. 326) handelt es sich hierbei um das „gentechnik-spezifische“ Schutzgut, da es einen Aspekt repräsentiert, hinsichtlich dessen GVO „sich grundlegend von anderen anthropogenen technischen Errungenschaften unterscheiden“. Das Schutzgut umfasst u. a. „die Sicherstellung der Nicht-Vermehrung von Transgenen in selbst reproduzierenden Freilandpopulationen und damit den Schutz der Selbstorganisation im Fortgang der evolutionären Dynamik“ (ebd.). Somit werden auch „prinzipiell nicht vorhersagbare Folgewirkungen der Weiterentwicklung von Transgenen in natürlichen Populationen im Rahmen evolutiver Prozesse durch Mutation oder Neukombination mit dem Risiko einer schädlichen Einwirkung auf andere Schutzgüter“ unterbunden (ebd.)²⁷. Die Einbeziehung des Schutzgutes „evolutionäre Integrität“ bei der Schadensdefinition bedeutet, „dass die Ausbreitung eines veränderten Gens in die Natur spätestens dann als schädliche Auswirkung zu bewerten ist, wenn das Gen oder der GVO in der Natur überlebens- und fortpflanzungsfähig ist“ (FISAHN 2004a, S. 147).

Deutlich hervorzuheben ist, dass es nach BRECKLING & ZÜGHART (2001, S. 327) beim Schutz der evolutionären Integrität nicht um die Erhaltung des Status Quo geht, „sondern die Wahrung der qualitativen Aspekte des selbstorganisierten Fortschreitens und der Selbstveränderungsfähigkeit der Organismen innerhalb der Grenzen, die sich evolutionär herausgebildet haben“.

Diskussion

Die fachliche Diskussion des Konzepts der evolutionären Integrität führt zu einigen offenen Fragen:

FISAHN (2004, S. 149) sieht es in der Beurteilung dieses Konzepts als nicht schlüssig an, die evolutionäre Integrität „ausgerechnet im Gentechnikrecht zu schützen“, da Menschen seit jeher im Rahmen der konventionellen Züchtung in die evolutionäre Integrität eingegriffen haben und die Züchtungen zum „natürlichen“ Umfeld gehören, „unabhängig davon, ob es nun domestizierte Arten oder wilde Arten sind“.

Dieser Einschätzung ist gegenüberzustellen, dass die moderne Biotechnologie über die Möglichkeiten der konventionellen Züchtung weit hinausgeht. So kann ein genetischer Austausch auch zwischen verwandtschaftlich weit voneinander entfernten Organismen stattfinden, der weder in der Natur²⁸ noch durch konventionelle Züchtung möglich ist.

Diskussionswürdig ist die Auffassung „evolutionärer Integrität“ als ein Schutzgut, das sich im Kern auf das Ziel bezieht, von anthropogener Mitwirkung unbeeinflusste Evolution zu ermöglichen. Auswirkungen von GVO sind in dieser Hinsicht ein Spezialfall anthropogener Wirkfaktoren. Allerdings sind auch andere anthropogene Mechanismen von hoher Relevanz für evolutionäre Prozesse. Hierzu gehören z. B. die Einführung und Ausbreitung gebietsfremder Organismen (HURKA et al. 2003, OLDEN et al. 2004). Auch Standortveränderungen infolge anthropogener Landnutzungen beeinflussen seit langem die evolutive

²⁷ Zur Nichtvorhersagbarkeit insbesondere langfristiger Auswirkungen des Einsatzes von GVO vgl. auch SUKOPP & SUKOPP (1993, 1994), KOWARIK (2003, S. 44), RL 2001/18/EG Anhang 2, SRU (1998, S. 284)

²⁸ „Die evolutionäre Integrität steht insbesondere damit in Zusammenhang, daß viele theoretisch mögliche genetische Interaktionen in natürlichen Systemen so extrem selten sind, daß sie faktisch unmöglich sind“ (BRECKLING & ZÜGHART 2001, S. 327).

Entwicklung von Organismen (z. B. Entstehung von Anökopyhten; ZOHARY 1962, SUKOPP & SCHOLZ 1997). Insofern ist fraglich, ob das Prinzip „evolutionärer Integrität“ als allgemeines Ziel oder Schutzgut realistisch ist und ob ein ausschließlicher Bezug auf den Sonderfall der GVO gerechtfertigt ist.

Beim Konzept der evolutionären Integrität wird klargestellt, wie der Schadensbegriff operationalisiert wird: Die Beeinträchtigung ist erheblich, wenn sich Transgene in sich selbst reproduzierenden Freilandpopulationen vermehren. Aufgrund der niedrigen Erheblichkeitsschwelle ist das Ergebnis der Operationalisierung des Schadensbegriffes eine relativ strenge Regelsetzung. Die Operationalisierung ist auf den Prozess der Reproduktion von Transgenen bezogen und stellt nicht auf die Wirkung auf Schutzgüter ab, es sei denn der „Evolutionprozess ohne Transgene“ wird als Schutzgut definiert.

Es wird dabei nicht deutlich, was das eigentliche Schutzgut ist. Ist es der Evolutionsprozess oder ist es der Genpool von Arten, also das Ergebnis des Evolutionsprozesses (vgl. TREPL 1991)? Ist der Genpool von Arten das Schutzgut, so gibt es zwei Interpretationsmöglichkeiten:

1. Schutzgut ist die Abwesenheit von Transgenen im Genpool sich selbst reproduzierender Freilandpopulationen als Bestandteil der Tier- und Pflanzenwelt. Ein Auftreten von Transgenen in diesen Populationen wäre dann ein Schaden. Diese Auffassung lässt sich nur unter der Prämisse rechtfertigen, dass Arten oder Populationen eine „Würde“ oder „Unantastbarkeit“ besitzen, wie durch den Integritätsbegriff suggeriert wird. Ob dies zutrifft, ist jedoch äußerst umstritten (vgl. PFORDTEN 1996). Auch aus rechtlicher Sicht ist dieser Ansatz nicht tragfähig (vgl. Kap. 3.3).
2. Schutzgut ist die natürliche artliche und innerartliche Vielfalt. In diesem Fall würde erst eine (erhebliche) Verringerung dieser Vielfalt als Schaden definiert. Die Vermehrung von Transgenen in sich selbst reproduzierenden Freilandpopulationen wäre dann ein mögliches Kriterium zur Operationalisierung des Schadensbegriffes. Das Konzept der evolutionären Integrität läuft in diesem Fall auf einen Artenschutz hinaus, der aufgrund der niedrigen Erheblichkeitsschwelle sehr streng ist.

Wenn in dem Konzept der Prozess der Evolution betont wird, so ist nicht zu sehen, warum Evolutionsprozesse nicht auch mit gentechnisch veränderten Organismen stattfinden können (ausführlich zum Verhältnis von Evolutionsbiologie und Naturethik vgl. POTTHAST 1999).

2.2.1.2 Konzept der Eingriffstiefe

Das Konzept der Eingriffstiefe stammt von GLEICH (1997). Der Entwicklung des Konzeptes der Eingriffstiefe liegen folgende Thesen zugrunde:

- Wirkungsmodelle zur Bewertung von Technikfolgen reichen nicht aus, da sie nur eine Vorsorge in Hinblick auf schon bekannte Wirkungen ermöglichen.
- Durch moderne Technologien wird die Kluft zwischen der Reichweite des Handelns und der Reichweite des Wissens immer größer.
- Die Umweltkrise hat als wesentliche Ursache die Erhöhung der Eingriffstiefe in die Naturzusammenhänge (= „Grad der Naturbeherrschung“).

Naturbeherrschung wird in diesem Zusammenhang folgendermaßen erläutert: „Bei der Naturbeherrschung wird ... technische Wirkmächtigkeit v. a. durch hohe Eingriffstiefe in Naturzusammenhänge erzielt. Der Eingriff geht weit über das Zurichten, das Trennen, Reinigen,

Eliminieren und Mischen hinaus. Er besteht nicht mehr nur in Manipulation an direkt wahrnehmbaren und zugänglichen Naturphänomenen, wie das bei traditionellen handwerklichen, haus- und landwirtschaftlichen Techniken ausschließlich der Fall ist, sondern er erfolgt als Manipulation von Strukturen, die diese Phänomene weitgehend steuern, insbesondere der Manipulation von Atomstrukturen, Molekülstrukturen und Genen. (...) Eine ... Folge sind extreme Risikopotentiale“ (GLEICH 1997, S. 530).

Als Definition von Eingriffstiefe formuliert er: „Eine besonders eingriffstiefe Technologie ist eine, bei der nicht mehr nur an den Phänomenen, sondern direkt an Strukturen technisch angesetzt wird, die Phänomene sehr weitgehend steuern (gezielte technische Manipulation an atomaren bzw. elementaren Strukturen, an der Molekülstruktur und am Genom)“ (ebd., S. 532).

Gefordert wird eine Einbeziehung des Nichtwissens bei vorsorgeorientierten Bewertungsverfahren. Dies könne geschehen, indem man eine Technologie und nicht Wirkungen einer Technologie bewertet. Mit dem Kriterium der Eingriffstiefe können Risikotechnologien identifiziert werden. Dabei soll „... aus dem ‚Charakter‘ von Stoffen, Technologien oder Eingriffen auf das erwartbare Wirkungsspektrum geschlossen werden“ (ebd., S. 510).

GLEICH räumt ein, dass das Kriterium der Eingriffstiefe noch einer weiteren Operationalisierung bedarf, damit in feinerer Abstufung zwischen einer sehr hohen und einer weniger hohen Eingriffstiefe unterschieden werden kann.

Aus dem Nichtwissen über die Folgen von Risikotechnologie wird die Forderung eines behutsamen Handelns abgeleitet „... wenn ich schon nicht weit genug ‚sehen‘ kann, kann ich doch ‚langsamer voranschreiten‘“ (ebd., S. 514).

Diskussion

Im Konzept der Eingriffstiefe wird vorgeschlagen, ökologische Schäden nicht direkt zu messen, sondern anhand der Technologie zu indizieren. Ähnlich wie andere Konzepte der Umweltgefährdung wendet sich damit das Konzept der Eingriffstiefe von einer kausalanalytischen / wirkungsorientierten Herangehensweise ab und verfolgt stattdessen einen gefährdungsorientierten Ansatz (vgl. SUKOPP 2004).

Das Konzept der Eingriffstiefe stellt ebenfalls einen Ansatz zur Operationalisierung des Schadensbegriffes dar. Eine konkrete Nennung von Schutzgütern erfolgt nicht und somit auch keine Schadensdefinition. Dies ist auch nicht beabsichtigt, da man aufgrund von aktuellem Nichtwissen bzw. prinzipieller „Nichtwissbarkeit“ (GLEICH 1997) Schäden nicht abschätzen kann. Die Auslegung des Vorsorgeprinzips im Konzept der Eingriffstiefe beruht gerade darauf, dass auch unbekannte Schäden vermieden werden sollen. Problematisch am Konzept der Eingriffstiefe ist jedoch, dass noch ein Nachweis über einen kausalen Zusammenhang zwischen „Eingriffstiefe“ und Schadensausmaß zu erbringen ist. Solange dieser Nachweis nicht erbracht ist, widerspricht eine Nichtzulassung von Technologien mit großer Eingriffstiefe dem Prinzip der Verhältnismäßigkeit, das ebenfalls im Vorsorgeprinzip enthalten ist (EU-KOMMISSION 2000; vgl. Kap. 4.5.1). Bereits aus diesem Grunde geht das Konzept der Eingriffstiefe aus rechtlicher Sicht zu weit.

Mit dem Konzept der Eingriffstiefe soll das in den meisten gesetzlichen Regelungen vorgeschlagene Spektrum von Umweltgütern geschützt werden. Eine Berücksichtigung des Konzeptes bei der Festlegung von Erheblichkeitsschwellen dürfte jedoch schwierig sein:

- Ob die Eingriffstiefe tatsächlich eng mit der Schädlichkeit einer Wirkung korreliert ist, muss empirisch und normativ überprüft werden. Der Verdacht liegt jedoch nahe, dass auch weltanschauliche Gründe zur Ablehnung einer hohen Eingriffstiefe führen (vgl. POTTHAST 1999).
- Das Konzept ist noch nicht operabel. Anhand welcher Kriterien kann man genau feststellen, wann eine Technologie eine besonders hohe Eingriffstiefe besitzt²⁹?
- Es werden keine konkreten Konsequenzen für das Handeln gezogen. Was bedeutet „behutsames Handeln“ in Bezug auf die Ausbringung gentechnisch veränderter Organismen? Es dürfte praktisch nicht möglich sein, einer gesamten Technologie die Zulassung zu versagen.

Dennoch bietet das Konzept der Eingriffstiefe beachtenswerte Ansätze:

- Es betont mehr als alle anderen Konzepte die Unsicherheit in der Abschätzung der Wirkungen.
- Als Konsequenz wird gefordert, die Bewertung der Technologien und nicht der Wirkungen vorzunehmen, wie dies in anderen Konzepten vorgeschlagen wird. Hierdurch wird das Vorsorgeprinzip (vgl. Kap. 4.5.1) sehr umfassend ausgelegt.

Für die Definition von Schäden und Erheblichkeitsschwellen sind daher folgende Fragen zu klären:

- Wie wird bei der Bewertung von Schäden mit Unsicherheit umgegangen und wie kann man die Unsicherheit einschätzen?
- Wo innerhalb der Wirkungskette von Freisetzungen sollten Bewertungskriterien ansetzen?

2.2.1.3 Konzept des Selektionsvorteils

Nach dem Konzept des Selektionsvorteils ist eine schädliche Auswirkung dann anzunehmen, wenn ein GVO durch die gentechnische Veränderung eine höhere Überlebenschance als ein Nicht-GVO erlangt. Man spricht also dann von einem Schaden, wenn der GVO aufgrund eines oder mehrerer Merkmale, die auf die gentechnische Veränderung zurückzuführen sind, „in der Natur einen Selektionsvorteil³⁰ hat und in der Lage ist, andere Pflanzen³¹ zu verdrängen“ (FISAHN 2004a, S. 147).

²⁹ Hier könnte eingewendet werden, dass die Risiken einer Technologie über ihre Auswirkungen festgestellt werden können. Dieser Ansatz liegt jedoch nicht dem Konzept der Eingriffstiefe zugrunde. Das Konzept der Eingriffstiefe bewertet Technologien vielmehr anhand der eingesetzten Verfahren und der Strukturen, an denen diese Verfahren ansetzen (atomare Strukturen in der Nukleartechnik, Molekülstrukturen in der synthetischen Chemie, das Genom in der Gentechnik).

³⁰ LEMKE & WINTER (2001, S. 38) sind unter Zugrundelegung des Konzepts des Selektionsvorteils der Auffassung, „... dass eine Auskreuzung der Herbizidresistenz von Raps auf verwandte Wildpflanzen unschädlich ist, weil damit auf herbizidfreien Flächen kein Selektionsvorteil vermittelt wird“. Diese Auffassung ist umstritten, da sich hiermit auch eine weite Verbreitung von Transgenen in Wildsippen rechtfertigen lässt. Betrachtet man die mittel- und langfristigen Ziele der Grünen Gentechnik, also z. B. die Vermittlung von Toleranzen gegenüber verschiedenen abiotischen Stressfaktoren (Temperatur, Trockenheit, Salzgehalt des Bodens etc.), so sind nach LEMKE & WINTER (2001) gravierendere Folgen zu erwarten. „Diese Toleranzen könnten einerseits das Verwildierungspotenzial der

Diskussion

Problematisch an diesem Ansatz ist laut FISAHN (2004) die Tatsache, dass Selektionsvorteile schwer prognostizierbar sind. Die Erfahrung mit nichteinheimischen Arten zeigt, dass sich evolutionäre Vorteile aufgrund von time lag-Effekten unter Umständen erst Jahrzehnte bis Jahrhunderte nach ihrer Ausbringung bemerkbar machen (KOWARIK 1995). Dies trifft auf GVO in besonderem Maße zu, da bei diesen neue genetische Kombinationen in den Prozess der Evolution eingefügt werden und nicht absehbar ist, wie sich diese Eigenschaften verändern bzw. welche neuen Eigenschaften in Folge von Mutation oder Rekombination hervorgebracht werden (vgl. LEMKE & WINTER 2001, SRU 1998). Hinzu kommt die grundsätzliche Unvorhersagbarkeit künftiger Umweltbedingungen (etwa im Rahmen des globalen Klimawandels oder der Einführung neuer Landnutzungstechniken).

Trotz der Schwächen des Konzeptes wurde in der deutschen Praxis der Freisetzungsgenehmigung unter Anwendung des Vorsorgeprinzips (s. Kap. 4.5.1) „bei der Risikoanalyse zentral auf den Selektionsvorteil abgestellt“ (FISAHN 2004a, S. 147), wobei allerdings die Frage offen bleibt, welche Schutzgüter tatsächlich betroffen sein können.

Im Konzept des Selektionsvorteils stellt „Selektionsvorteil“ ein Kriterium dar, anhand dessen Schäden bewertet werden können. Dass mit einem Selektionsvorteil selbst noch kein Schaden gemeint ist, wird dadurch deutlich, dass immer wieder auf die Konsequenzen eines Selektionsvorteils hingewiesen wird (z. B. Verdrängung von Pflanzenarten, vgl. FISAHN 2004a).

Die Operationalisierung des Schadensbegriffes setzt beim Konzept des Selektionsvorteils ebenso wie beim Konzept der evolutionären Integrität an den durch GVO ausgelösten Prozessen an. Im einen Fall ist es die Selektion von Organismen, die Transgene tragen, im anderen Fall deren Vermehrung in sich selbst reproduzierenden Freilandpopulationen. Von Auswirkungen auf Schutzgüter, z. B. auf wild lebende Sippen, Ökosysteme etc. wird nicht gesprochen.

2.2.1.4 Konzept der natürlichen Variationsbreite

Das Konzept der natürlichen Variationsbreite ist in der Definition des ökologischen Schadens durch den SRU (1987, S. 460, Tz. 1691) enthalten: „Als Schäden im ökologischen Sinne werden solche Veränderungen angesehen, die über das natürliche Schwankungsmaß der betroffenen Populationen oder Ökosysteme hinausgehen und sich oft nur über größere Zeiträume manifestieren, sowie Veränderungen, die entweder überhaupt nicht oder oft erst Jahrzehnte nach der toxischen Einwirkung und mit hohem Aufwand rückgängig gemacht werden können.“ Dieser Ansatz schließt inhaltlich an das Konzept des Selektionsvorteils an, wobei allerdings nicht jede Veränderung als schädlich gewertet wird. Ein ökologischer Schaden liegt dann vor, wenn die Auswirkungen von GVO Veränderungen jenseits der natürlichen Variationsbreite hervorrufen (SRU 2004).

Kulturpflanze erhöhen, andererseits aber auch bei Auskreuzung der genetischen Eigenschaft in den Wildpflanzenpopulationen zu Verschiebungen in der Biozönose führen, da diese Toleranzen deutliche Selektionsvorteile erwarten lassen“ (ebd., S. 39; vgl. auch SRU 2004).

³¹ entweder Individuen derselben Art, die aber nicht gentechnisch verändert wurden, oder Individuen anderer Arten

Dieser Ansatz wird durch den SRU (2004, S. 409, Tz. 878) mit dem neu vorgeschlagenen Variationsbreitenmodell modifiziert. Die entscheidende Änderung ist, dass das Variationsbreitenmodell nicht mehr der Definition des Schadens dient, sondern seiner Operationalisierung. Dieser Unterschied ist von großer Bedeutung (vgl. Kap. 3.1.2 und 4.1). Der SRU versteht als „... *Indikator* für Schäden an der natürlichen Umwelt in ihrem Wirkungsgefüge, die durch gentechnisch veränderte Organismen verursacht werden können, das Überschreiten natürlicher Variationsbreiten, das heißt solche Veränderungen, die über die natürlichen Variationsbreiten der betroffenen genetischen Vielfalt, Populationen oder Ökosysteme hinausgehen“³². In Hinblick auf das Schutzgut Biodiversität und dessen Beeinträchtigung durch GVO ist eine Operationalisierung des Variationsbreitenindikators vordringlich³³ auf der genetischen Ebene anzustreben, da auf dieser Veränderungen zuerst nachweisbar sein werden (SRU 2004). Auf der Art- und Populationsebene sind die Veränderungen erst später sichtbar. Auf der Ebene der Ökosysteme werden sie zuletzt erkennbar sein (ebd.).

Eine wichtige Voraussetzung für die Operationalisierung des Variationsbreitenmodells ist die Ermittlung natürlicher Variationsbreiten (auf allen Ebenen). Hierfür ist ein umfassendes Monitoring (sowohl fallspezifische Überwachung³⁴ als auch allgemeine überwachende Beobachtung³⁵) notwendig, „da andernfalls der ‚Normalzustand‘ (natürliche Variationsbreite) nicht mehr zu erfassen ist“ (SRU 2004, S. 412, Tz. 884). Vor diesem Hintergrund scheint auch eine rasche Ausweisung von GVO-freien Referenzflächen ratsam. Es ist wohl nicht praktikabel, dass die natürliche Variationsbreite aller Schutzgutbestandteile erfasst wird. Daher hält der SRU (2004) das Variationsbreitenmodell nur in Verbindung mit einem „Suchschema“ für umsetzbar. Dieses muss geeignet sein, diejenigen Spezies, Populationen oder ökosystemaren Parameter zu identifizieren, bei denen eine Untersuchung der Veränderungen ihrer Variationsbreiten erfolgen soll. Außerdem ist es von Bedeutung, dass ein derartiges Suchschema auf unterschiedliche ökologische Kontexte bezogen werden kann.³⁶

Sofern ein Schaden eintritt, muss im Sinne der Vertretbarkeitsklausel des § 16 GenTG festgestellt werden, ob der Schaden im Verhältnis zum Zwecke der Freisetzung oder des Inverkehrbringens vertretbar oder unvertretbar ist (vgl. Kap. 2.1.2.3, 4.5.2). Das Eintreten eines ökologischen Schadens impliziert also nicht, „dass dieser nicht um eines hohen Nutzen willen in Kauf genommen werden kann“ (SRU 2004, S.

³² Auf ökosystemarer Ebene z.B. Veränderungen, die eine Überforderung der natürlichen Pufferungsfähigkeit eines Ökosystems darstellen (SRU 2004).

³³ Eine Operationalisierung sollte jedoch nicht ausschließlich auf der genetischen Ebene erfolgen, da GVO auch direkt als Organismen, z. B. im Zuge ihrer Verwilderung (ohne Auskreuzung), Auswirkungen hervorrufen können. Außerdem sind indirekte Effekte veränderter Bewirtschaftungsweisen zu beachten (vgl. SRU 2004, S. 650, Tz. 879).

³⁴ Fallspezifische Überwachung („case specific monitoring“): Überwachung der GVO in Hinblick auf konkrete wissenschaftliche Fragestellungen, konkrete Risiken, die bereits bei der UVP identifiziert wurden (SCHULTE 2000)

³⁵ Allgemeine überwachende Beobachtung („general surveillance“): „Das allgemeine Monitoring soll dem Erkennen seltener und unerwarteter Ereignisse dienen. Fragestellungen sind weitgehend offen und werden unabhängig von einer Risikobewertung gestellt (keine direkten Ursache-Wirkungs-Hypothesen)“ (SCHULTE 2000, S. 15, Tab. 7)

³⁶ „Eine genaue Einschätzung zum Beispiel des jeweiligen Auskreuzungspotenzials und der möglichen Invasivität einer gentechnisch veränderten Art oder ihrer Arthybriden ist grundsätzlich nur unter Berücksichtigung des jeweiligen ökologischen Kontextes möglich. Sofern wilde Verwandte einer gentechnisch veränderten Nutzpflanze im geplanten Ausbringungsgebiet existieren, werden Auskreuzungen mit hoher Wahrscheinlichkeit auftreten“ (SRU 2004, S. 412, Tz. 886).

412, Tz. 887). Um im Falle eines Schadens rechtlich tätig werden zu können, ist es somit erforderlich Schadensschwellen festzulegen, die die Grenze zwischen akzeptablem und unakzeptablem Schadensausmaß markieren.

Laut SRU sollten bei der Festlegung des unakzeptablen Schadensausmaßes folgende Kriterien berücksichtigt werden³⁷:

- **Ausbreitungspotenzial:** Festlegung von Risikokategorien an Hand von bestimmten Risikofaktoren mit Hilfe von Szenarien
- **Risikobewertung der eingeführten Transgene:** Klassifizierung von Fremdgenen und der von ihnen vermittelten Eigenschaften in Hinblick auf ökologische Konsequenzen
- **Schutzzelebene:** „Bewertung der betroffenen genetischen, artlichen oder Lebensraumqualität (je höher die Wertigkeit des Schutzgutes, desto höher die Wertigkeit des Schadens)“ (S. 412, Tz. 887)

Nach Vorstellung des Umweltrates gilt ein Überschreiten der natürlichen Variationsbreite spätestens dann als Anlass zu nachsorgenden Maßnahmen, „wenn sowohl die Einstufung der Abweichung von der natürlichen Variationsbreite selbst, als auch die Mehrzahl der drei vorgeschlagenen zusätzlichen Bewertungsfaktoren in die jeweils höchste Kategorie fällt“ (SRU 2004, S. 412, Tz. 888). Tab. 2 veranschaulicht beispielhaft das vom Umweltrat vorgeschlagene Schema zur Risikobewertung. Es bleibt hervorzuheben, dass dieser Vorschlag nicht vollständig ausgereift ist, sondern durch Modifikationen und Präzisierungen auszubauen ist. So sind u. a. folgende Schritte notwendig (SRU 2004):

- Entwicklung eines Schemas zur Identifizierung der im jeweiligen Fall für eine Bewertung relevanten Bestandteile der Umwelt in ihrem Wirkungsgefüge (das Schema muss fallspezifisch auf unterschiedliche ökologische Kontexte bezogen werden können)
- Ermittlung natürlicher Variationsbreiten („Dabei ist zu beachten, dass die Feststellung der Kausalität zwischen den GVO und den Veränderungen von Variationsbreiten in vielen Fällen problematisch sein kann“ SRU 2004, S. 412, Tz 883).
- Konkretisierung der vorgeschlagenen dreistufigen Bewertungskategorien (niedrig/mittel/hoch und risikolos/riskant/gefährlich)

³⁷ Im Modell des SRU (2004) wird vorgeschlagen, einen doppelten Bewertungsansatz zu verfolgen, der einerseits ökologische Ausbreitungsindices für nicht transgene Kulturpflanzen aufstellt und andererseits eine Klassifizierung von Fremdgenen sowie der durch Fremdgene vermittelten Eigenschaften vornimmt (vgl. auch Kap. 2.2.1.5 „concept of familiarity“).

Tab. 2: Vorschlag eines Schemas zur Risikobewertung ökologischer Wirkungen gentechnisch veränderter Organismen (nach SRU 2004, S. 413, Tz 887)

Zielebene	Abweichung von der natürlichen Variationsbreite			Ausbreitungspotenzial			Eigenschaft des Transgens			Schutzstatus der Zielebene		
	gering	mittel	hoch	gering	mittel	hoch	risikolos	riskant	gefährlich	gering	mittel	hoch
Beispiel 1: Käferart xy			X									X
Bewertung: Schaden unvertretbar	Kommentar: Verminderung der Population um 45%			Kommentar: Trifft hier nicht zu			Kommentar: Trifft hier nicht zu			Kommentar: Art der Roten Liste		
Beispiel 2: Auftreten einer Pflanzenhybride xy	X				X				X			
Bewertung: Schaden vertretbar (?)	Kommentar: In 10% der Vegetation			Kommentar: Nach Tabelle AMMAN (1996) mittel			Kommentar: Bildet toxische Substanzen			Kommentar: Trifft nicht zu		

Diskussion

Beim Konzept der natürlichen Variationsbreite sind nach FISAHN (2004) zwei Kernprobleme erkennbar. Zum einen sind im Rahmen der Umweltrisikoprüfung Auswirkungen von GVO auf natürliche Schwankungen ökologischer Parameter nicht oder nur schwer prognostizierbar³⁸ (vgl. Konzept des Selektionsvorteils)³⁹. Zum anderen ist es mit Schwierigkeiten verbunden, „zu bestimmen, was natürliche Schwankungen sind und was darüber hinaus geht“ (ebd., S. 149). Letztgenannter Aspekt wird bei POTTHAST (2004, S. 198) mit drei verschiedenen Begründungsansätzen unterlegt:

- 1) Die Festlegung natürlicher Variationsbreiten erfordert „skalenbezogene und skalenübergreifende Kenntnisse, und sie dürften auf verschiedenen ökologischen Integrationsebenen wie Population, Spezies, Biozönose oder Ökosystem sowie hinsichtlich ihres Entwicklungspotenzials verschieden ausfallen.“
- 2) Es besteht die grundsätzliche Frage danach, „was als natürliche Fluktuation gelten soll.“
- 3) Es stellt sich die Frage, „ob und wie eine Trennung zwischen ‚natürlicher‘ Schwankungsbreite und ihrem Gegenstück, also einer ‚künstlichen‘ bzw. anthropogenen, zu ziehen ist“.

Fraglich ist darüber hinaus die normative Gültigkeit des Bezugs auf die natürliche Variationsbreite. In zahlreichen Fällen ist es im Naturschutz nicht angestrebt, die gesamte Variationsbreite von

³⁸ Dem liegt jedoch das Verständnis zugrunde, dass nicht über die Variationsbreite selbst ein Schaden ermittelt wird, sondern diese ein Indikator für einen Schaden darstellt. Ob dieses Verständnis im Konzept ursprünglich im Vordergrund steht, ist jedoch fraglich.

³⁹ Beim Monitoring bestehen diese Schwierigkeiten jedoch nicht, da hier aus einer retrospektiven Betrachtungsweise heraus gemessen wird.

Naturelementen auszuschöpfen. So werden beispielsweise Populationen stabilisiert, die ggf. natürlicherweise lokal aussterben würden.

Eine Übertragung des ursprünglich aus der Ökotoxikologie stammenden Konzeptes der natürlichen Variationsbreite zur Operationalisierung von Schäden in Ökosystemen ist oft nicht sinnvoll. Eine Konsequenz eines Bezugs auf „natürliche“ Variationsbreiten veranschaulicht SCHLEE (2004): Ersetzt man in der Definition des SRU „toxische Einwirkung“ durch „menschliche Einwirkung“ müsse man ganz Europa als „ökologischen Schaden“ einstufen (SCHLEE 2004). Wenn auch überspitzt formuliert, verdeutlicht dieser Gedanke Grenzen bei der Übertragung der Definition auf naturschutzfachliche Schutzgüter, da diese ausdrücklich auch anthropogene Komponenten der Tier- und Pflanzenwelt einschließen (vgl. Kap. 2.2.1).

Letztlich bleibt unklar, wann nach diesem Konzept ein ökologischer Schaden vorliegt, was nach SCHLEE (2004, S. 100) zu der Frage führt: „Wann aber kann der Mensch die ‚Natur‘ wirklich belassen, weil er der Auffassung ist, dass sie nun einem von Menschen entkoppelten Stadium entspricht, und wann muss oder wird er wieder eingreifen, weil die Dynamik es zu einem späteren Zeitpunkt verlangt, oder die wissenschaftliche Auffassung oder die Naturschutzvorstellung wieder wechselt?“

Zur Präzisierung des Konzepts könnte hilfreich sein, die Variationsbreite nicht am „Natürlichen“ fest zu machen, sondern von einer „normalen Variationsbreite“ auszugehen (POTTHAST 2004). Maßstab wäre hier das Ausmaß systemimmanenter natürlicher und – näher zu bestimmender - anthropogen bedingter Schwankungen (vgl. Kap. 4.8.1.2)⁴⁰.

Ein weiterer Diskussionspunkt zum Konzept der „natürlichen“ Variationsbreite ist die Tatsache, dass hierin auch besondere Naturereignisse eingeschlossen sein sollten, die zum Teil große Schäden, z. B. durch Naturkatastrophen, verursachen können (BRECKLING & POTTHAST 2004).

Der SRU (2004) versteht das Überschreiten natürlicher Variationsbreiten als wirkungsbezogenen „Indikator“⁴¹ für Umweltschäden. Hierdurch wird deutlich, dass das Konzept der natürlichen Variationsbreite der Operationalisierung von Schäden dient. Im Sinne dieses Ansatzes ist die natürliche Variationsbreite nicht Schutzgut an sich. Vielmehr wird über die Erhaltung der natürlichen Variationsbreite die Erhaltung von Schutzgütern (z. B. Ökosystemen) gewährleistet.

2.2.1.5 Konzept der Gleichartigkeit

Dem Konzept der Gleichartigkeit liegt eine agrarsystemare Sichtweise zu Grunde. Hier werden die Auswirkungen der konventionellen Landwirtschaft mit den Auswirkungen der auf Gentechnik basierenden Landwirtschaft verglichen (FISAHN 2004a). Besonders häufig wird dieser Vergleich in Bezug auf das Verwilderungs- und Auskreuzungspotenzial angestrebt (LEMKE & WINTER 2001). Ein ökologischer Schaden wird erst dann angenommen, wenn die Auswirkungen auf Seiten der Gentechnik

⁴⁰ Die „natürlichen und anthropogen bedingten“ Schwankungen umfassen begrifflich alle denkbaren Schwankungen. Das bedeutet, dass eine Bestimmung der „Normalität“ nicht zu umgehen ist. Wie dies geschehen kann, wird in Kap. 4.8.1.2 dargestellt.

⁴¹ Zum Indikatorbegriff vgl. Kap. 4.1. Nach dem Begriffsverständnis, das diesem Bericht zugrunde liegt, wäre die natürliche Variationsbreite eher ein Kriterium zur Bewertung von Schäden als ein Indikator.

gravierender sind als die der konventionellen Landwirtschaft. Ein derartiger Ansatz setzt offensichtlich voraus, dass „Vorgänge unter nicht transgenen Pflanzen unschädlich, jedenfalls aber gesellschaftlich akzeptiert sind“ (LEMKE & WINTER 2001, S. 37).

Das Konzept der Gleichartigkeit weist deutliche Querbezüge zum Konzept der Vertrautheit („concept of familiarity“) auf, welches von der OECD (1993a) propagiert wird. Das Konzept der Vertrautheit geht davon aus, dass GVO aus herkömmlichen Nutzpflanzen entwickelt werden, die bezüglich ihrer Arteigenschaften und Interaktionen mit ihrer Umwelt hinreichend untersucht sind. In der Konsequenz konzentriert sich die Beurteilung der GVO auf die Feststellung und Bewertung der Unterschiede zu den Nutzpflanzen, aus denen sie entwickelt wurden⁴².

Wird im Genehmigungsverfahren die Ungleichheit festgestellt, führt dies nicht zwangsläufig zur Annahme eines Schadens. In einem derartigen Fall kommt das Konzept des Selektionsvorteils zum Zug, da überprüft wird, ob der Unterschied, also die im Vergleich zur herkömmlichen Nutzpflanze neuartige Eigenschaft des GVO, einen Selektionsvorteil begründet (vgl. Kap. 2.2.1.3) (LEMKE & WINTER 2001).

Diskussion

Das Konzept geht im Kern davon aus, dass erhebliche Schäden nur durch GVO induziert werden können, die sich erheblich von entsprechenden Nicht-GVO unterscheiden. Dies impliziert die Vorstellung, der Einsatz von Nicht-GVO in der konventionellen Landwirtschaft verursache keine oder zumindest gesellschaftlich akzeptierte Beeinträchtigungen naturschutzfachlicher Schutzgüter. Hierin ist jedoch ein Widerspruch zu dem Wissensstand über erhebliche direkte und indirekte Auswirkungen der Landwirtschaft auf naturschutzfachliche Schutzgüter auf oder außerhalb landwirtschaftlicher Nutzflächen zu sehen (z. B. zum Artenrückgang vgl. Beiträge in KLINGENSTEIN & LUDWIG 1998).

Das „concept of familiarity“ besitzt zwei unterschiedliche Bedeutungen. Ursprünglich sollte über die Ermittlung der Vertrautheit („familiarity“) festgestellt werden, ob gegenwärtige Kenntnisse und Erfahrungen ausreichend sind, um eine transgene Pflanze als ähnlich zu einem „vertrauten“ Organismus einzustufen, dessen Verhalten voraussagbar ist (LEVIDOW & CARR 1999). Hierbei geht es also zunächst um eine Einschätzung der Unsicherheit bezüglich der Einschätzung von Auswirkungen durch einen GVO. Diese Einschätzung kann einerseits als Grundlage für die Bewertung bereits bekannter Risiken dienen und zum anderen Untersuchungen zu unbekanntem Auswirkungen anstoßen (BARBER 1999, LEVIDOW & CARR 1999). Die OECD (1993, S. 29) stellt klar: „Familiarity with the crop plant (species) does not determine whether the new combination is either safe or risky“. In der Folge wandelte sich jedoch „Vertrautheit“ zu einem Schwellenwert für die Bewertung von Schäden: „Although the concept was originally proposed for enhancing the predictability of potential effects, it also can imply their acceptability. (...) In this complementary route towards ‚familiarity‘, advisors seek to ascertain a normal

⁴² „The concept of familiarity is based on the fact that most GMOs are developed from organisms such as crop plants, the biology of which is well researched. In a risk/safety assessment it is appropriate to draw on this previous knowledge and experience and to use the non-GM crop as the comparator to the GM crop in order to highlight differences associated with the transformation and the subsequent management of the GM crop. ... The risk assessment should clearly identify any differences between the GM and the non-GM crop, including its management and usage, and focus on the significance and implications of these differences“ (EFSA 2004, S. 9f).

baseline of the environment, so that they can compare the potential effects of a GMO with an accepted norm” (LEVIDOW et al. 1996, S. 147). So benutzt z. B. WHITE (1999, S. 225) „Vertrautheit“ als normativen Maßstab zur Bewertung, welche Risiken zu vernachlässigen sind: „[Familiar] does mean that the level of risks associated with the introduction of new pest resistance genes into plants by classical methods and the evaluation of new cultivars by national variety registration agencies, has made the introduction into the environment of these types of modified plants of negligible risk”.

Das Konzept der Gleichartigkeit bezieht sich nach FISAHN (2004b) auf die Vergleichbarkeit der Wirkungen gentechnisch veränderter und konventionell gezüchteter Organismen. Damit setzt dieses Konzept auf der Wirkungsebene an. Zu prüfen sind demnach nur solche Beeinträchtigungen, die größer sind als bei einem konventionell gezüchteten Organismus. Hierdurch wird – anders als beim Überschreiten der natürlichen Variationsbreite – noch nichts darüber gesagt, ob eine Beeinträchtigung, die durch einen GVO verursacht wird, erheblich ist. Es wird aber eine „Relevanzschwelle“ für die Berücksichtigung von Schäden angegeben. Darüber hinaus wird festgelegt, welche Beeinträchtigungen **nicht** erheblich sind, nämlich solche, die nicht größer sind als Beeinträchtigungen, die von einem konventionell gezüchteten Organismus ausgehen.

In dem Konzept der Gleichartigkeit ist indirekt eine Definition des ökologischen Schadens enthalten. Ein Schaden wäre demnach eine erheblich größere Beeinträchtigung als jene, die durch einen konventionell gezüchteten Organismus hervorgerufen wird – immer unter der Voraussetzung, dass dieser konventionell gezüchtete Organismus nicht selbst als erheblich bewertete Beeinträchtigungen verursacht. Da der Maßstab durch die zulässigen Wirkungen konventionell gezüchteter Organismen gesetzt wird, ist für GVO insoweit eine eigenständige Schadensdefinition vorzunehmen, als zu bestimmen wäre, welche Beeinträchtigungen erheblich größer sind als jene Beeinträchtigungen durch konventionell gezüchtete Organismen, die als nicht erheblich gelten.

2.2.1.6 Fazit

Bei einigen der vorgestellten Konzepte ist unklar, ob sie einen Ansatz zur Operationalisierung des Schadensbegriffes oder einen Definitionsansatz darstellen sollen. Die Frage bleibt offen, ob die bei diesen Konzepten genannten Prozesse oder materiellen Güter tatsächlich Schutzgüter an sich sind oder die Ebenen der Wirkungskette der Gentechnik (vgl. Abb. 4) repräsentieren, auf denen die Operationalisierung ansetzt. Die meisten der untersuchten Konzepte stellen wohl ausschließlich Verfahren zur Operationalisierung dar (vgl. Tab. 3).

Alle untersuchten Ansätze bedürfen einer Weiterentwicklung, wenn sie im Rahmen des GenTG angewandt werden sollen. Zusammengefasst bestehen folgende Probleme (vgl. Tab. 3):

- keine abschließende Abdeckung der Schutzgüter des GenTG (vgl. Tab. 4),
- Unvereinbarkeit mit rechtlichen Vorgaben auf methodischer Ebene,
- Defizite in der praktischen Anwendbarkeit,
- umstrittene normative Gültigkeit.

Tab. 3: Eignung von Schadenskonzepten als Definitionsansatz sowie als Ansatz zur Operationalisierung des Schadensbegriffes

Schutzgut / Schadenskonzept	Ansatz zur Definition von Schäden	Ansatzpunkt für Operationalisierung in der Wirkungskette (vgl. Abb. 4)	Vereinbarkeit mit Gentechnikrecht (vgl. FISAHN 2004b)	Praktische Anwendbarkeit	Zusätzliche Angaben
Evolutionäre Integrität	?	Prozess	als Definitionsansatz problematisch; als Operationalisierungsansatz vereinbar	gut	als Definitionsansatz normativ problematisch; zielt nur auf biotische Schutzgüter
Eingriffstiefe	nein	Technologie	nicht vereinbar	bisher keine Operationalisierungsansätze	
Selektionsvorteil	nein	Prozess	vereinbar	mittel	zielt unmittelbar nur auf biotische Schutzgüter
Natürliche Variationsbreite	nein (SRU 2004) / ja (SRU 1987)	Prozess (SRU 2004) / (nicht schutzgutbezogene) Wirkung (SRU 1987)	vereinbar	gering	normativ problematisch
Gleichartigkeit	?	Wirkung (prinzipiell auch Impuls, Prozess denkbar)	als Definitionsansatz nicht vereinbar; als Operationalisierungsansatz indirekt vereinbar aufgrund konsistenter Rechtsanwendung	mittel	Problem der Auswahl des Vergleichsmaßstabs

2.2.2 Identifikation von Definitionstypen

Nach POTTHAST (2004, S. 193) kann man unter dem Begriff ökologischer Schaden oder auch „Umweltschaden“ „ein als unerwünscht bewertetes ökologisches Ereignis“ verstehen⁴³. Es können drei wichtige Bestandteile dieser Minimaldefinition identifiziert werden:

- „**ökologisches Ereignis**“ (ist inhaltlich zu bestimmen),
- „**Schutzgut**“ (Identifikation dessen, was geschädigt wird),
- „**Legitimation**“ / „Kodifizierung“ (Gründe für die Unerwünschtheit).

Abhängig von der Gewichtung der drei genannten Elemente in den Schadensdefinitionen sind nach POTTHAST (2004, S. 193) drei Definitionstypen zu unterscheiden: solche mit 1) ökologischem Fokus, 2) Fokus auf dem Nutzen, 3) umweltrechtlichem Fokus. Hiermit werden jeweils Schwerpunktsetzungen in den Definitionstypen illustriert, wie die nachfolgenden Beispiele zeigen.

Im Unterschied zu den in Kap. 2.2.1 genannten konzeptionellen Ansätzen in der Diskussion um den Schadensbegriff werden hier Definitionen von ökologischen Schäden untersucht, in denen Schutzgüter explizit benannt werden. Hinweise zur Operationalisierung werden hingegen noch nicht gegeben.

2.2.2.1 Ökologischer Fokus

Wesentliches Kennzeichen der Definitionsansätze mit ökologischem Fokus ist der Verweis auf ökologische Referenzzustände, indem „ein Zustand oder ein Potential von ‚Naturstücken‘ als Schutzgut ausgewiesen werden“ (POTTHAST 2004, S. 196).

Hierzu zählt beispielsweise die Definition des SRU (1987, S. 460, Tz. 1691), gemäß der unter ökologischen Schäden Veränderungen zu verstehen sind, „die über das natürliche Schwankungsmaß der betroffenen Populationen oder Ökosysteme hinausgehen“. Wichtigster Kritikpunkt an dieser Definition ist der Einwand, dass natürliche Variationsbreiten und somit auch Abweichungen davon empirisch nur schwer feststellbar sind (POTTHAST 2004; zum Modell der natürlichen Variationsbreite vgl. Kap. 2.2.1.4).

RICHTER (2004, S. 20) schlägt vor, ökologische Schäden als „unerwünschte Systemzustände im Naturhaushalt“ zu definieren. Vor dem Hintergrund, dass sich das Verständnis von ökologischen Schäden in Abhängigkeit von naturwissenschaftlichen Erkenntnissen und gesellschaftlichen Wertschätzungen im Laufe der Zeit ändert, verzichtet diese Definition bewusst auf die Festlegung von Erheblichkeitsschwellen oder konkreten Referenzkriterien. Somit ist sie noch „im Hinblick auf bestimmte Schutzgüter, Schutzziele und Sach- bzw. Forschungsbereiche zu spezifizieren, ggf. unter Bezugnahme auf bestehende Regelungen“ (ebd., S. 23). Dies kann in Anpassung an jeweilige naturwissenschaftliche Erkenntnisse und gesellschaftliche Wertschätzungen erfolgen. Bezüglich einer Operationalisierung dieser Definition schlägt

⁴³ „Der Begriff des ökologischen Schadens bezieht sich auf unfreiwillige Ereignisse in ökologischen Systemen, die ein Umweltgut betreffen; er umfasst unerwünschte Veränderungen von Zuständen bzw. der Dynamik des ökologischen Wirkungsgefüges, die ein Schutzgut nachteilig beeinflussen sowie einen aktuellen bzw. potenziellen Nutzen mindern (können). Schutzgüter müssen als Resultat einer politischen Diskussion auf interdisziplinärer Basis begründet ausgewiesen und letztlich rechtlich kodifiziert werden“ (POTTHAST 2004, S. 193: Vorschlag für eine Definition des „ökologischen Schadens“ unter Einbeziehung der Nutzen- und Schutzgutperspektive).

RICHTER (2004) vor, sich auf die in der Praxis der Landschaftsplanung bewährten Schutzgüter Boden, Wasser, Klima/Luft, Arten/Biotope und Landschaftsbild/Erholung zu stützen. Ein Vorteil der vorgeschlagenen Definition ist die Anknüpfung an den Begriff des „Naturhaushalts“ und die damit einhergehende gute Anschlussfähigkeit an die Praxis (POTTHAST 2004).

Nach SCHLEE (2004) ist eine für den Naturschutz allgemein anwendbare Definition ökologischer Schäden nicht möglich. Problematisch ist die Bewertung bestimmter Veränderungen als „Störung“. Ab wann ist eine Störung ein ökologischer Schaden? Eine Antwort hierauf ist schwierig, da sich Störungen je nach ihrer Intensität negativ oder positiv auf die natürliche Dynamik auswirken können. In Bezug auf einzelne Elemente des Arten- und Biotopschutzes schlägt SCHLEE (2004, S. 114) jedoch vor, von einem „ökologischen Schaden“ dann zu sprechen, „wenn methodisch weitgehend sicher eine Störung von Dynamik oder Sukzessionsabläufen in dokumentierbaren Raum- und Zeitdimensionen auszumachen ist.“

KÜNST (2004) plädiert in Anlehnung an pflanzenschutzrechtliche Regelungen für eine Orientierung einer ökologischen Schadensdefinition an folgenden Kriterien:

- „messbare Effekte
- Nachteile für ein Ökosystem (zu definieren)
- kein grundsätzlicher Widerspruch zu nutzungsbedingter Dynamik, einschließlich ihrer Folgen für die Lebensgemeinschaften einer Kulturlandschaft
- Beschränkung auf langfristige Effekte (kurzfristige reversible Effekte sollten ausgeschlossen werden)
- ein an Schwellenwerte beziehungsweise probabilistische Betrachtungen sowie an Qualitätsziele gebundener Begriff der Vertretbarkeit, der jeweils an konkrete Szenarien anzupassen ist“ (S. 141).

Ein Defizit in diesem Vorschlag liegt nach POTTHAST (2004) darin, dass er auf der normativen und empirischen Seite unterbestimmt ist.

2.2.2.2 Fokus auf dem Nutzen

Unter diesem Aspekt werden Definitionsansätze zusammengefasst, die menschlichen Nutzen und potenziell vom Menschen genutzte Güter explizit einbeziehen. Eine derartige Herangehensweise begegnet der normativen Unterbestimmtheit, die häufig ökologisch fokussierte Schadenskonzeptionen charakterisiert (POTTHAST 2004). BRECKLING & POTTHAST (2004, S. 8) fassen solche Zusammenhänge als ökologische Schäden auf, „in denen ein Nutzen von Naturgütern bzw. ein Nutzen, der sich durch einen Bezug auf das ökologische Gefüge ergibt, beeinträchtigt wird“ (zur anthropozentrischen oder ökozentrischen Begründung bei der Schutzgutbestimmung vgl. Einleitung zu Kap. 2.2).

Ein Beispiel für einen nutzungsbezogen-prozeduralen Definitionsansatz geben HAUHS & LANGE (2004, S. 46): „Ein ökologischer Schaden tritt ein, wenn ein Ökosystem bisher in einer dokumentierten Tradition nachhaltiger Nutzung steht, und nach den internen Kriterien dieser Tradition eine Einengung der bisherigen, als wiederholbar dokumentierten, Möglichkeiten eingetreten ist.“ Ihrer Ansicht nach ist eine zwischen Natur- und Kulturwissenschaften konsistente Definition des Begriffs „ökologischer Schaden“ nur in diesem prozeduralen Sinne möglich und operational.

KRAFT et al. (2004) sehen in Schäden Ereignisse, die für einen Nutzer unerwünscht sind, da sie den Nutzen einer wertgebenden Funktion einschränken. Ökologische Werte⁴⁴ resultieren aus realisierbaren Funktionsansprüchen, die in gesellschaftlichen Entscheidungsprozessen normativ festgelegt werden. Die Funktionsansprüche ergänzen sich dabei teilweise, verhalten sich zueinander indifferent oder können auch miteinander konkurrieren⁴⁵. Ein „ökologischer Schaden“ ist somit „die Beeinträchtigung eines aus ökologischen Funktionen ableitbaren ökologischen Wertes“ (ebd., S. 124). Der Zusatz „ökologisch“ beschreibt „dabei solche Veränderungen, die die Integrität von ökologischen Systemen betreffen, wie z.B. in deren Diversität“ (ebd., S. 125). Da Ökosystemen jedoch keine innewohnenden Werte zuzuschreiben sind, lassen sich Schäden nicht unmittelbar, sondern nur über die Definition von Nutzungsansprüchen ableiten. Folglich ist auch eine Bewertung des Schadensmaßes nutzerabhängig und deshalb letztlich Bestandteil einer Konsensfindung zwischen Nutzerperspektiven. BARKMANN & MARGGRAF (2004) legen bei der Definition des ökologischen Schadens einen güterbezogen-ökonomischen Ansatz zu Grunde: „Ein ökologischer Schaden ist eine unfreiwillige Einbuße der Versorgung mit ökologischen Gütern, die durch ein Ereignis hervorgerufen wird“ (ebd., S. 65). Dabei sind unter ökologischen Gütern⁴⁶ „Gegenstände menschlichen Strebens [zu verstehen], deren Verfügbarkeit von den Strukturen, Prozessen oder Zuständen ökologischer Systeme abhängt“ (ebd., S. 59). Hervorrufende Ereignisse umfassen sowohl Naturereignisse als auch indirekte und direkte Folgen menschlichen Handelns (ebd.). Die Quantifizierung der Schäden erfolgt ökonomisch, stößt aber aufgrund der Eigenart vieler ökologischer Güter auf Grenzen, da „viele ökologische Güter nicht auf normalen Märkten gegen Geld oder andere Marktgüter getauscht werden können“ (ebd., S. 65). SKORUPINSKI (2004, S. 185) definiert „ökologische Schäden“ güterbezogen-allgemein als „Einbußen an Umweltqualität“. Unter Umweltqualität sind in diesem Sinne ökologische Güter zu verstehen, die für jemanden einen Wert darstellen. Aus philosophischer Sicht bezieht HESSE (2004, S. 51) güterbezogen-begriffskritisch Stellung zur Diskussion um die Definition des „ökologischen Schadens“: „Als Schäden können solche und ähnliche Ereignisse bzw. Zustandsveränderungen vielmehr nur betrachtet werden, insofern sie etwas beeinträchtigen, was dem einen oder der anderen und vielleicht sogar uns allen gemeinsam als ein Gut erscheint, das nach Möglichkeit bewahrt oder nach Kräften erreicht werden sollte“. Nach HESSE (2004) liegt die Hauptschwierigkeit bei der Definition des ökologischen Schadens in der Bestimmung des Schutzgutes.

⁴⁴ „Die Eigenschaften und Funktionen ökologischer Strukturen und Prozesse werden von unterschiedlichen Nutzern durch geeignete Bewirtschaftung zugänglich gemacht oder durch reine Inanspruchnahme in Funktion genommen. Dabei erfüllen einzelne Bestandteile einer Landschaft spezifische Funktionen, die sich ... [verschiedenen] ... Nutzergruppen bzw. -perspektiven zuordnen lassen. Die Ansprüche an Funktionen sind abhängig von der Sichtweise und der Wertschätzung des Nutzers. Dieser nimmt eine Bewertung vor und definiert somit für sich ‚ökologische‘ Werte“ (KRAFT et al. 2004, S. 123). Ökologische Werte sind in diesem Sinne explizit anthropogen.

⁴⁵ Z. B. formulieren an Küstenlandschaften verschiedene charakteristische Gruppen (Küstenschützer, Landwirte, Naturschützer) unterschiedliche Funktionsansprüche an den jeweiligen Raum, die in der Folge zu unterschiedlichen ökologischen Werten und somit auch unterschiedlichen Schadensinterpretationen führen (vgl. KRAFT et al. 2004).

⁴⁶ Als Beispiele für ökologische Güter werden bei BARKMANN & MARGGRAF (2004, S. 59) u. a. genannt: „die Existenz eines alten Birnbaums im Garten der Wohnung eines der Autoren; die Bodenfruchtbarkeit im Leinetal bei Göttingen; ... die Diversität von Kulturbiotopen im Landkreis Northeim; die Erhaltung ... der endemischen Pflanzen im chilenischen Küstengebirge der VII Region; ... der Schutz des globalen Genpools.“

2.2.2.3 Umweltrechtlicher Fokus

Im Ergebnis einer Analyse des Schadensbegriffs aus unterschiedlichen Rechtsbereichen (Immissionsschutzrecht, Recht der Chemikalienregulierung, Pflanzenschutzrecht, Bodenschutzrecht, Naturschutzrecht, Umweltverträglichkeitsprüfung, Gentechnikrecht) kommt BRAND (2004) zu dem Schluss, dass eine für alle Bereiche gültige Definition des Begriffes „Schaden für die Umwelt“ rechtlich nicht möglich ist. Zusammenfassend lässt sich der „Schaden für die Umwelt“ als Beeinträchtigung des kollektiven Interesses am Erhalt der Umwelt beschreiben. Eine Konkretisierung des jeweils festgestellten Schadens erfolgt im rechtlichen Sinne durch eine Prüfung dahin gehend, ob er „erheblich“, „geeignet“, „nachteilig“ oder „vertretbar“ ist (ebd., S. 153).

Meist kommt es zu einer Gleichsetzung der Begriffe ökologischer Schaden und „Umweltschaden“. Terminologisch ist aber auch eine deutliche Differenzierung zwischen diesen Begriffen möglich, wie KOKOTT et al. (2003, S. 11) und der SRU (2004, S. 648, Tz. 877; ergänzter Funktionsbegriff) zeigen: „Umweltschaden (Umweltschaden im weiteren Sinn) bezeichnet jede durch eine Umwelteinwirkung herbeigeführte Schädigung an Individualrechtsgütern und jeden ökologischen Schaden. Ökologischer Schaden (Umweltschaden im engeren Sinn) ist jede erhebliche und nachhaltige Beeinträchtigung der Naturgüter, die nicht zugleich einen individuellen Schaden darstellt. Erfasst sind insbesondere Beeinträchtigungen von Luft, Klima, Wasser, Boden, der Tier- und Pflanzenwelt und ihrer Wechselwirkungen. Eine Beeinträchtigung ist insbesondere dann erheblich, wenn sie Bestandteile [und Funktionen; erg. SRU 2004] des Naturhaushalts betrifft, die einem besonderen öffentlich-rechtlichen Schutz unterliegen. Sie ist nachhaltig, wenn sie nicht voraussichtlich innerhalb eines kurzen Zeitraumes durch natürliche Entwicklungsprozesse ausgeglichen wird. Diesbezüglich sind zur Vermeidung volkswirtschaftlich unsinniger Maßnahmen Erheblichkeitsschwellen festzulegen (de minimis-Regel).“ Aus rechtlicher Sicht scheint diese Differenzierung zunächst sinnvoll und praktikabel zu sein, da jeweils unterschiedliche Geschädigte zu Grunde gelegt werden. Allerdings ist der Schaden „auf der Ebene allgemeiner Interessen an der Erhaltung bzw. (Nicht-)Wünschbarkeit ökologischer Effekte nicht separierbar“ (POTTHAST 2004, S. 197).⁴⁷

Ein weiterer Ansatz zur Definition des ökologischen Schadens aus umweltrechtlicher Sicht besteht im Vorschlag der EU-Umwelthaftungsrichtlinie (RL 2004/35/EG): Umweltschäden werden hier als unerwünschte Veränderungen von Zuständen ausgewählter Schutzgüter definiert, wobei auch Wertvorstellungen bzw. geminderter Nutzen an Kulturgütern eingeschlossen sind (vgl. Kap. 2.1.2.5). Problematisch an dieser Schadensdefinition ist, dass die Auswahl und Abgrenzung der zu Grunde liegenden Schutzgüter willkürlich anmutet⁴⁸, „und nicht notwendig mit den sachlichen (ökologischen und schutzgutorientierten) Perspektiven zusammen gehen muss und daher zu kontraintuitiven Definitionen ökologischer oder Umweltschäden führen kann“ (POTTHAST 2004, S. 197).

⁴⁷ Zur Verdeutlichung hinterfragt POTTHAST (2004, S. 197) beispielhaft: „...wie soll die Zerstörung eines forstlich genutzten Waldes in Privatbesitz durch transgene Pathogene getrennt werden von seiner (gestörten) Funktion im Naturhaushalt?“

⁴⁸ Umweltschäden können nur an drei verschiedenen Komplexen auftreten: geschützte Arten / geschützte Lebensräume, Boden und Gewässer. Insbesondere der Aspekt der biologischen Vielfalt als Schutzgut wird durch die Bezugnahme auf hauptsächlich Natura 2000-Gebiete und nach FFH-Richtlinie geschützte Arten eingeschränkt.

3 Bestimmung ökologischer Schäden in der Agro-Gentechnik

In diesem Kapitel werden zunächst für die Ableitung der Schadensdefinition relevante methodische Grundlagen erläutert. In einem weiteren Schritt werden die wesentlichen Ergebnisse aus der Analyse vorhandener Schadensdefinitionen zusammengefasst sowie die Anwendbarkeit der betrachteten Definitionen für eine Definition von Schäden durch gentechnisch veränderte Organismen überprüft. Abschließend wird ein Vorschlag für eine Definition des ökologischen Schadens in der Agro-Gentechnik unterbreitet.

3.1 Methodische Grundlagen der Ableitung eines Schadensbegriffs für die Agro-Gentechnik

Hier werden zum einen allgemeine methodische Voraussetzungen der Ableitung eines Schadensbegriffs für die Agro-Gentechnik erörtert und zum anderen das Verhältnis der Schadensdefinition zu deren Operationalisierung dargelegt.

3.1.1 Methodische Voraussetzungen

Dem methodischen Ansatz zur Bestimmung des Begriffs des ökologischen Schadens für den Bereich der Agro-Gentechnik liegt die Annahme zugrunde, dass sich dieser Begriff durch Analogieschlüsse aus den Schadensbegriffen anderer Rechtsbereiche zumindest im Ansatz ableiten lässt. Aus einem Vergleich mit in anderen Regelungen akzeptierten Risiken können Schlussfolgerungen für die Einschätzung neuer Risiken abgeleitet werden. „Durch den Risikovergleich zwischen zu prüfenden und bereits akzeptierten Risiken wird ein Anhaltspunkt für die Frage der Akzeptabilität gewonnen“ (GETHMANN 1993, S. 37). Der Grundgedanke dieser Überlegung ist, dass eine Risikobereitschaft hinsichtlich gentechnisch veränderter Arten unterstellt werden kann, wenn eine entsprechende Risikobereitschaft bereits in anderen vergleichbaren Bereichen vorliegt.

Mit diesem Vorgehen sind jedoch folgende drei Probleme verbunden:

a) Wird in den Gesetzestexten eine Bewertung von Risiken oder von Schäden gefordert?

Aufgabe dieses Vorhabens ist der Vergleich von Definitionen eines ökologischen Schadens in verschiedenen Rechtsbereichen und, darauf aufbauend, eine Ableitung einer Schadensdefinition für den Bereich der Agro-Gentechnik und möglicher, darauf bezogener Erheblichkeitsschwellen. In den Gesetzen wird eine Erheblichkeitsschwelle jedoch oft nicht für Schäden, sondern für Risiken definiert. Der Unterschied zwischen Schaden und Risiko ist gravierend. Bei Risiken wird neben dem Schadensausmaß auch die Wahrscheinlichkeit des Eintritts des Schadensereignisses einbezogen (vgl. NÖH 1996, SUKOPP 2004). Eine Genehmigung für die Ausbringung gebietsfremder Arten nach § 41 BNatSchG wird beispielsweise versagt, wenn eine Gefahr der Verfälschung „nicht auszuschließen“ ist. Indirekt wird hierdurch gefordert, dass als Voraussetzung einer Genehmigung der Nachweis einer geringen Eintrittswahrscheinlichkeit einer Verfälschung erforderlich ist. Eintrittswahrscheinlichkeit und ökologischer Schaden lassen sich bei der Formulierung der Erheblichkeitsschwelle somit nicht isoliert betrachten.

b) Sind die Schadensdefinitionen kommensurabel?

Es ist umstritten, ob die Bewertungen verschiedener Auswirkungen kommensurabel sind⁴⁹. So sind naturschutzfachliche Schäden durch Straßenbau und durch Anwendungen der Gentechnik völlig unterschiedlicher Art. Stehen in erstem Fall direkte Flächenverluste und Funktionsverluste durch Zerschneidung oder Lärmemissionen im Vordergrund, so sind im zweiten Fall vordringlich Funktionsverluste durch Hybridisierung/Genintrogression oder Ausbreitung von GVO zu berücksichtigen. Problematisch ist es, das Ausmaß dieser in ihrer Qualität unterschiedlichen Beeinträchtigungen miteinander zu vergleichen. Dies ist aber notwendig, wenn aus Beeinträchtigungen, die der FFH-Verträglichkeitsprüfung, der Eingriffsregelung etc. unterliegen, Erheblichkeitsschwellen für Beeinträchtigungen durch GVO abgeleitet werden sollen. In vielen Fällen besteht jedoch ein Interesse, ungleiche Sachverhalte vergleichbar zu machen. GETHMANN (1993) hält daher die Aufstellung von Vergleichsprinzipien für notwendig, die im Zuge einer Konventionsbildung erfolgt und durch die Ungleiches miteinander vergleichbar wird.

c) Liegt ein absoluter Schadensbegriff vor?

Dem Ansatz, eine einheitliche Definition des Begriffes „ökologischer Schaden“ und nachfolgender Operationalisierungsansätze aus einer vergleichenden Analyse verschiedener rechtlicher Regelungen ableiten zu können, liegt die Annahme eines absolut definierten Schadensbegriffes zugrunde. Dies bedeutet beispielsweise, dass die Erheblichkeitsschwelle für einen bestimmten Schaden im Gentechnikgesetz, in der Eingriffsregelung oder im Chemikalienrecht dieselbe Höhe hat. Im Gegensatz hierzu steht die Annahme unterschiedlicher Schadensbegriffe und abweichender Operationalisierungsansätze, welche sich jeweils nur auf den Geltungsbereich bestimmter Rechtsvorschriften beziehen. Letzteres wird durch die Tatsache untermauert, dass bei einem Schaden in verschiedenen Gesetzen verschiedene Rechtsfolgen gelten (vgl. z. B. Kap. 4.3.2, Punkt a).

3.1.2 Zum Verhältnis von Schadensdefinition und ihrer Operationalisierung

Für die in Kap. 2 dargestellten Schadensdefinitionen werden unbestimmte Rechtsbegriffe verwandt (z. B. Verfälschung, Beeinträchtigung, Tier- und Pflanzenwelt etc.). Für eine Konkretisierung der Schadensdefinition ist es notwendig, diese unbestimmten Rechtsbegriffe zu präzisieren. Diese Präzisierung ist der erste Schritt zu einer Operationalisierung des Schadensbegriffes. Wesentlicher Bestandteil der Operationalisierung ist zusätzlich die praktische Handhabbarkeit des Verfahrens zur Messung und Bewertung ökologischer Schäden. Dies hat zur Konsequenz, dass definierte ökologische Schäden nicht zwangsläufig direkt bewertet werden, sondern anhand von Wirkfaktoren oder von Wirkungen, die sich indirekt auf Schutzgüter beziehen. In der Wirkungskette von der Ausbringung eines gentechnisch veränderten Organismus bis zur Wirkung auf Schutzgüter können Bewertungskriterien und

⁴⁹ Kommensurabilität ist die Möglichkeit der Messbarkeit verschiedener Sachverhalte oder Eigenschaften mit gleichem Maß, ohne dass eine Verletzung von Grundsätzen stattfindet, wie diese Eigenschaften oder Sachverhalte charakterisiert werden können (vgl. RAUSCHMEYER 2001, ausführlich auch MARTINEZ-ALIER et al. 1998, SCHABER 1994).

Erheblichkeitsschwellen somit an unterschiedlicher Stelle ansetzen (vgl. Abb. 4). Dies gilt auch für Kriterien und Erheblichkeitsschwellen in der Bewertung von Umweltschäden in Bereichen außerhalb des Gentechnikrechts. So sind beispielsweise Erheblichkeitsschwellen (Grenzwerte) für eine immissionsschutzrechtliche Genehmigung an den Ausstoß von Emissionen geknüpft (vgl. BRAND 2004). Die Zerschneidungswirkung von Straßen kann über „Zerschneidungsindizes“ ermittelt werden (vgl. JAEGER 2002). Dagegen ist bei Beeinträchtigungen von Natura 2000-Gebieten die direkte Wirkung auf Schutzgüter zu bewerten.

Folgende Stufen der Wirkungskette sind zu unterscheiden:

- a) **Technologie:** Hierbei werden Technologien nach ihrem Schadenspotenzial unterschieden, was bei bestimmten Technologien (Nuklearphysik) zum Ausschluss ihrer Anwendung führen kann. Ein grundsätzliches Versagen von Freisetzen bzw. Inverkehrbringen von GVO ist nicht möglich, da das Gentechnikgesetz prinzipiell ihren Einsatz zulässt. Allerdings ist es denkbar, dass die Freisetzung bzw. das Inverkehrbringen von GVO in bestimmten Gebieten (vgl. LANGER & ALBERT 2001) unzulässig ist (z. B. in oder im Umfeld von Natura 2000-Gebieten).
- b) **Impuls** als Handlung, die Prozesse in Gang bringt und dadurch letztlich zu Schäden führen kann. Somit kann die Indikation von Schäden auch über Merkmale des Anbaus von GVO erfolgen. Dies ist sinnvoll, wenn Art oder Anbaufläche des GVO eng mit dem Ausmaß eines ökologischen Schadens korreliert sind. Denkbar ist dies bei bestimmten Anbaumethoden, die z. B. durch Einsatz von Totalherbiziden Schutzgüter beeinträchtigen können. Auf der Ebene des Impulses anzusetzen ist insbesondere bei Genehmigungen des Inverkehrbringens vorteilhaft, da eine lokale oder regionale Begrenzung schädlicher Wirkungen in der Regel nicht sicherzustellen ist.
- c) **Prozess** als Vorgang, der ausgehend vom Impuls zu einer Schädwirkung führen kann (z. B. Ausbreitungsvorgänge, Anreicherung toxischer Substanzen). Vorteilhaft ist dabei, die Indikation von Schäden prospektiv durchzuführen, d. h. Schäden vorherzusagen, wobei allerdings ein bekannter Zusammenhang zwischen Prozess und Wirkung vorausgesetzt wird.
- d) **Wirkung** auf der Ebene von Schutzgütern. Für eine Schadensprognose sind Modelle erforderlich, die aufgrund zahlreicher Unsicherheiten auf den hierfür relevanten zeitlichen und räumlichen Skalen nur selten sichere Vorhersagen zulassen. Bei einer retrospektiv durchgeführten Schadensermittlung im Rahmen des Monitorings sind dagegen konkrete Schäden empirisch feststellbar.

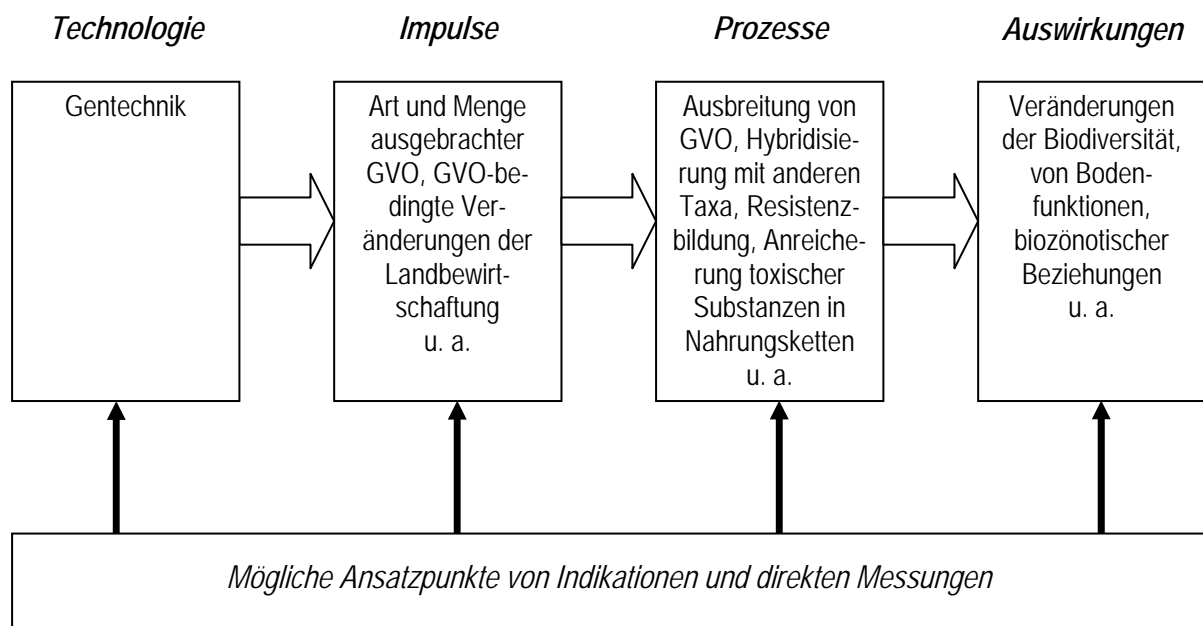


Abb. 4: Wirkungskette in der Agro-Gentechnik. Die Indikation oder direkte Messung ökologischer Schäden kann an unterschiedlichen Stellen innerhalb der Wirkungskette der Gentechnik ansetzen (vgl. SCHERINGER 1999 S. 70, JAEGER 2002 S. 97)

Bei zahlreichen Definitionsansätzen zum Begriff des ökologischen Schadens und bei Definitionen des ökologischen Schadens innerhalb von Bewertungsverfahren ist es nicht eindeutig, ob wirklich eine Definition des ökologischen Schadens gegeben wird oder nur ein Kriterium zu seiner Operationalisierung. So ist beispielsweise der Selektionsvorteil einer transgenen Sippe gegenüber einer wild lebenden Sippe vermutlich ein Kriterium, um den eigentlichen Schaden, nämlich das Ausmaß der Verdrängung zu messen.

Bei manchen Bewertungsverfahren deckt sich jedoch die Präzisierung der Definition eines Schadens mit der Formulierung eines Kriteriums. So ist das Kriterium „Verkleinerung bzw. Abnahme der aktuellen Fläche eines (Teil)Habitats einer Art im FFH-Gebiet bzw. in einem Europäischen Vogelschutzgebiet“ (LAMBRECHT et al. 2004) sowohl als Kriterium als auch als konkretisierter Schaden zu sehen.

Es lässt sich folgende Schlussfolgerung ziehen: Aus Gründen der Transparenz ist kenntlich zu machen, ob es sich bei Aussagen zur Bestimmung eines Schadens um eine Definition von Schäden oder um die Kriterien ihrer Messung handelt. Wenn ein Kriterium sowohl eine Konkretisierung des Schadensbegriffes (im obigen Beispiel: „Verkleinerung oder Abnahme“), des Schutzgutes („(Teil)Habitat einer Art“) und einer bewertungsrelevanten Eigenschaft des Schutzgutes („aktuelle Fläche“) enthält, fallen Kriterium und eine Präzisierung der Definition des Schadens inhaltlich zusammen.

Die vorausgehenden Überlegungen haben für die Bewertung ökologischer Schäden eine hohe Bedeutung. Für die Bewertung ist es nicht unbedingt notwendig, den Wert von Schutzgütern zu bestimmen. Gegebenenfalls ist nur eine Ermittlung von Beeinträchtigungen, nicht aber des Wertes von Schutzgütern erforderlich. Dies ist dann der Fall, wenn die Beeinträchtigung so stark ist, dass in jedem Fall die Erheblichkeitsschwelle überschritten wird oder wenn die Beeinträchtigung so weit gestreut ist, dass davon

auszugehen ist, dass Schutzgüter mit hoher naturschutzfachlicher Bedeutung betroffen sind. Darüber hinaus ist es gegebenenfalls ausreichend, wenn Beeinträchtigungen indiziert werden, anstatt diese direkt zu messen. An welcher Stelle einer Kausalkette das Bewertungsverfahren ansetzen sollte, hängt unter anderem von der Prognostizierbarkeit von Schäden und dem höchsten für möglich erachteten Schadensausmaß ab. Theoretische Anforderungen an ein Verfahren zur Bewertung ökologischer Schäden werden ausführlich im Rahmen der methodischen Vorbereitung der Operationalisierung behandelt (vgl. Kap. 4).

3.2 Anwendbarkeit der diskutierten Schadensbegriffe auf die Agro-Gentechnik

An dieser Stelle erfolgt eine vergleichende Darstellung der bereits in Kap. 2 betrachteten Schadensdefinitionen. Hierbei wird diskutiert, inwieweit vorhandene Schadensdefinitionen für den Bereich der Agro-Gentechnik anwendbar sind und welche Möglichkeiten ihrer Weiterentwicklung bestehen.

3.2.1 Konzeptionelle Ansätze in der Diskussion um den Schadensbegriff

In Kap. 2.2.1 wurden verschiedene konzeptionelle Ansätze zum Schadensbegriff vorgestellt. Hier sollen die Ansätze hervorgehoben werden, auf denen eine Definition ökologischer Schäden aufbauen kann.

Das **Konzept der evolutionären Integrität** veranschaulicht eindrücklich die evolutionäre Tragweite möglicher Wirkungen von GVO. Gegen seine vollständige Übernahme für die Definition ökologischer Schäden in der Agro-Gentechnik spricht allerdings das Argument, dass die zugrunde liegenden ethischen Prämissen kaum akzeptiert werden. Dies betrifft insbesondere die Zuschreibung einer „Integrität“ zu evolutiven Prozessen oder zu Arten. Darüber hinaus würde die Anwendung des Konzeptes der evolutionären Integrität zu einer rechtlichen Inkonsistenz führen. Wenn die Züchtung von GVO die evolutionäre Integrität verletzt, wieso sollte dies nicht in gleicher Weise auch für die Mutagenesezüchtung oder für die konventionelle Pflanzenzüchtung gelten? Ein wesentlicher Vorteil des Ansatzes ist jedoch der damit verbundene Impuls zur Vertiefung der Ethikdiskussion für Risikotechnologien.

Im **Konzept der Eingriffstiefe** wird vor schweren möglichen Folgewirkungen durch Anwendungen der Gentechnologie gewarnt. Hier ist demnach eine allgemeine Erheblichkeitsschwelle konzeptionell einbezogen, wogegen im Konzept der evolutionären Integrität jede gentechnische Veränderung von Organismen an sich aufgrund ungewisser evolutionärer Folgen stets als Schaden bewertet wird. Mit dem Konzept der Eingriffstiefe wird der Hinweis gegeben, dass bei der Freisetzung bzw. dem Inverkehrbringen von GVO die Gefahr von Schäden besteht, die noch nicht bekannt oder vorstellbar sind. Es ist zu überlegen, wie die Aufforderung zu einem „behutsamen Handeln“ in der Gentechnik umzusetzen ist. Eine Möglichkeit wäre, nur wenige Freisetzungen zuzulassen und eine Entwicklung der Wirkungen transgener Pflanzen über lange Zeiträume zu beobachten. Das Konzept der Eingriffstiefe gibt allerdings keine Hilfestellung für eine einzelfallbezogene Zulassung der Freisetzung bzw. des Inverkehrbringens. Stattdessen werden Maßnahmen gegenüber einer gesamten Technologie abgeleitet. Dies widerspricht dem GenTG, das eine fallweise Beurteilung von GVO vorschreibt und Zulassungen von GVO grundsätzlich ermöglicht, es sei denn die Zulassungsvoraussetzungen sind – im Einzelfall – nicht erfüllt. Daher kann dieses Konzept in der Praxis nicht angewandt werden.

Das **Konzept des Selektionsvorteils** bietet ein Kriterium für die Indikation ökologischer Schäden. Ein Selektionsvorteil eines GVO ist für sich genommen hingegen kein Schaden. Indirekt wird allerdings in diesem Konzept auf zwei Arten möglicher Schäden hingewiesen:

- a) auf genetischer Ebene der vollständige Ersatz wild lebender Sippen als Folge von Genintrogression durch eine gentechnisch veränderte Sippe,
- b) auf ökologischer Ebene die Verdrängung wild lebender Sippen aufgrund eines Konkurrenzvorteils einer gentechnisch veränderten Sippe.

Auf diesem Ansatz zur Definition von Schäden aufbauend müsste festgelegt werden, welches Ausmaß der Verdrängung bzw. eines Ersatzes wild lebender Sippen einen Schaden darstellt (Normierung der Erheblichkeitsschwellen, s. Kap. 4.8.2).

Insgesamt greift das Konzept des Selektionsvorteils jedoch zu kurz, da es lediglich auf die Gefährdung wild lebender Arten abzielt. Abiotische Schutzgüter und Ökosysteme einschließlich der vielfältigen ökosystemaren Interaktionen werden nicht direkt einbezogen⁵⁰. Es ist daher kritisch zu prüfen, ob Schäden von abiotischen Schutzgütern und von Ökosystemen auszuschließen sind, wenn keine Schäden auf der Artebene auftreten.

Hinsichtlich der Bewertung ökologischer Schäden ist zu überprüfen, ob die unter a) oder b) genannten Schäden sich valide indizieren lassen.

Die Kritik am **Konzept der natürlichen Variationsbreite** zielt insbesondere auf dessen eingeschränkte normative Gültigkeit und Praktikabilität. Hier geht es aber zunächst um eine Schadensdefinition, die vor der Operationalisierung des Schadensbegriffs und der praktischen Prognose von Schäden vorzunehmen und damit von den folgenden Operationalisierungsschritten zu trennen ist. Wird das Konzept der natürlichen Variationsbreite in einem weiten Sinne aufgefasst, so bietet es wertvolle Ansätze:

- Eingeräumt wird, dass Ökosysteme sich selbst in einem gewissen Ausmaß verändern dürfen und vom Menschen in einem gewissen Ausmaß verändert werden dürfen.
- Der Veränderung muss aber ein Rahmen gesetzt werden.
- Mit den genannten Schutzgütern werden alle Ebenen der Biodiversität berücksichtigt. Der Ansatz ist insofern umfassend.

Der Rahmen der Veränderung sollte jedoch nicht durch die „natürliche Variationsbreite“ definiert werden. Veränderungen durch den Menschen sollten beispielsweise für alle ruderalen und segetalen Standorte selbstverständlich sein. Dann ist aber der Begriff „natürliche Variationsbreite“ irreführend.

⁵⁰ Indirekt werden abiotische Veränderungen insofern berücksichtigt, als die Ausbreitung einer Art, die aus einem Selektionsvorteil resultiert, auch weitreichende ökologische Folgen auf abiotische Schutzgüter haben kann (z. B. Stickstofffixierung in Böden durch die Robinie).

Das **Konzept der Gleichartigkeit** bietet verschiedene Möglichkeiten für eine Weiterentwicklung. Sinnvoll ist das Konzept, wenn man die Ökobilanz des Stoff- und Energieeinsatzes zwischen Landwirtschaft mit Gentechnik und konventioneller Landwirtschaft vergleicht. Eine Anwendung auf die Gesamtheit naturschutzfachlicher Schutzgüter erfolgt jedoch nicht.

Es ist zudem offen, welche Form der Landwirtschaft als Vergleichsmaßstab herangezogen werden soll. Hier bestehen folgende Möglichkeiten:

- Die rechtlich mögliche Bodennutzung durch die Landwirtschaft (z. B. über Regelungen zum Herbizideinsatz, der möglichen Intensivierung der landwirtschaftlichen Nutzung auf Grenzertragsböden) (vgl. hierzu auch Kap. 4.8).
- Die derzeitige konventionelle Landwirtschaft.
- Eine nachhaltige Landwirtschaft wie sie bspw. durch § 5(4) BNatSchG oder § 17 (2) BBodSchG umrissen wird.
- Der Ökolandbau, wie er bspw. durch die Ökolandbau-Verordnung umrissen wird.

Je nach Vergleichsmaßstab wird man bei der Bewertung ökologischer Schäden zu unterschiedlichen Ergebnissen kommen.

Inwieweit das Konzept der Gleichartigkeit auf die Folgen von Auskreuzung anwendbar ist, ist zu überprüfen. Zu bedenken ist, dass diesem Vergleich bereits die Annahme zugrunde liegt, dass eine Auskreuzung von Transgenen, die natürlicherweise durch Kreuzungsbarrieren verhindert würde, zunächst einer Auskreuzung gleichwertig wäre, die keinen natürlichen Schranken unterliegt. Eine vergleichende Bewertung würde erst bei den auf die Auskreuzung folgenden Wirkungen ansetzen. Dies ist bereits ein entscheidender normativer Schritt.

Fazit:

In den untersuchten Ansätze zur Bestimmung des ökologischen Schadens wird entweder nur ein Teil der Schutzgüter des GenTG abgedeckt oder es bleibt offen, welche Schutzgüter erfasst werden (vgl. Tab. 4). Dies bedeutet, dass die verschiedenen Ansätze im besten Fall komplementär angewendet werden können. Zum Teil werden durch zwei Konzepte aber auch dieselben Schutzgüter abgedeckt (z. B. Selektionsvorteil, evolutionäre Integrität). Welches dieser Konzepte im konkreten Zulassungsfall anzuwenden ist, kann im Einzelfall entschieden werden (zu den Entscheidungskriterien vgl. Kap. 4.5 und 4.6).

Nur zwei Ansätze sind wirkungsbezogen (Konzept der Gleichartigkeit, und Konzept der Variationsbreite). Dabei ist nach der Darstellung des SRU (2004) die Variationsbreite nicht direktes Schutzgut. Eine Überschreitung der Variationsbreite kann somit auch nicht per Definition einen Schaden darstellen. Weiterhin ist das Konzept der Gleichartigkeit nicht mit dem Gentechnikrecht vereinbar ist (s. u.). Wenn Schäden sich auf Wirkungen beziehen, wie es nach dem hier vorliegenden Begriffsverständnis der Fall ist (vgl. Kap. 3.3) kommt keines der hier besprochenen Konzepte als Definitionsansatz für ökologische Schäden in Frage.

Tab. 4: Durch Schadenskonzepte abgedeckte Schutzgüter des Gentechnikrechts. Da die Schutzgüter in den Konzepten oft nicht explizit benannt werden, bedarf die Zuweisung von Schutzgütern zu Schadenskonzepten einer Interpretation der Konzepte.

Schadenskonzept	Abiotische Schutzgüter			Tier- und Pflanzenwelt		
	E	W	N	E	W	N
Evolutionäre Integrität	-	-	-	?	?	-
Eingriffstiefe	nicht spezifiziert					
Selektionsvorteil	-	-	-	●	●	-
Natürliche Schwankungsbreite	-	●	-	-	●	-
Gleichartigkeit	prinzipiell alle Schutzgüter					
Legende:						
E = eigenständiges Schutzgut			- = nicht berücksichtigt			
W = Bestandteil eines Wirkungsgefüges			? = Berücksichtigung unklar			
N = nachhaltige Nutzungsfähigkeit			● = berücksichtigt			

Die Konzepte der evolutionären Integrität, des Selektionsvorteils und der natürlichen Variationsbreite sind als Ansätze der Operationalisierung von Schäden mit dem Gentechnikrecht vereinbar⁵¹. Das Konzept der Gleichartigkeit ist hingegen nicht mit dem Gentechnikrecht vereinbar. Wie FISAHN (2004b) zutreffend argumentiert, stellen Erkrankungen von Menschen beispielsweise eine schädliche Einwirkung dar, unabhängig davon, ob die Erkrankung schwerwiegender ist als bei einem konventionellen Produkt. Dennoch dürften zur Wahrung der Konsistenz der Rechtsordnung die Schäden durch konventionelle Produkte in zahlreichen Fällen durchaus einen Bewertungsmaßstab bilden. Um an das Beispiel von FISAHN anzuknüpfen stelle man sich einen Anbau von gentechnisch verändertem Tabak vor. Die Tatsache, dass dieser gesundheitsschädliches Nikotin in mit konventionellem Tabak vergleichbarem Maße enthalte, dürfte nicht zu einem Versagen der Genehmigung führen. In rechtlichem Sinne bilden daher Beeinträchtigungen durch konventionell gezüchtete Organismen keinen Maßstab zur Beurteilung von Schäden durch GVO. Allerdings wird über rechtliche Zulässigkeit von Beeinträchtigungen durch

⁵¹ Im Gegensatz hierzu hält FISAHN (2004b) das Konzept der evolutionären Integrität für nicht mit dem Gentechnikrecht vereinbar. Er begründet dies mit dem Argument: „The spread of GMOs may be a ‚mechanism‘ which may lead to adverse effects, it isn’t the adverse effect itself“ (ebd., S. 221). Dasselbe lässt sich aber, wie FISAHN selbst bemerkt, auch über das Konzept des Selektionsvorteils sagen. In diesem Fall beruft er sich allerdings auf Anhang II, Nr. D.1. der EU-Freisetzungsrichtlinie, nach der in der Umweltverträglichkeitsprüfung der Selektionsvorteil von GVO geprüft werden muss. Diesem Argument ist entgegenzuhalten, dass auch die Reproduktion von Organismen, die Transgene tragen, in der Umweltverträglichkeitsprüfung zu untersuchen ist („Möglichkeit eines Transfers von Genen auf die gleiche Pflanzenart oder auf andere geschlechtlich compatible Pflanzenarten unter den Bedingungen der Anpflanzung der genetisch veränderten höheren Pflanzen ...“, Anhang II, Nr. D.2. der EU-Freisetzungsrichtlinie). Darüber hinaus wird in Anhang II nicht gesagt, ob ein Selektionsvorteil zu einem Versagen der Genehmigung führt.

konventionell gezüchtete Organismen die „herrschende Meinung“ (SCHNUR 1967) über die Erheblichkeit von Schäden ausgedrückt.

Hingegen sind mit Ausnahme des Konzeptes der Eingriffstiefe und mit Einschränkungen für das Konzept der Gleichartigkeit alle Konzepte als Operationalisierungsansätze prinzipiell möglich. Die Schwellenwertsetzung in diesen Konzepten ist jedoch zu diskutieren (vgl. Kap. 4.8).

Unbefriedigend ist, dass keines der Konzepte den Schadensbegriff explizit sowohl über das Ausmaß der Beeinträchtigung als auch über die naturschutzfachliche Bedeutung des Schutzgutes operationalisiert. Bei dem Konzept der Gleichartigkeit wäre dies prinzipiell möglich.

3.2.2 Schadensdefinitionen

Nachfolgend wird die Anwendbarkeit vorhandener Schadensdefinitionen des Kap. 2.2.2 auf die in Kap. 2.1.1 ermittelten Schutzgüter zusammenfassend dargestellt (vgl. Tab. 5).

Auch wenn sich die einzelnen Definitionsansätze im Detail unterscheiden, haben alle gemeinsam, dass ein ökologischer Schaden dann vorliegt, wenn in irgendeiner Form eine als unerwünscht angesehene Veränderung des jeweilig zu Grunde liegenden Schutzgutes hervorgerufen wird.

Der Unterschied liegt im Wesentlichen in der inhaltlichen Ausgestaltung der Schutzgüter sowie in ihrer Präzisierung. Die größte Übereinstimmung mit den in Kap. 2 ermittelten Schutzgütern weisen die Definitionsansätze von KOKOTT et al. (2003), SRU (2004) sowie der RL 35/2004/EG auf. Bei allen drei genannten fehlt jedoch eine explizite Einbeziehung der biologischen Vielfalt und der nachhaltigen Nutzbarkeit der Naturgüter.

Wie bereits in Kap. 3.2 dargestellt, liegt den betrachteten Definitionsansätzen eine unterschiedliche Schwerpunktsetzung zu Grunde (vgl. POTTHAST 2004), die sich vorwiegend im jeweiligen Schutzgut widerspiegelt.

Im Hinblick auf die Agro-Gentechnik wurde aber die Notwendigkeit festgestellt, ein breites Spektrum naturschutzfachlicher Schutzgüter im Rahmen der Definition des ökologischen Schadens zu berücksichtigen. Insofern sollte sich die Entwicklung einer geeigneten Schadensdefinition nicht nur auf einen Schwerpunkt stützen, sondern ökologische, rechtliche und Nutzeraspekte einbeziehen.

Tab. 5: Vergleichende Darstellung der in einzelnen Definitionsansätzen zum (ökologischen) Schadensbegriff berücksichtigten Schutzgüter

Definition	Beeinträchtigungstatbestand	Schutzgut
RL 35/2004	Erheblich nachteilige Auswirkung	Boden, Gewässer, geschützte Arten, natürliche Lebensräume (Natura 2000)
§ 41 BNatSchG	Gefahr einer Verfälschung oder eine Gefährdung	Tier- und Pflanzenwelt, Bestand oder Verbreitung wild lebender Tier- oder Pflanzenarten oder Populationen solcher Arten
SRU 1987	Nicht rückgängig machbare Veränderungen oder Veränderungen über der natürlichen Variationsbreite	Populationen, Ökosysteme
SRU 2004	Veränderungen	Genetische Vielfalt, Populationen, Ökosysteme
POTTHAST 2004	Veränderungen von Zuständen bzw. der Dynamik des ökologischen Wechselgefüges mit nachteiligem Einfluss auf sein Schutzgut oder seinen Nutzen	Schutzgut
RICHTER 2004	Unerwünschte Systemzustände	Naturhaushalt
BRECKLING & POTTHAST 2004	Beeinträchtigung	Nutzen von Naturgütern
HAUHS & LANGE 2004	Einengung	Traditionelle nachhaltige Nutzung
KRAFT ET AL. 2004	Beeinträchtigung	Aus ökologischen Funktionen ableitbarer ökologischer Wert
BARKMANN & MARGGRAF 2004	Ereignis, das zur unfreiwilligen Einbuße führt	Ökologische Güter
SKORUPINSKI 2004	Einbußen	Umweltqualität
HESSE 2004	Beeinträchtigung durch Ereignisse bzw. Zustandsveränderungen	Gut
BRAND 2004	Beeinträchtigung	Kollektives Interesse an der Umwelt
KOKOTT et al. 2003	Erhebliche und nachhaltige Beeinträchtigung	Luft, Klima, Boden, Wasser, Tier- und Pflanzenwelt und Wechselwirkungen zwischen diesen, besonders geschützte Bestandteile und Funktionen des Naturhaushalts

3.2.3 Weitere Zulassungsverfahren

Im Folgenden werden verschiedene Verfahren zur Bewertung ökologischer Schäden hinsichtlich der berücksichtigten Wirkfaktoren und der Begriffsbestimmung ökologischer Schäden untersucht. Geprüft werden Verfahren im Rahmen der FFH-Verträglichkeitsprüfung, der Eingriffsregelung, der Umweltverträglichkeitsprüfung⁵² (UVP) und der Zulassung gebietsfremder Arten nach § 41 BNatSchG (vgl. Kap. 4.3).

Sind die Wirkfaktoren, die in den untersuchten Verfahren eine Rolle spielen, dieselben oder ähnliche wie die Wirkfaktoren bei der Ausbringung gentechnisch veränderter Organismen?

Der Wirkfaktor „Freisetzung gentechnisch neuer bzw. veränderter Organismen“ wird nur in der FFH-Verträglichkeitsprüfung direkt aufgenommen (vgl. LAMBRECHT et al. 2004, S. 80 u. 207f). Sobald im Rahmen von FFH-Verträglichkeitsprüfungen Bewertungen von GVO vorgenommen werden, stellt sich die Frage der Zulässigkeit einer Gleichsetzung nicht mehr. Bisher liegen jedoch FFH-Verträglichkeitsprüfungen für Beeinträchtigungen von GVO nicht vor. Dies bedeutet, dass Kriterien und Erheblichkeitsschwellen aus Bewertungsverfahren für andere Wirkfaktoren abgeleitet werden müssen. In der Eingriffsregelung, der UVP und dem Zulassungsverfahren nach § 41 BNatSchG spielen GVO keine Rolle. Hybridisierung ist für die Zulassung nach § 41 BNatSchG gebietsfremder Pflanzen relevant (KOWARIK et al. 2003). In dieser Hinsicht sind die Wirkungen gebietsfremder Pflanzen mit jenen gentechnisch veränderter Pflanzen gleichzusetzen. Voraussetzung ist jedoch, dass eine Hybridisierung gentechnisch veränderter Sippen mit wild lebenden Sippen nicht bereits als Auswirkung völlig neuer Qualität betrachtet wird.

Welche Schadensdefinitionen werden in den Verfahren gegeben?

Auf einer allgemeinen Ebene ist die Schadensdefinition in allen Verfahren identisch: Ein Schaden ist eine Auswirkung definierter Wirkfaktoren auf bestimmte Eigenschaften eines Schutzgutes oder das Schutzgut in seiner Gesamtheit, aus der eine Wertminderung des Schutzgutes resultiert. Der Schaden ist dabei umso größer je intensiver die negativen Wirkungen sind und je wertvoller das Schutzgut ist.

Wenn die unbestimmten Begriffe dieser Definition präzisiert werden, erhält man konkretere Schadensdefinitionen. So besteht beispielsweise nach der FFH-Verträglichkeitsprüfung ein Schaden, wenn mehr als 1% der Gesamtfläche des jeweiligen Lebensraums einer Art der FFH-Richtlinie oder der Vogelschutzrichtlinie im Gebiet bzw. der funktional zusammenhängenden Fläche von einem Projekt betroffen sind.

Die Eintrittswahrscheinlichkeit von ökologischen Schäden wird innerhalb der allgemeineren Definition des ökologischen Risikobegriffs berücksichtigt. In den Verfahren selbst ist jedoch nicht erkennbar, wie die Eintrittswahrscheinlichkeit abgeschätzt wird. Wenn der Schaden mit einer (nicht definierten)

⁵² Streng genommen ist die UVP kein eigenständiges Zulassungsverfahren. In der UVP werden umweltrelevante Informationen erfasst und bewertet. Mit der UVP sind jedoch noch keine materiellen Rechtsfolgen verbunden. Allerdings wird eine UVP im „Huckepackverfahren“ in zahlreichen Zulassungsverfahren durchgeführt. Der Einfachheit halber wird daher die UVP im vorliegenden Bericht den Zulassungsverfahren zugeordnet.

hinreichenden Wahrscheinlichkeit eintreten kann, wird auf gleiche Weise verfahren wie bei einem sicheren Schadenseintritt. Ist er nicht hinreichend wahrscheinlich, so wird er nicht berücksichtigt. Die Angabe einer Eintrittswahrscheinlichkeit für einen Schaden zur Berechnung eines Risikos bedarf im Prinzip immer eines eindeutigen räumlichen und zeitlichen Skalenbezuges (vgl. WBGU 1999). Ein Referenzzeitraum, innerhalb dessen ein Risiko berücksichtigt wird, wird jedoch nur bei dem Bewertungsverfahren der Ausbringung gebietsfremder Pflanzenarten nach § 41 BNatSchG genannt und ist mit 25 Jahren angegeben. Für diesen Zeitraum wird abgeschätzt, wie weit sich gebietsfremde Arten ausbreiten können. Ob dieser Zeitraum auf die Ausbringung gentechnisch veränderter Organismen übertragbar ist, hängt von den mit ihnen verbundenen Risiken ab. Je größer der mögliche Schaden ist, umso länger sollte der Zeitraum sein, über den die Risiken abgeschätzt werden sollten.

3.3 Definition des ökologischen Schadens in der Agro-Gentechnik

Aus Kap. 2 und 3.2 lässt sich folgende **allgemeine schutzgutbezogene Definition** eines Schadens bilden, deren Definitionsbestandteile aus vorhandenen Schadensdefinitionen in der Literatur sowie aus verschiedenen untersuchten Verfahren und rechtlichen Regelungen abgeleitet worden sind:

Ein Schaden ist eine Auswirkung auf bestimmte Eigenschaften eines Schutzgutes oder das Schutzgut in seiner Gesamtheit, aus der eine Wertminderung des Schutzgutes resultiert. Der Schaden ist dabei umso eher erheblich, je größer das Ausmaß negativer Auswirkungen und je wertvoller das Schutzgut ist.

Diese Definition wird als ökologischer Schaden für die Agro-Gentechnik folgendermaßen konkretisiert:

Ein ökologischer Schaden – verursacht durch GVO oder deren Verwendung im Freiland – liegt vor, wenn ein biotisches Schutzgut (Tiere, Pflanzen, Pilze, Mikroorganismen) oder ein abiotisches Schutzgut (Boden, Wasser, Luft/Klima) erheblich beeinträchtigt ist, und zwar

- **hinsichtlich seiner Bestandteile oder in seiner Gesamtheit oder**
- **als Bestandteil eines ökologischen Wirkungsgefüges oder**
- **hinsichtlich der nachhaltigen Nutzungsfähigkeit des Schutzgutes oder des mit ihm verbundenen ökologischen Wirkungsgefüges.**

Die Grundzüge dieser Schadensdefinition⁵³ werden im Folgenden erläutert. Zur Bestimmung, welche ökologischen Schäden in Folge der Ausbringung von GVO relevant sind, spielen zwei Faktoren eine Rolle. Zum einen muss geklärt werden, welche Veränderungen als Schäden zu betrachten sind (siehe 2) und 3)). Hierdurch wird zu einer allgemeinen Klärung des ökologischen Schadensbegriffes beigetragen. Es ist damit aber noch nicht gesagt, ob gegen diese Schäden Maßnahmen im Rahmen des Geltungsbereiches des Gentechnikrechts zu treffen sind, da es neben der Gentechnik noch zahlreiche weitere Verursacher von Schäden gibt (Straßenbau, konventionelle Landwirtschaft etc.). Da die obige Definition nur Schäden in Folge der Ausbringung von GVO umfasst, muss daher zum anderen untersucht werden, welche Wirkfaktoren hierbei zu berücksichtigen sind (siehe 1).

1) Welche Wirkfaktoren sind relevant?

Berücksichtigt werden ausschließlich Schäden, die im Geltungsbereich des GenTG liegen. Solche Schäden können zum einen durch den Anbau an sich entstehen (z. B. Beeinträchtigung von non-target-Organismen). Hierbei kann es sich auch um indirekte Schäden durch eine veränderte Anbauweise handeln (z. B. veränderter Herbizideinsatz).

⁵³ Die Schadensdefinition ist von ihrer Operationalisierung bzw. dem Verfahren zur Bewertung des Schadens zu trennen (vgl. Kap. 4.1.1.2). So wird der Schaden über den Wert des Schutzgutes und dessen Beeinträchtigung bewertet. Wie und in welchem Ausmaß ein unterschiedlicher Wert der betroffenen Schutzgüter im Bewertungsverfahren berücksichtigt wird, ist nicht Gegenstand der Definition eines ökologischen Schadens, sondern ist bei der Operationalisierung des Schadensbegriffes zu klären.

Zum zweiten können ökologische Schäden durch die Ausbreitung von GVO verursacht werden (z. B. Schäden infolge der Ausbreitung von herbizidresistentem Raps und nachfolgender Verdrängung von Arten). Eine Verwilderung (durch Rückschlag oder Hybridisierung) muss hierbei nicht zwangsläufig erfolgen.

Zum dritten sind Schäden durch Hybridisierung gentechnisch veränderter Organismen mit Wildsippn und Kultursippn zu berücksichtigen (z. B. Hybridisierung von virusresistenten Zuckerrüben mit Wildrübenpopulationen).

Neben den Wirkfaktoren Anbau, Ausbreitung und Hybridisierung sind weitere denkbar, die Auswirkungen auf den Menschen verursachen. Da solche Auswirkungen nicht Gegenstand dieses Vorhabens sind, werden sie im Weiteren nicht berücksichtigt.

Wirkungsketten, die zwischen Wirkfaktoren und dem eigentlichen ökologischen Schaden liegen, werden in Abb. 4, 11 und 12 dargestellt. Eine Rekonstruktion der Wirkungskette ist notwendig, da eine Bewertung des Schadens oft nicht direkt erfolgt, sondern über einzelne Stufen innerhalb der Wirkungskette indiziert wird, die für sich genommen keinen Schaden darstellen müssen (vgl. Kap. 4.6, 4.7). So kann ein Ersatz wild lebender Sippn durch gentechnisch veränderte Organismen beispielsweise über das Hybridisierungspotenzial abgeschätzt werden. Beispielhafte Darstellungen solcher Wirkungsketten sind bei ZÜGHART & BRECKLING (2003) enthalten. Durch diesen Schritt wird die Kluft zwischen der Beurteilung von Primär- und Folgewirkungen durch GVO (vgl. Tab. 13) und der naturschutzfachlichen Bewertung ökologischer Schäden geschlossen.

Darüber hinaus muss geprüft werden, an welcher Stelle der Wirkungskette Bewertungskriterien und Indikatoren ansetzen. Besonderes Augenmerk wird hier zum einen auf die Aussagesicherheit gelegt, mit der ökologische Schäden direkt vorausgesagt oder indiziert werden können (vgl. Abb. 5; zur Validität der Indikation vgl. auch Abb. 17 und Kap. 4.6). Zum anderen wird geprüft, wie groß das Ausmaß des ökologischen Schadens im ungünstigsten Fall sein kann. Dies ist erforderlich, da bei der Gefahr einer Entstehung großer Schäden aufgrund der Vorsorgepflicht eine Bewertung von Wirkungen geboten ist, die am Anfang einer Wirkungskette stehen. In Kap. 4.7 wird für ausgewählte Indikatoren untersucht, an welcher Stelle der Wirkungskette sie ansetzen.

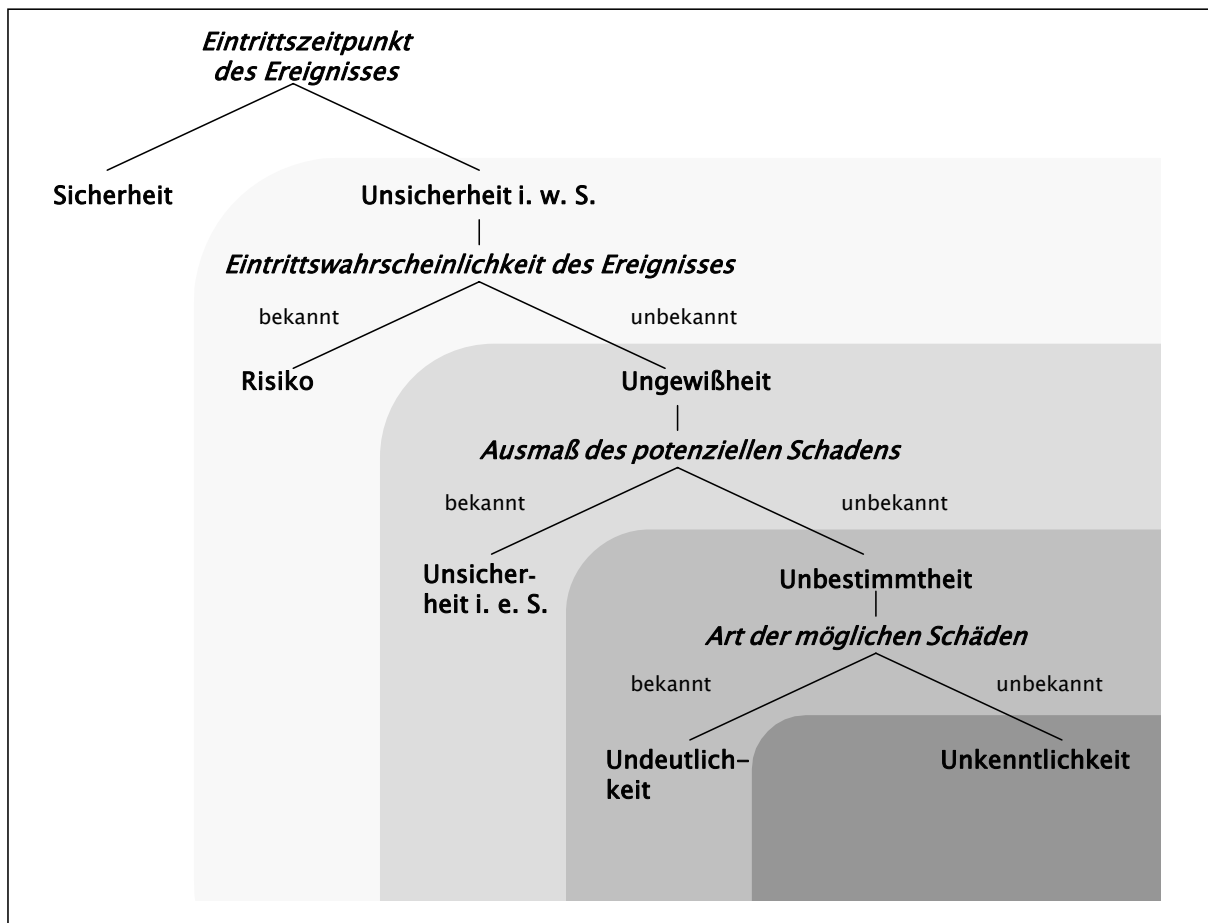


Abb. 5: Unterscheidung von Sicherheit und von verschiedenen Formen von Unsicherheit (aus JAEGER 2000, S. 204)

Für eine Operationalisierung des Schadensbegriffes sind die Wirkfaktoren weiter zu präzisieren. So ist es beispielsweise von Bedeutung, dass der Wirkfaktor „Anbau gentechnisch veränderter Organismen“ auch Wirkfaktoren wie „erhöhter Pestizideinsatz“ oder „Nutzung bisher nicht landwirtschaftlich genutzter Flächen“ umfasst⁵⁴. Landwirten ist derzeit freigestellt, bisher nicht landwirtschaftlich genutzte Flächen wieder zu bewirtschaften. Dies gilt unabhängig von der Ackerfrucht, mit der die Fläche bewirtschaftet wird. Für den Anbau konventioneller Nutzpflanzen gibt es hinsichtlich des Pestizideinsatzes rechtlich verbindliche Bestimmungen. Landwirte könnten den Standpunkt vertreten, dass diese Bestimmungen auch für GVO gelten sollten, da es nicht einsichtig sei, weshalb ein Herbizideinsatz bei konventionellen Kulturpflanzen erlaubt, hingegen bei GVO verboten sein sollte. Diese Auffassung spräche dafür, die oben genannten Wirkfaktoren bei der Operationalisierung des Schadensbegriffs in der Agro-Gentechnik nicht zu berücksichtigen, wodurch Schäden durch veränderte Bewirtschaftungsweisen nicht erfasst würden. Die

⁵⁴ Im Anhang II der Richtlinie 2001/18/EG wird ausdrücklich darauf hingewiesen, dass auch indirekte Auswirkungen in der Umweltverträglichkeitsprüfung nach Art. 4 (2) RL 2001/18/EG berücksichtigt werden müssen. Hierzu zählen auch Auswirkungen durch veränderte Anbaumethoden.

Auswahl der zu berücksichtigenden Wirkfaktoren hat insofern eine direkte Bedeutung für die zu berücksichtigenden Schäden.

2) Welche Schutzgüter bzw. Teile von Schutzgütern sind relevant?

Die Schutzgüter wurden bereits in Kap. 2.2 genannt: Boden, Wasser, Luft/Klima sowie die Tier- und Pflanzenwelt. Hierdurch werden alle relevanten Teile der Umwelt erfasst. Die Schutzgüter sind vor ökologischen Schäden als eigenständige Schutzgüter (vgl. § 1 BNatSchG), als Bestandteile eines ökologischen Wirkungsgefüges oder hinsichtlich ihrer nachhaltigen Nutzungsfähigkeit (vgl. § 1 BNatSchG) in ihrer Vielfalt zu schützen.

Die Bewahrung der Schutzgüter als eigenständige Schutzgüter beinhaltet sowohl ihren Schutz in ihrer Gesamtheit als auch den Schutz ihrer Teile. Biodiversität umfasst die genetische Vielfalt, die Artenvielfalt und die Lebensraumvielfalt (auf der Ebene von Biotopen, Landschaften etc.) (Tab. 6; vgl. auch NOSS 1990; SOLBRIG 1994; BLAB et al. 1995, CBD). Schutzgüter sind somit das Genom einzelner Genotypen, Arten und Lebensräume. Dass nicht nur Schutzgüter in ihrer Gesamtheit, sondern auch in Teilen vor Schäden bewahrt werden sollen, ist von großer Bedeutung. Es hat zur Folge, dass beispielsweise eine Beeinträchtigung der genetischen Vielfalt nicht durch eine Zunahme der Artenvielfalt aufgewogen werden kann, wenn die Gesamtbilanz für die Biodiversität positiv ist. Zu den Schutzgütern zählen auch target-Organismen. Diese werden zwar aus der Sicht der Landwirtschaft negativ bewertet. Hiervon unberührt bleibt jedoch die naturschutzfachliche Bewertung, für die eine Unterscheidung zwischen target-Organismen und non target-Organismen irrelevant ist. Bei der Operationalisierung des Bewertungsverfahrens wird allerdings über die Bewertung der naturschutzfachlichen Bedeutung von Organismen, die von den Auswirkungen von GVO betroffen sind, eine Differenzierung vorgenommen.

Über Schäden eigenständiger Schutzgüter hinaus, sind auch Schäden von Schutzgütern als Bestandteile eines ökologischen Wirkungsgefüges zu vermeiden. Hierdurch werden alle Wechselwirkungen innerhalb einzelner und zwischen verschiedenen Ökosystemen und ihren jeweiligen Bestandteilen erfasst. Ein ökologischer Schaden von Schutzgütern in ihrem ökologischen Wirkungsgefüge tritt insbesondere ein, wenn bestimmte Funktionen⁵⁵ und Strukturen beeinträchtigt werden (vgl. Tab. 6). Durch den Schutz von Schutzgütern als Bestandteile eines ökologischen Wirkungsgefüges wird der dauerhaften Sicherung der Leistungs- und Funktionsfähigkeit des Naturhaushaltes nach § 1 BNatSchG Rechnung getragen.

Ein ökologischer Schaden tritt weiterhin ein, wenn die nachhaltige Nutzungsfähigkeit von Schutzgütern beeinträchtigt wird. Dies entspricht dem Ziel der dauerhaften Sicherung der Regenerationsfähigkeit und nachhaltigen Nutzungsfähigkeit der Naturgüter nach § 1 BNatSchG und dem Ökosystemaren Ansatz der CBD (UNEP 2000, vgl. Kap. 2.1.2.4). Nach LOUIS (2000) bezweckt das BNatSchG damit die Erhaltung

⁵⁵ Der Begriff „Funktion“ wird im ökologischen Kontext unterschiedlich verwendet (vgl. JAX 2000). Funktion wird einerseits als eine Beziehung zwischen zwei Objekten (z. B. Räuber-Beute-Funktion) oder als ein Prozess näher bestimmt (z. B. Primärproduktion, Abbau von Biomasse). Andererseits ist auch die Funktion erfasst, die ein Objekt für ein anderes hat (z. B. kann eine Art eine Funktion als Beute oder Bestäuber besitzen, ein Habitat eine Funktion als Jagdhabitat, Bruthabitat etc.) oder eine Rolle, die ein Objekt innerhalb eines Systems besitzt (Funktion als Produzent, Konsument oder Destruent). Im Folgenden wird der Funktionsbegriff im Sinne der erstgenannten Bedeutung verwendet.

der dauerhaften Nutzungsfähigkeit der Naturgüter und die Verhinderung eines Raubbaus, nicht aber die Sicherstellung der unmittelbaren Nutzung der Naturgüter. Angestrebt wird damit eine nachhaltige Nutzungsfähigkeit⁵⁶ (der Verbrauch darf langfristig die Erneuerungsrate nicht übersteigen), wodurch das Potenzial zur Nutzung der einzelnen Naturgüter langfristig sichergestellt wird (vgl. auch Rio-Deklaration). Geschützt werden Grundlagen und Voraussetzungen, nicht aber gegenwärtige oder zukünftige menschliche Nutzungen und Tätigkeiten selbst. So ist es beispielsweise im Sinne des Naturschutzgesetzes, Erholung durch Natur und Landschaft zu fördern, nicht aber Erholungsaktivitäten, die vor der Kulisse von Natur und Landschaft stattfinden (vgl. LOUIS & ENGELKE 2000). Durch den Begriff Nutzungsfähigkeit wird ausgedrückt, dass das Potenzial für eine Nutzung erhalten werden soll, während das Nachhaltigkeitsgebot auf eine langfristige Nutzungsfähigkeit verweist. Mit nachhaltiger Nutzungsfähigkeit von Schutzgütern ist somit gerade nicht eine ökonomisch effiziente Nutzung von Naturgütern gemeint. Daher zählen auch ökonomische Einbußen beispielsweise des Biolandbaus durch Pollenflug gentechnisch veränderter Organismen benachbarter Felder nicht zu ökologischen Schäden im Sinne der obigen Definition⁵⁷. Ökologische Schäden würden in diesem Fall allerdings eintreten, wenn konventionelle Kultursippen durch die Genübertragung von GVO beeinträchtigt werden. Entscheidend sind dabei aus naturschutzfachlicher Sicht allerdings nicht die Ertragseinbußen, sondern andere Wirkungen, z. B. die Einschränkung der nachhaltigen Nutzungsfähigkeit von Kultursippen oder deren möglicher Verlust.

Zu Beeinträchtigungen von Schutzgütern zählen auch Beeinträchtigungen bestimmter Eigenschaften von Schutzgütern. Zu diesen Eigenschaften gehören beispielsweise die Naturnähe oder das Auftreten besonderer Ausprägungen von Biotopen oder Ökosystemen. Es ist jedoch zu klären, welche Eigenschaften in welchem Kontext bewertungsrelevant sind. So ist es beispielsweise zweifelhaft, ob „evolutionäre Integrität“ von Arten oder die „Freiheit von GVO“ bestimmter Gebiete bewertungsrelevante Eigenschaften sind (vgl. Kap. 2.2.1.1, s. u.). Ein methodischer Ansatz zur Bestimmung, welche Kriterien und Indikatoren geeignet sind, um den ökologischen Schadensbegriff und damit auch die Beeinträchtigung bestimmter Eigenschaften von Schutzgütern zu operationalisieren findet sich in Kap. 4.2, 4.6 und 4.8.

In Kap. 4 wird ein methodischer Ansatz zur Ableitung von Kriterien und Indikatoren⁵⁸ gegeben, mit denen der Wert von Schutzgütern und ihrer Teile bestimmt werden kann.

Schutzgüter können unterschiedliche Eigenschaften besitzen, von denen nur einige bewertungsrelevant sein müssen. So können bei Ökosystemen neben den eigentlichen Bestandteilen (z. B. Arten, Boden, Wasser) auch Funktionen und Strukturen genannt werden (s.o.). Auch die „natürliche Variationsbreite“

⁵⁶ Das Nachhaltigkeitsgebot hinsichtlich der Nutzungsfähigkeit erstreckt sich auch auf die Pflanzen- und Tierwelt als Teil der Naturgüter. So rechnen GASSNER et al. (1996) vom Aussterben bedrohte Tier- und Pflanzenarten zu den nicht erneuerbaren Naturgütern.

⁵⁷ Es ist allerdings zu berücksichtigen, dass ökonomische Folgen wiederum auch ökologische Folgewirkungen nach sich ziehen können. Wenn Produkte des ökologischen Landbaus sich aufgrund von Verunreinigungen durch GVO nicht mehr verkaufen lassen, kann dies mittelbar zu einem Rückzug des Ökolandbaus führen. Dieser kann durch konventionellen Landbau ersetzt werden, was wiederum ökologische Folgewirkungen nach sich zieht.

⁵⁸ Zum Begriff des Indikators vgl. Kap. 4.1.

(vgl. Kap. 2.2.1.4) zählt zu diesen Eigenschaften. Auch für diese Eigenschaften gilt es, geeignete Bewertungskriterien und Indikatoren zu finden. Eine beispielhafte Auflistung von Indikatoren für die Bestandsaufnahme, das Monitoring und die Bewertung von Eigenschaften der Schutzgüter terrestrischer Biodiversität geben beispielsweise NOSS (1990, vgl. Tab. 6) oder COP VI/7, Anhang 4 (2002).

Tab. 6: Indikatoren für die Bestandsaufnahme, das Monitoring und die Bewertung terrestrischer Biodiversität als Teil des Schutzgutes „Umwelt in ihrem Wirkungsgefüge“ auf vier Organisationsebenen unter Berücksichtigung von Komponenten, die sich auf die Komposition (d. h. auf Vorhandensein, Anzahl etc. von Arten, Ökosystemen etc.), Struktur (d. h. Zusammensetzung oder interner Aufbau von Populationen, Ökosystemen etc.) und Funktion der Organisationsebenen beziehen (aus NOSS 1990, gekürzt, Übers. d. Verf.)

Ebene	Indikatoren		
	Komposition	Struktur	Funktion
Regionale Landschaft	Identität, Reichhaltigkeit und Anteile von Ökosystemkomplex- oder Habitattypen	Heterogenität; Konnektivität; räumliche Vernetzung; Fragmentation; Randlinien-Flächengrößen-Verhältnis	Störungen (räumliche Ausdehnung, Frequenz, Zyklizität); Erosionsraten und geomorphologische sowie hydrologische Prozesse etc.
Lebensgemeinschaft - Ökosystem	Identität, relative Abundanz, Frequenz und Anteile gefährdeter oder endemischer Arten	Substrat und Bodenfaktoren; Biomasse und Physiognomie der Vegetation; Blattflächenindex und Schichtung; Abundanz, Dichte und Verteilung von physischen Schlüsselfaktoren	Produktivität von Biomasse und Ressourcen; Raten von Herbivorie, Parasitismus und Prädation; Besiedlung und lokale Aussterberate
Population - Arten	Absolute oder relative Abundanz; Frequenz; Bedeutung oder Deckungswert („cover value“); Biomasse; Dichte	Dispersion (Mikroverteilung); Areal (Makroverteilung); Populationsaufbau (Geschlechterverhältnis, Altersstruktur)	Demographische Prozesse (Fruchtbarkeit, Überlebensrate, Mortalität); Metapopulationsdynamik; Populationschwankungen; Physiologie; life-history; Phänologie
Gen	Alleldiversität; Anwesenheit besonders seltener Allele; nachteilige rezessive Erbmerkmale	Effektive Populationsgröße; Heterozygotie; chromosomaler und phänotypischer Polymorphismus	Inzucht-Depression; Auszuchtrate; Rate der genetischen Drift; Genfluß; Mutationsrate; Ausmaß der Selektion

3) Was ist eine erhebliche Beeinträchtigung eines Schutzgutes?

Ein Schaden ist eine Auswirkung auf bestimmte Eigenschaften eines Schutzgutes oder das Schutzgut in seiner Gesamtheit, aus der eine erhebliche Wertminderung des Schutzgutes resultiert. Die Beeinträchtigung des Schutzgutes ist umso eher erheblich, je größer die nachteiligen Veränderungen des Schutzgutes sind und je wertvoller das betroffene Schutzgut ist. Ein ökologischer Schaden in der Gentechnik kann insbesondere durch einen Gentransfer von GVO zu Wild- oder anderen Kultursippen entstehen, dem eine Freisetzung oder ein Inverkehrbringen (vgl. § 16 GenTG) von GVO vorausgegangen ist. In dieser Festlegung sind zwei wesentliche normative Setzungen enthalten.

Erstens ist nicht jede Veränderung durch gentechnisch veränderte Organismen eine Beeinträchtigung. Wollte man jegliche Veränderung ausschließen, wäre die Freisetzung bzw. das Inverkehrbringen von GVO grundsätzlich zu versagen. Dies ist jedoch unangemessen, da Fälle denkbar sind, in denen Freisetzung/Inverkehrbringen von GVO hinnehmbare Veränderungen hervorrufen. Voraussetzung für eine Beeinträchtigung von Schutzgütern der biotischen und abiotischen Umwelt ist deren negative Veränderung (z. B. Verlust von Genotypen durch Hybridisierungen, Verdrängung wild lebender Arten in ihren Lebensräumen). Das Hinzufügen gentechnisch veränderter Sippen in bestehende Ökosysteme wird nicht als ökologischer Schaden gewertet (s. u.), kann aber in naturschutzfachlich bedeutsamen Gebieten einen Indikator für einen ökologischen Schaden (z. B. Assimilation von Genen gefährdeter Arten) darstellen.

Zweitens ist eine negative Veränderung (= Beeinträchtigung) nur dann als ein ökologischer Schaden zu werten, wenn sie erheblich ist. Die Erheblichkeit von Beeinträchtigungen ergibt sich zum einen aus ihrer Intensität: Liegt diese unterhalb eines zu bestimmenden Schwellenwertes, so wird sie als unerheblich angesehen und stellt keinen ökologischen Schaden dar. Durch die Beeinträchtigung wird eine Wertminderung des Schutzgutes bewirkt. Folglich wird auch der Wert des Schutzgutes, das von den Wirkungen und Folgewirkungen der Freisetzung bzw. des Inverkehrbringens gentechnisch veränderter Organismen betroffen ist, in die Bestimmung der Erheblichkeit möglicher Beeinträchtigungen einbezogen.

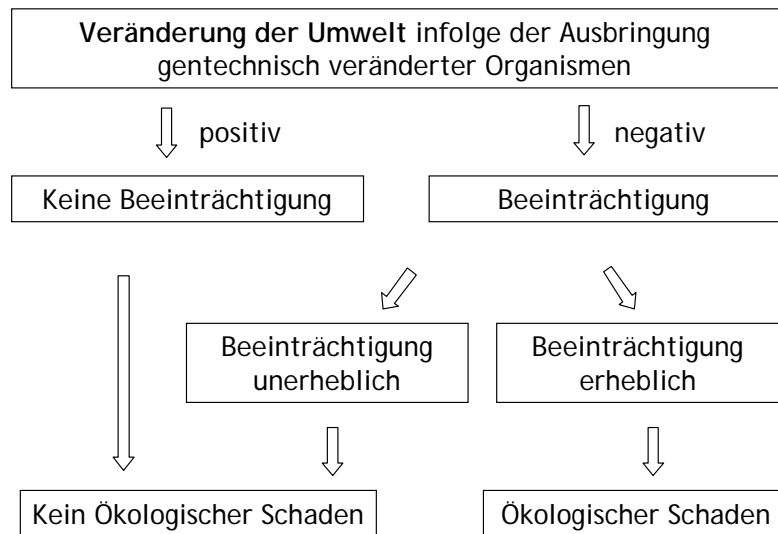


Abb. 6: Ansatz zur Bestimmung des ökologischen Schadens in der Agro-Gentechnik. Eine Veränderung der Umwelt wird als ökologischer Schaden definiert, wenn sie zu einer erheblichen Beeinträchtigung der Schutzgüter (Umwelt und deren Bestandteile als Schutzgut an sich, in ihrem Wirkungsgefüge und ihrer nachhaltigen Nutzungsfähigkeit) führt. Die Erheblichkeit der Beeinträchtigung resultiert aus der Intensität der Beeinträchtigung und dem Wert des Schutzgutes.

Für die Bestimmung eines ökologischen Schadens ist es zunächst irrelevant, ob der Schaden durch direkte oder indirekte Wirkungen entsteht. In welchem Umfang indirekte Schäden berücksichtigt werden, wird jedoch in gewissem Maße durch die Auswahl von Wirkfaktoren beeinflusst (s. o.).

Die vorliegende Definition des ökologischen Schadens eröffnet weite Interpretationsspielräume. Die Interpretation kann so weit gehen, auch das Vorhandensein oder die Ausbreitung von Transgenen als Schaden anzusehen. Hierfür werden zuweilen zwei Gründe angeführt:

- 1) Ob das Vorhandensein oder die Ausbreitung von Transgenen ein Schaden ist, hängt unmittelbar von der Definition von Schutzgütern bzw. ihrer zu erhaltenden Eigenschaften ab. Wenn als erhaltenswerte Eigenschaft eines Schutzgutes die „Freiheit von gentechnisch veränderten Organismen“ definiert wird, so ist das Vorhandensein von Transgenen ein Schaden.
- 2) Bereits der Vorgang der Ausbreitung kann als inakzeptabel erachtet werden und nicht erst die eingetretenen Wirkungen. Eine Nennung des Schutzgutes sei somit nicht mehr nötig.

Fraglich ist, inwieweit die Auffassung, dass das Vorhandensein oder die Ausbreitung von Transgenen einen Schaden darstellt, durch die Schadensdefinition abgedeckt ist.

Es ist durchaus möglich, die „Freiheit von GVO“ als zu erhaltende Eigenschaft eines Schutzgutes zu bestimmen. Unter dieser Voraussetzung ist es möglich, das Vorhandensein von GVO als Schaden zu betrachten. Hierbei sind jedoch zwei Dinge zu beachten:

- Da die Abwesenheit von GVO mit Sicherheit kein flächendeckendes Schutzziel im Geltungsbereich des GenTG ist, ist auch das Vorhandensein von GVO in bestimmten Bereichen kein Schaden. Es soll an dieser Stelle aber eine Definition des ökologischen Schadens gegeben werden, die eine universelle räumliche Gültigkeit besitzt. Davon unberührt bleibt, dass die Bewertungsmethode für ökologische Schäden (z. B. Bewertungskriterien) und die durch Schäden ausgelösten Rechtsfolgen beispielsweise in Schutzgebieten anders sind als in nicht geschützten Gebieten.
- Es stellt sich die Frage, warum in bestimmten Bereichen eine „Freiheit von GVO“ als Schutzziel bestimmt wird. Die Antwort ist vermutlich, weil in diesen Bereichen Schutzgüter mit hoher naturschutzfachlicher Bedeutung vorkommen. Damit ist man bei der Feststellung der Erheblichkeit angelangt, die durch das Ausmaß der Beeinträchtigung und die Bedeutung des Schutzgutes bestimmt wird. Es handelt sich also hier um die Operationalisierung eines speziellen Schadensfalls, nämlich eine Beeinträchtigung eines Schutzguts mit hoher Bedeutung. Dieser Fall wird aber auch über die allgemeine Schadensdefinition erfasst.

Ob „das reine Vorkommen von GVO in FFH-Gebieten“ bereits einen Schaden darstellt, hängt nach ROLLER (2005) davon ab, wie das Schutzgut definiert wird. So wäre es beispielsweise bei den Sachgütern durchaus denkbar, die „bloße Anwesenheit einer fremden Nukleinsäure“ auf einer Pflanze als Sachschaden zu werten, wenn die Funktion der Sache – etwa als ökologisch angebaute Pflanze – nicht mehr gegeben ist. Die Rechtsprechung lässt dies allerdings nicht genügen (VG Berlin, Beschl. v. 12.9.1995, VG 14 A 216.95, zit. in EBERBACH et al. 1996ff, Nr. 5 zu § 16 GenTG, S. 10), jedenfalls nicht als Schaden im Sinne des GenTG, durchaus aber im Sinne zivilrechtlicher Abwehransprüche (VG Berlin, Beschl. v. 12.9.1995, VG 14 A 255.95, zit. in EBERBACH et al. 1996ff, Nr. 4 zu § 16 GenTG, S. 10f). Im Bereich des ökologischen Schadens ist dies ebenfalls nicht genügend, da hier auch der Ansatz des FFH-Schutzes wirkungsbezogen ist: Es muss eine Beeinträchtigung von Erhaltungszielen gegeben sein (vgl. insbesondere die Umwelthaftungsrichtlinie, die den „Biodiversitätsschaden“ ebenso definiert). Eine Beeinträchtigung von Erhaltungszielen ist aber ohne eine Wirkungsanalyse nicht feststellbar. Das Vorhandensein von GVO in einem FFH-Gebiet ist aber nicht rechtlich bedeutungslos. Es wäre denkbar, dass damit ein Risiko verbunden ist, das unter bestimmten, weiteren Voraussetzungen zu einem Schaden führt. Ob dies der Fall sein kann, setzt allerdings eine fachliche Beurteilung in Form einer Wirkungsprognose voraus.

Es trifft zu, dass die Ausbreitung von GVO bereits als inakzeptabel erachtet werden kann. Mit Nichtakzeptabilität wird jedoch ein Schaden nicht hinreichend definiert. Mit anderen Worten: Unter Schäden werden nicht inakzeptable **Handlungen oder Prozesse** verstanden, sondern nur inakzeptable **Wirkungen**, d. h. Resultate dieser Handlungen und Prozesse. Diese Auffassung ergibt sich aus dem wirkungsbezogenen Begriffsverständnis von Schaden. So versteht man beispielsweise unter Schaden die Folgen einer Verletzung durch einen tätlichen Angriff oder eines Zusammenstoßes zweier Fahrzeuge im Straßenverkehr, nicht aber den Angriff oder den Aufprall selbst. Dabei kommt es bei der Bemessung des Schadens auch hier auf das Schutzgut an, d. h. in diesem Fall auf die von der Verletzung betroffenen Körperteile oder Teile des Fahrzeugs. Ob ein Finger oder das Herz verletzt wird, die Stoßstange oder der Motor ausgetauscht werden muss, macht für die Schadensbewertung einen großen Unterschied.

Auch für den Naturschutz lässt sich dieses Schadensverständnis anwenden. Die Störung streng geschützter Arten (Handlung) ist nach § 42 BNatSchG nicht zulässig, stellt aber keinen Schaden dar, ebenso wenig, wie die Flucht vor der Störungsquelle (Prozess) als Reaktion der Vögel auf diese Störung. Ein Schaden wäre erst der fehlende Bruterfolg und damit der Einfluss auf die Populationsgröße der Art.

Ein Schaden tritt somit erst ein, wenn ein gewisses Schutzniveau nicht mehr aufrechtzuerhalten ist. Das heißt in der Konsequenz, dass der Konflikt mit einer umweltrechtlichen Regelung nicht zwangsläufig mit einem ökologischen Schaden gleichzusetzen ist.

Es wird daher folgende Schlussfolgerung gezogen: Das Vorhandensein von Transgenen in wild lebenden Populationen oder die Ausbreitung von Transgenen wird in diesem Vorhaben nicht als ökologischer Schaden gewertet. Hierfür werden folgende Gründe genannt:

- Eine Nichtakzeptabilität von Sachverhalten oder Prozessen ist nur hinreichend für eine Schadensbestimmung, wenn diese auf Schutzgüter bezogen sind. Es ist aber nicht klar, was bei dem genannten Sachverhalt oder Prozess das Schutzgut ist.
- Ein mögliches Schutzgut „Abwesenheit von GVO“ würde den Vorgaben des GenTG widersprechen, wenn es als universelles Schutzgut betrachtet würde. Wird „Abwesenheit von GVO“ als lokales Schutzziel formuliert, so wird hierdurch der Schadensbegriff im speziellen Fall operationalisiert. Die allgemeine Schadensdefinition bleibt aber hiervon unberührt.

Zuweilen wird die Auffassung vertreten, dass ein Schaden auch ohne die Nennung einer Erheblichkeitsschwelle definiert werden kann. Beispielsweise sei nach Art. 12 FFH-RL jede absichtliche Störung von Arten des Anhangs IV oder jede Beschädigung ihrer Fortpflanzungsstätten verboten. Diese Regelung komme ohne den Begriff der Erheblichkeit aus.

Unseres Erachtens ist in der o. g. Regelung der Erheblichkeitsbegriff ebenfalls implizit enthalten. Hierzu ist folgendes anzumerken:

1) Die Störung von Arten selbst stellt noch keinen Schaden dar (s.o.). Vielmehr gibt die Störung von Arten einen Hinweis darauf, dass ein Schaden stattfinden kann. Der Schadensbegriff wird durch die empirisch ermittelbare „Störung“ operationalisiert. Insofern trifft die oben angeführte Aussage nicht die Schadensdefinition selbst, sondern deren Operationalisierung. Für die Schadensdefinition gilt weiterhin das Erheblichkeitsprinzip.

2) Operationalisiert wird nach Art. 12 FFH-RL der Schadensbegriff ebenfalls durch eine Präzisierung des Schutzgutes. Dieses sind Arten des Anhangs IV FFH-RL, also Arten, die per Richtlinie eine hohe naturschutzfachliche Bedeutung besitzen. Da die Erheblichkeit nicht nur von dem Ausmaß der Beeinträchtigung, sondern auch von der naturschutzfachlichen Bedeutung des Schutzgutes abhängt, wurde insofern der Erheblichkeitsbegriff einbezogen. Es ist legitim, dass bei Schutzgütern von hoher Bedeutung auch die geringste Beeinträchtigung als inakzeptabel festgelegt wird.

4 Erarbeitung eines methodischen Ansatzes zur Operationalisierung des Schadensbegriffs für die Agro-Gentechnik

In diesem Kapitel wird aufgezeigt, wie der Schadensbegriff für die Agro-Gentechnik operationalisiert werden kann. Hierbei sind grundsätzlich zwei Aspekte von Bedeutung:

- Zum einen stellt sich die Frage nach der Legitimation von Kriterien, Indikatoren und Erheblichkeitsschwellen (**normativer Aspekt**; Kap. 4.2).
- Zum anderen ist zu erörtern, mit welchen methodischen Ansätzen eine Auswahl von Kriterien und Indikatoren sowie eine Festlegung von Erheblichkeitsschwellen erfolgen kann (**methodischer Aspekt**; Kap. 4.6 und Kap. 4.8).

Zur Klärung dieser Fragen bedarf es verschiedener Vorarbeiten. Zunächst werden Termini erläutert, die für die Bewertung relevant sind (Kap. 4.1). Um den Bezug der Bewertung zu Auswirkungen herzustellen, werden die wichtigsten bewertungsrelevanten Auswirkungen dargestellt. Als Grundlage für die Erarbeitung eines methodischen Ansatzes zur Auswahl von Kriterien und Indikatoren sowie zur Setzung von Erheblichkeitsschwellen werden vorhandene Ansätze analysiert, die diese normativen Setzungen treffen (Kap. 4.3, und 4.8). Da im Rahmen der Agro-Gentechnik die Feststellung und Bewertung von Auswirkungen bei der Freisetzung, beim Inverkehrbringen und beim Monitoring erfolgen muss, werden zudem bewertungsrelevante Besonderheiten dieser Vollzugsebenen aufgezeigt (Kap. 4.5.2). Darüber hinaus werden beispielhaft Indikatoren angeführt, deren Verwendung zur Feststellung und Bewertung von gentechnikspezifischen Auswirkungen prinzipiell möglich ist (Kap. 4.7). Schließlich werden die für die Auswahl von Kriterien und Indikatoren sowie zur Festlegung von Erheblichkeitsschwellen notwendigen Arbeitsschritte zusammenfassend dargestellt (Kap. 4.9).

4.1 Definition und Erläuterung relevanter Begriffe

Für die naturschutzfachliche Bewertung müssen unbestimmte Rechtsbegriffe (z. B. Begriff der Schutzgüter) operabel, d. h. im weitesten Sinne handhabbar gemacht werden. Dies geschieht anhand von Kriterien und Indikatoren. Da die Begriffe „Operationalisierung“, „Indikation“, „Indikator“ und „Kriterium“ oft unterschiedlich verwendet werden, werden sie im Folgenden für ihren Gebrauch im vorliegenden Bericht definiert. Im Anschluss wird die Definition jeweils begründet oder aus dem Verwendungszusammenhang des Begriffs abgeleitet.

4.1.1 Was ist Operationalisierung?

Der Begriff der Operationalisierung wird häufig in der Wissenschaftstheorie (HEMPEL 1974a; SEIFFERT 1996, S. 206f; EBERHARD 1999) und empirischen Sozialforschung (PRIM & TILMANN 1977; LAMNEK 2005), aber auch in den Naturwissenschaften verwendet (HEMPEL 1974b). Der Begriff „Operationalisierung“ wird folgendermaßen erklärt.

Mit einer Operationalisierung werden theoretische Begriffe oder Konzepte auf der empirischen Ebene konkretisiert. Zu einem explizit definierten Begriff müssen präzise Handlungsanweisungen für empirische Operationen (z. B. Messung, Beobachtung) gegeben werden, mit deren Hilfe entschieden werden soll, ob ein mit dem betreffenden Begriff bezeichnetes Phänomen vorliegt oder nicht (vgl. PRIM & TILMANN 1977, S. 52).

Theoretische Konzepte werden über eine Operationalisierung in Sachverhalte übersetzt, die einer Messung oder Beobachtung zugänglich sind. Die Messung kann auf dem Umweg über Ersatzgrößen, sog. Indikatoren (s. u.), vorgenommen werden. „Ein theoretisches System ohne empirische Interpretation ist nicht testbar und kann daher keine Theorie empirischer Phänomene konstituieren – wir werden von seinen Termen wie auch von seinen Begriffen sagen, dass ihnen empirische Bedeutung fehlt“ (HEMPEL 1974a, S. 42).

Eine Voraussetzung für die Bewertung von Schäden ist die Operationalisierung des Schadensbegriffes. Der Schadensbegriff beinhaltet sowohl eine deskriptiv-naturwissenschaftliche als auch eine normative Komponente.

Der Operationalisierung ökologischer Schäden wird das in Abb. 7 dargestellte Modell zugrunde gelegt. Bewertungsrelevante Auswirkungen werden über Indikatoren und Kriterien indirekt beschrieben. Mit Hilfe von Kriterien werden bewertungsrelevante Wirkungen ermittelt, und die Ausprägung von Kriterien wird durch Indikatoren bestimmt. Möglicherweise können diese Auswirkungen auch direkt erfasst werden. Auf der normativen Ebene werden bewertungsrelevante Auswirkungen über ein Kriterium oder die Verknüpfung mehrerer Kriterien bewertet. Welche Auswirkungen bewertungsrelevant sind, ergibt sich aus der Schadensdefinition (vgl. Kap. 3.3). Es ist beispielsweise denkbar, dass die bewertungsrelevante Auswirkung „Veränderung des Genpools einer Population“ durch die Kriterien „Ausmaß des horizontalen Gentransfers“⁵⁹ und „Ausmaß des Gentransfers in Folge von Hybridisierung“⁶⁰ operationalisiert wird. Die Kriterienausprägung wird über die Ausprägung von Indikatoren ermittelt. Das Kriterium „Ausmaß des Gentransfers in Folge von Hybridisierung“ könnte beispielsweise durch die Indikatoren „Ausbreitung von Pollen“, „Entfernung kompatibler Sippen“, „Fertilität von Hybriden“ oder „Selektionsvorteil von Hybriden“ operationalisiert werden. Bewertungsrelevante Auswirkung wäre in diesem Fall das Ausmaß des Ersatzes wild lebender Sippen durch transgene Sippen⁶¹, betroffenes Schutzgut wären Arten i. S. des § 10 (2) Nr. 3 BNatSchG. Im Rahmen eines Verfahrens zur Bestimmung von Erheblichkeitsschwellen können verschiedenen z. B. ordinalskalierten Kriterienausprägungen Wertprädikate zugewiesen werden (siehe Kap. 4.1.3, vgl. auch Kap. 4.2; 4.3; 4.8).

⁵⁹ Als horizontaler Gentransfer wird der nicht-sexuelle Gentransfer zwischen Organismen bezeichnet, die in der Lage sind, DNA einzubauen (z. B. Bakterien). Über diesen Prozess können Gene zwischen nicht verwandten Arten ausgetauscht werden. Bei der Hybridisierung hingegen findet ein Gentransfer auf sexuellem Weg statt.

⁶⁰ In diesem Fall wird die Auswirkung auf das Schutzgut „Population einer Pflanzenart“ durch den Prozess „Gentransfer“ ermittelt (vgl. Abb. 4).

⁶¹ Die Nennung einer bewertungsrelevanten Auswirkung an dieser Stelle ist nur beispielhaft. Welche Auswirkungen als bewertungsrelevant erachtet werden, bedarf noch einer endgültigen Entscheidung (vgl. Kap. 4.2). Vertreter des Konzeptes der evolutionären Integrität würden beispielsweise bereits das Vorhandensein von Transgenen in sich selbst reproduzierenden Freilandpopulationen als bewertungsrelevante Wirkung einstufen.

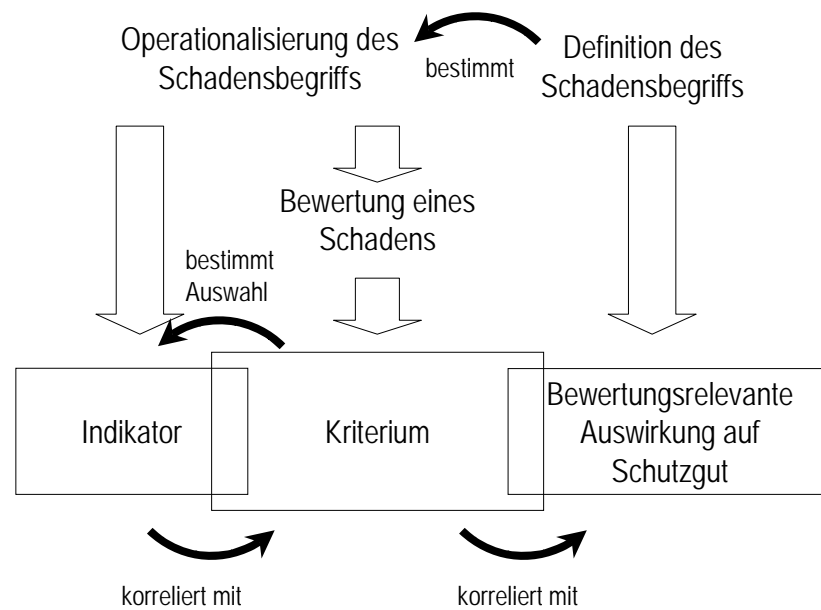


Abb. 7: Bezug zwischen Indikatoren, Kriterien und bewertungsrelevanten Auswirkungen auf Schutzgüter.

Bewertungsrelevante Auswirkungen auf Schutzgüter sind solche Auswirkungen, die einen ökologischen Schaden darstellen können. Sie stellen eine Auswahl aus der Gesamtheit von möglichen Auswirkungen durch GVO dar, die relevante Schutzgüter betreffen, und werden aufgrund normativer Festsetzungen für bewertungsrelevant erachtet (vgl. Kap. 4.5, 4.6 und 4.7). Die Bewertung ökologischer Schäden erfolgt im Bewertungsverfahren mit Hilfe von Kriterien. Die Kriterienausprägung ist zum einen mit einer bewertungsrelevanten Auswirkung korreliert, zum anderen wird sie als Indikandum durch die Ausprägung von Indikatoren bestimmt. Ist ein Kriterium direkt messbar, bedarf es keiner Indikation. Ein Kriterium bezieht sich in der Regel auf eine bewertungsrelevante Auswirkung. Oft beziehen sich Kriterien aber auch auf Impulse und Prozesse, die der Auswirkung vorgelagert sind (s. Abb. 4). Die Definition des Schadensbegriffes bezieht sich immer auf bewertungsrelevante Auswirkungen. Die Operationalisierung des Schadensbegriffes hingegen erfolgt mit Hilfe von Kriterien und Indikatoren. Teil dieser Operationalisierung ist der eigentliche Bewertungsschritt der Wertzuweisung zu Kriterienausprägungen. Analog zu der Operationalisierung bewertungsrelevanter Auswirkungen auf Schutzgüter kann auch die Operationalisierung des ökologischen Zustands von Schutzgütern erfolgen.

4.1.2 Was ist Indikation?

Die Indikation stellt eine indirekte Messung von Parametern über Ersatzgrößen dar. Für das Indikationsprinzip im Umweltschutz werden insbesondere zwei Anwendungsbereiche genannt (vgl. BERNOTAT et al. 2002; SCHUBERT 1991).

- Indikation als ein indirektes Messverfahren, das zur Anwendung kommt, wenn eine direkte Messung nicht möglich ist.
- Indikation zur Erfassung komplexer Sachverhalte bzw. ganzer Wirkungszusammenhänge.

Bei der Operationalisierung des Schadensbegriffes erfolgt zum einen eine Indikation von Kriterien durch Indikatoren, (vgl. Abb. 7). Anders formuliert: Eine Indikation im Zusammenhang mit der Bewertung ökologischer Schäden liegt vor, wenn Kriterien nicht direkt gemessen werden.

Der Begriff „Indikator“ wird in diesem Bericht im folgenden Sinne verwendet:

Unter einem Indikator wird die Eigenschaft eines Objektes verstanden, dessen Ausprägung eine möglichst hohe Korrelation zur Ausprägung einer anderen Eigenschaft (Indikandum) desselben oder eines anderen Objektes aufweist (ZEHLIUS-ECKERT 1998). „Die Ausprägungen der beiden Eigenschaften müssen in einer qualitativ oder quantitativ möglichst engen (eindeutigen) Beziehung zueinander stehen“ (ebd., S. 10). Der Indikatorbegriff ist nach dieser Auffassung gleichbedeutend mit dem Indikans („gemessene Eigenschaft“)⁶². Die Ausprägung von Indikatoren lässt sich dabei direkt empirisch erfassen oder messen. SCHOLLES (2001) merkt an, dass in der Planung der Begriff Indikator im Zusammenhang mit Zielsystemen gebraucht wird. „Auf der untersten Stufe der Zielhierarchie wird der Indikator eingesetzt, um Zielerfüllung messbar zu machen“ (ebd., S. 160). Anwendungsbeispiele für Indikatoren nach diesem Verständnis finden sich bei BACHFISCHER et al. (1980), KIAS & TRACHSLER (1985) sowie BRAUNER & TAPPESER (2001).

Der Zusammenhang zwischen Indikator und Indikandum muss klar definiert sein und für eine Operationalisierung empirisch überprüft werden (Validierung). „Der Begriff des Indikators ist zwar weit verbreitet und entsprechend viel verwendet, allerdings auch häufig begrifflich unsauber. Entscheidend ist aber der Bezug ‚Indikator - Indikandum‘. D. h. ein Parameter⁶³ wird nur dadurch zum Indikator, dass ein klar definierter Zusammenhang mit dem Indikandum als der zu beschreibenden Größe hergestellt ist. Leider findet sich immer wieder ein etwas unpräziser Umgang mit diesem Begriff, indem er einfach mit ‚Kriterium‘ oder ‚Messgröße‘ synonym gesetzt wird“ (KIAS & TRACHSLER 1985, S. 60f). Über den Zusammenhang zwischen Indikator und Indikandum muss daher geklärt werden, mit welcher Genauigkeit Aussagen aufgrund von Indikation getroffen werden.

Zur Konkretisierung eines Indikators sind Angaben zum Gegenstand notwendig, an dem die Indikatorausprägung gemessen wird. Im Rahmen naturschutzfachlicher Fragestellungen sind dies häufig Arten, Biotope, der Wasserhaushalt etc., also Größen, die zum Teil den Schutzgütern des GenTG entsprechen. Indikatoren können hinsichtlich des untersuchten Gegenstandes konkret definiert werden. Hierbei sind zwei Arten von Konkretisierung zu unterscheiden:

1. eine der Sache angemessene Konkretisierung,
2. eine bewertungsrelevante Konkretisierung.

Wenn „Grünlandarten oder Ackerwildkräuter“ (GEIER et al. 1999, zit. in BRAUNER & TAPPESER 2001) als Indikatoren dienen, so ist dies vermutlich dadurch begründet, dass nur Grünlandarten oder Ackerwildkräuter von einer bestimmten Maßnahme betroffen sind. Die Klassifizierung von Arten als

⁶² Streng genommen ist zwischen Indikator i. e. S. (als „Messinstrument“ oder „Gegenstand, an dem gemessen wird“), Indikans (als „gemessene Eigenschaft“) und Indikandum (als „indizierte Eigenschaft“) zu unterscheiden. Im Sprachgebrauch hat es sich jedoch eingebürgert unter Indikator i. w. S. sowohl Indikator i. e. S. als auch Indikans zusammenzufassen (vgl. ZEHLIUS-ECKERT 1998). Diesem Begriffsverständnis wird hier gefolgt. Soweit von Indikatoren i. e. S. gesprochen wird, ist dies im Text gekennzeichnet.

⁶³ Unter Parameter werden hier sowohl direkt gemessene als auch indizierte Parameter verstanden.

„Grünlandarten“ oder „Ackerwildkräuter“ ist bewertungsneutral. Anders ist dies, wenn seltene oder gefährdete Arten als Indikatoren i. e. S. dienen (ebd.). Hier ist zu vermuten, dass diese besonders bewertungsrelevant sind, da Seltenheit und Gefährdung in der Naturschutzpraxis weit verbreitete Bewertungskriterien sind.

Indikatoren werden meist im Zusammenhang mit der Indikation ökologischer Zustände verwandt. Teilweise werden aber auch Parameter für die Messung von Veränderungen als „Indikator“ bezeichnet (z. B. „Regionaler Artenverlust Flora“, ENQUETE 1994, zit. in BRAUNER & TAPPESER 2001). Nach der obigen Definition lassen sich Indikatoren direkt erfassen oder messen. Eine direkte Erfassung oder Messung von Veränderungen ist aber in den meisten Fällen nicht möglich. Eine Veränderung wird in der Regel durch einen Vorher-Nachher-Vergleich festgestellt, also durch den Vergleich mindestens zweier Zustände. So wird der Artenverlust der Flora meist durch den Vergleich von Gebietsflore unterschiedlicher Zeitpunkte festgestellt. Der entsprechende Indikator hieße entsprechend der obigen Definition „Vorkommen von Arten der Flora“, über den das Kriterium „Artenverlust der Flora“ operationalisiert wird. Da Veränderungen sich oft nicht direkt ermitteln lassen, wird somit der Indikatorbegriff im vorliegenden Bericht ausschließlich für die Messung von Zuständen verwendet.

Dieselbe Größe kann sowohl direkt gemessen als auch indiziert werden. Beispielsweise kann die Ausbreitung einer Art über die Distanz zum Ursprungsvorkommen gemessen werden. Die Ausbreitung kann aber auch über artspezifische Ausbreitungseigenschaften (z. B. Hydrochorie) und Ausbreitungsagenzien (z. B. Flüsse) und das Vorhandensein geeigneter Biotope indiziert werden.

4.1.3 Was sind Kriterien?

Kriterien werden in diesem Vorhaben nur in Zusammenhang mit der Bewertung von Beeinträchtigungen oder ökologischen Zuständen und damit als Bewertungskriterien verwendet. Es wird folgende Definition von Bewertungskriterien zugrunde gelegt:

Bewertungskriterien stellen Parameter in Bewertungsmethoden dar, die einerseits die Wertebene und andererseits die bewertungsrelevanten Merkmale des Bewertungsobjektes (Sachebene) abbilden. Bewertungskriterien werden durch Indikatoren operationalisiert. Bewertungskriterien sind so auszuwählen, dass sie die Beeinträchtigung von Schutzgütern oder die naturschutzfachliche Bedeutung ökologischer Zustände über die Berücksichtigung naturschutzfachlicher Ziele messen (vgl. BERNOTAT et al. 2002).

Bsp. 1: Für das Schutzgut Arten und Biotope nennen BERNOTAT et al. (2002, S. 389ff) u. a. die Bewertungskriterien: Gefährdung, Naturnähe und Repräsentanz.

Bsp. 2: KOWARIK et al. (2003, S. 328ff) führen u. a. folgende Kriterien zur Bewertung von Auswirkungen infolge einer Bestandsbildung oder Ausbreitung gebietsfremder Sippen auf: Hybridisierungswahrscheinlichkeit mit anderen Sippen, Aufbau von Dominanzbeständen durch gebietsfremde Sippen, Umwandlung von Biotopen durch gebietsfremde Sippen, Etablierung der gebietsfremden Art innerhalb einer Lebensgemeinschaft, Veränderung von Gebietsflore.

Aus diesen Beispielen ist Folgendes ersichtlich:

1. Bewertungskriterien dienen im Naturschutz dem Zweck der Bewertung. Die Anwendung von Bewertungskriterien erlaubt die Transformation von Informationen von der Sachebene auf die Wertebene (vgl. BERNOTAT et al. 2002). So wird bei dem Bewertungskriterium „Gefährdung“ auf der Sachebene die Ausprägung des Kriteriums z. B. im Sinne der Definitionen der Gefährdungsgrade in einer Roten Liste ermittelt, auf der Wertebene wird dem Gefährdungsgrad ein Wertprädikat zugewiesen (z. B. ordinalskalierte Wertprädikate wie „sehr hohe, hohe etc. naturschutzfachliche Bedeutung“, Vergabe von Wertpunkten, beispielhaft hierfür AUHAGEN 1982).
2. Bewertungskriterien können sich sowohl auf Zustände (z. B. Wert von Gebieten nach Kriterien Natürlichkeit, Gefährdung etc., s. o.) als auch auf Veränderungen (z. B. Beeinträchtigungen durch transgene Organismen) beziehen. Dies ist ein wesentlicher Unterschied zu Indikatoren.
3. Kriterien sind Parameter, die in der Regel bei der Indikation das Indikandum darstellen. Dabei reicht die Nennung des Parameters (z. B. Gefährdung) für die Spezifizierung eines Kriteriums aus. Darüber hinaus können in Kriterien auch noch weitere Angaben gemacht werden wie beispielsweise Angaben zum Schutzgut, das von der Gefährdung betroffen ist.
4. Kriterien können sich in einer ökologischen Wirkungskette (Abb. 4) sowohl auf Impulse und Prozesse (im zweiten Beispiel z. B. Aufbau von Dominanzbeständen einer gebietsfremden Art) als auch auf bewertungsrelevante Auswirkungen (Umwandlung von Biotopen) beziehen.
5. Im Gegensatz zu Indikatoren sind Kriterien oft nicht direkt messbar. Bewertungskriterien sind dann Komplexgrößen (wie z. B. das Bewertungskriterium Gefährdung), die durch mehrere Merkmale operationalisiert werden können. Sind Kriterien direkt messbar, so bedarf es keiner Indikation. Oder anders formuliert: Indikatoren können Bewertungskriterien darstellen, wenn die Indikatorenausprägung direkt bewertet wird und nicht indirekt über die Verknüpfung verschiedener Indikatoren.

4.1.4 Indikation als Grundlage für die Bewertung ökologischer Auswirkungen

Eine Indikation kann auf verschiedene Weise die Grundlage einer Bewertung von Auswirkungen darstellen:

1. Bewertung eines der zu bewertenden Auswirkung vorgelagerten Prozesses oder Impulses

Das Ausmaß oder die Wahrscheinlichkeit von Prozessen oder Impulsen (vgl. Abb. 4) können Kriterien darstellen, um das Ausmaß bewertungsrelevanter Auswirkungen abzuschätzen. Indikatoren können dabei Prozesse oder Impulse indizieren oder diese Prozesse oder Impulse selbst darstellen.

Bsp.: Bewertet wird das Ausbreitungsverhalten oder das Hybridisierungspotenzial einer transgenen Sippe (als Prozess), nicht aber z. B. die Verdrängung anderer Arten innerhalb eines Biotops (als Auswirkung). Nur erhebliche negative Auswirkungen würden aber Schäden darstellen (s. Kap. 3.3).

2. Bewertung der Auswirkungen auf bestimmte Elemente, die selbst nicht Schutzgut sind, bei denen aber davon ausgegangen wird, dass Schutzgüter in gleicher Weise betroffen sind

Auswirkungen auf bewertungsrelevante Schutzgüter können über Auswirkungen indiziert werden, die Schutzgüter nicht direkt betreffen.

Bsp.: Ökonomische Einbußen des Biolandbaus sind für Fragen des Naturschutzes nicht direkt bewertungsrelevant. Da aber durch die Verunreinigung mit transgenen Sorten Produkte des Biolandbaus teilweise unverkäuflich werden, kann es zu einem Rückgang des Biolandbaus kommen. Darüber hinaus kann durch Regelung der Abstände zu Feldern mit transgenen Anbaupflanzen die Fläche des Biolandbaus eingeschränkt werden⁶⁴. Dies könnte ökologische Auswirkungen haben, z. B. auf die Tier- und Pflanzenwelt oder auf Bodenprozesse, die für Fragen des Naturschutzes bewertungsrelevant sind.

3. Bewertung von Beeinträchtigungen ohne Differenzierung der naturschutzfachlichen Bedeutung eines Schutzgutes

In manchen Fällen ist eine erhebliche Beeinträchtigung auch dann zu befürchten, wenn die Schutzgüter nur eine geringe naturschutzfachliche Bedeutung besitzen. In diesen Fällen ist es nicht notwendig, den Zustand des Schutzgutes als Grundlage zur Ermittlung der Bedeutung zu erfassen.

Bsp.: Die Hybridisierung einheimischer mit transgenen Sippen ist für bestimmte Sippen nachgewiesen worden (vgl. Zusammenstellung in ZÜGHART & BRECKLING 2003). Man geht prinzipiell davon aus, dass dieser Prozess so weit führen kann, dass eine einheimische Sippe in ihrem regionalen Bestand geschädigt wird, und verbietet daher die Ausbringung, obwohl keine Prognosen darüber getroffen werden können, ob diese Schädigung tatsächlich stattfindet. In diesem Fall wird zwar das Ausmaß der Beeinträchtigung auf ein Schutzgut ermittelt, z. B. der Hybridisierungsgrad einer Population. Die naturschutzfachliche Bedeutung eines Schutzgutes (z. B. über die Bewertung der Schädigung) hingegen wird nicht berücksichtigt.

⁶⁴ Ein Landwirt, der GVO anbauen will, wird natürlich eine andere Sichtweise vertreten. Wo Biolandbau stattfindet, wird die GVO-Anbaufläche eingeschränkt, da bei Verletzung der Abstandsregeln hohe Haftungsansprüche drohen. Allerdings dürfte die Einschränkung des GVO-Anbaus nicht zu einem ökologischen Schaden führen, weshalb diese Sichtweise hier nicht vertieft wird.

4.2 Legitimation von Normsetzungen

In Zulassungsverfahren im Naturschutz gibt es in der Regel keine standardisierten Methoden für die Bewertung von Schäden (PLACHTER et al. 2002). „Das breite Spektrum unterschiedlicher Methodenvorschläge hat ... keineswegs zu einer höheren Transparenz und Qualität der Ergebnisse in der Praxis geführt. Welche Methoden herangezogen werden, bleibt nach wie vor weitgehend der Entscheidung des einzelnen Bearbeiters und damit in weiten Grenzen der Beliebigkeit überlassen“ (ebd., S. 23). Der Legitimation von Normensetzung kommt daher eine besondere Bedeutung zu.

Der Schadensbegriff wird über die Beeinträchtigung von Schutzgütern definiert. Nach dem Verständnis dieser Definition lässt sich ein Schaden nur definieren, wenn eine Nennung von Schutzgütern vorausgegangen ist. Hierdurch werden qualitative Erhaltungsziele formuliert. Ziele stellen Maßstäbe für die Bewertung von Zuständen und Veränderungen dar (vgl. von HAAREN 1988, 1998, PLACHTER 1994 HEIDT & PLACHTER 1996; HEIDT et al. 1997; WIEGLEB 1997; PLACHTER et al. 2002). Diese Aussage gilt auch für die Bewertung von Schäden im Bereich der Agro-Gentechnik.

Im Folgenden werden verschiedene Ansätze zur Begründung von Zielen und Werthaltungen als Ausgangspunkt für die inhaltliche Gestaltung von Bewertungsverfahren aufgezeigt. Eine Zusammenfassung dieser Ansätze enthält Tab. 7.

- 1) Zielformulierungen und Werthaltungen werden durch bestimmte Gruppen (Experten, Politiker etc.) abgestimmt. Sie unterliegen damit einer Mehrheitsentscheidung (konsensuale Methode).
- 2) Ziele lassen sich aus Oberzielen ableiten, deren Gültigkeit anerkannt ist (z. B. im Bundesnaturschutzgesetz verankerte Ziele wie die Erhaltung aller wild lebenden Arten, § 2 (1) Nr. 9 BNatSchG). Die Ableitung konkreter Ziele erfolgt im Idealfall nach formallogischen oder argumentationslogischen Methoden (logische Methode).
- 3) „Negativziele“ (DÖRNER 1989) wie die Vermeidung von Schäden durch GVO lassen sich über einen Vergleich mit der Akzeptabilität⁶⁵ anderer Schäden rechtfertigen (analogische Methode). Durch einen Vergleich mit bereits eingegangenen Risiken kann man folgern, welche neuen Risiken als zumutbar erscheinen und welche vermieden werden sollten (GETHMANN 1993). Mit der analogischen Methode können fallweise risikobezogene Handlungen miteinander verglichen werden. Wird ein Risiko für zumutbar erachtet, so gilt dies auch für ein vergleichbar hohes Risiko. Die Schwere der mit GVO verbundenen Risiken kann mit den Risiken aus anderen Bereichen (z. B. Immissionsschutz, Ökotoxikologie, Chemikalienrecht) verglichen werden.
- 4) Schließlich können anhand der hermeneutischen Methode implizite Werthaltungen offen gelegt werden. Hierdurch können solche Werthaltungen überhaupt erst in eine Diskussion eingeführt und reflektiert werden, auch wenn hierdurch noch nichts über ihre Akzeptabilität gesagt wird.

⁶⁵ Akzeptabilität im Sinne einer normativen Geltung unterscheidet sich von Akzeptanz als faktische Geltung (vgl. GETHMANN 1993; RENN 1997, HOERSTER 1994). Akzeptabilität ist die Festlegung geforderter Akzeptanz aufgrund einer Prüfung gemäß rationalen Kriterien des Handelns (vgl. GETHMANN 1993).

Tab. 7: Übersicht der angewandten Methoden zur Begründung von Zielen und Werten (nach PIEPER 2000; KOPPERSCHMIDT 2000, RENN 1997). Die hermeneutische Methode kann nicht direkt zur Legitimation von Zielen angewandt werden, fördert aber die Reflexion von Zielen.

Methoden	Verfahren	Prinzip
Konsensuale	Abstimmung	Intersubjektivität, Mehrheitsprinzip
Logische (formallogische und argumentationslogische)	Schlussfolgerung durch logisches Kalkül, bei Argumentationslogik Beratung, Argumentation	Widerspruchsfreiheit, Konsistenz, bei Argumentationslogik zusätzlich Transsubjektivität
Analogische (Risiko-Risiko Abschätzung vgl. GETHMANN 1993)	Vergleich	Verhältnismäßigkeit
Hermeneutische	Interpretation	Aufklärung

Jeder dieser Ansätze birgt verschiedene Vor- und Nachteile. Diese werden im Folgenden angeführt.

4.2.1 Konsensuale Methode

Mit einer Befragung über die Einstellung zu GVO wird die faktische Akzeptanz beispielsweise von Schutzgegenstand und Bewertungskriterien festgehalten. Mittlerweile liegen mehrere Studien vor, in denen über eine Befragung ermittelt wird, welche Auswirkungen ökologische Schäden darstellen. Einige dieser Verfahren werden im Folgenden kurz dargestellt.

AMMANN (2004) wählte 16 verschiedene Indikatoren für die Veränderungen von 4 Schutzgütern aus. Für das Schutzgut „Umwelt“ beispielsweise waren dies die vier Indikatoren „dauerhafte Veränderung der Artenvielfalt“, „Störung des Ökosystems“, „Verringerung der Bodenfruchtbarkeit“, „Verkleinerung von Populationen“. Er legte Experten aus verschiedenen Disziplinen (Naturwissenschaften, Sozialwissenschaften, Jura etc.) verschiedene Ausprägungen von Indikatoren vor, die die Experten anhand einer 9-stufigen Ordinalskala mit zugeordneten Wertprädikaten (leichter, mittlerer, schwerer und desaströser Schaden) bewerten sollten (vgl. Abb. 8). Für jede Ausprägung wurde der Mittelwert aller Expertenbewertungen gebildet, der die abschließende Bewertung hinsichtlich ihrer Schädlichkeit darstellt. Mit diesem Verfahren wird die Kommensurabilität unterschiedlicher Schäden hergestellt (vgl. Abb. 9). Da die Wertprädikate mit Ausdrücken der Schweizerischen Umweltschutzgesetzgebung korrespondieren, ist die Bewertung unmittelbar relevant für das Auslösen von Rechtsfolgen.

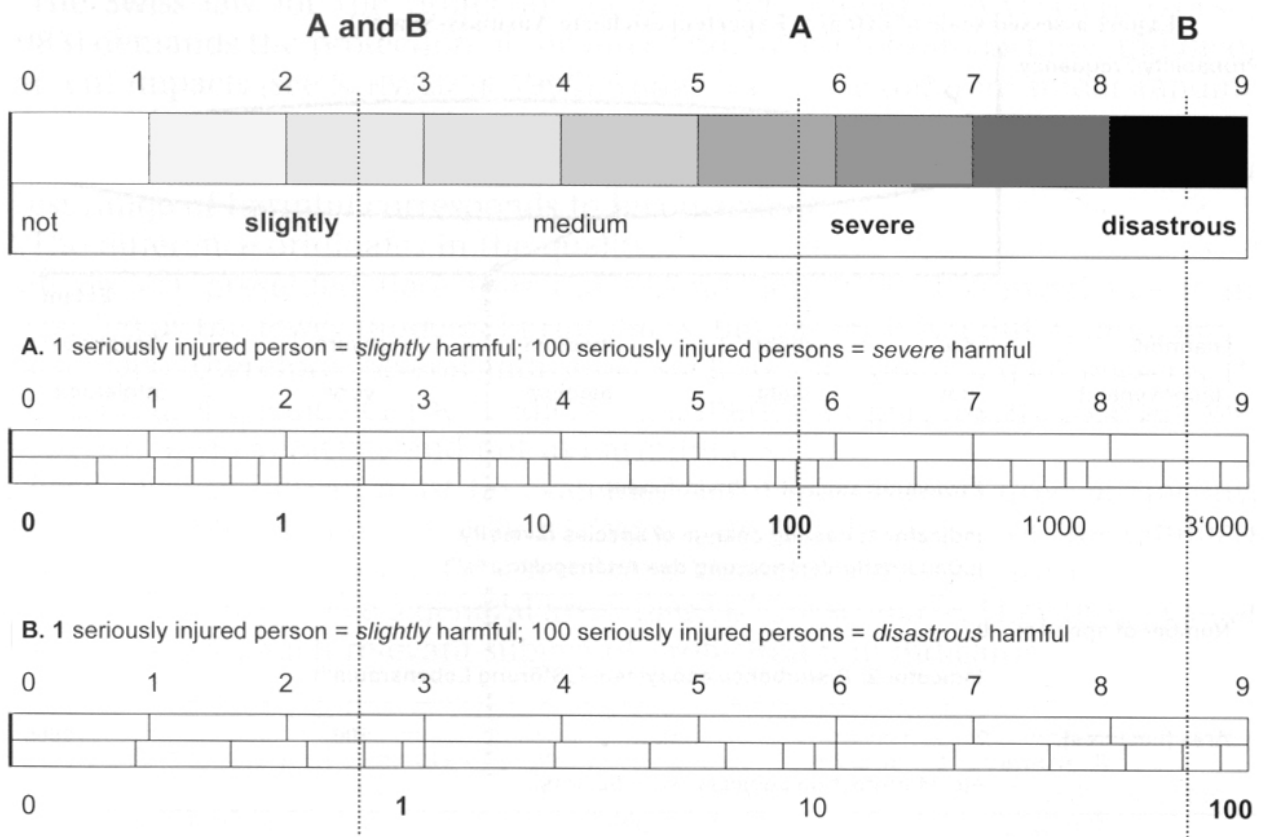


Abb. 8: Skala des Schadensausmaßes für den Indikator „Gesundheitsschäden von Menschen“. Dargestellt sind zwei mögliche Bewertungen des Schadensausmaßes (A und B). Bei A und B jeweils oben dargestellt ist die ordinale Bewertungsskala mit Wertprädikaten (leichter, mittlerer, schwerer und desaströser Schaden), unten die Anzahl von Personen mit Gesundheitsschäden. Da die 9-stufige Ordinalskala einer logarithmischen Skala der Indikatorausprägung zugeordnet ist, ergibt sich ein erheblicher Unterschied, ob ein Gesundheitsschaden von 100 Personen als schwer oder desaströs bewertet wird (aus AMMANN 2004, S. 168)

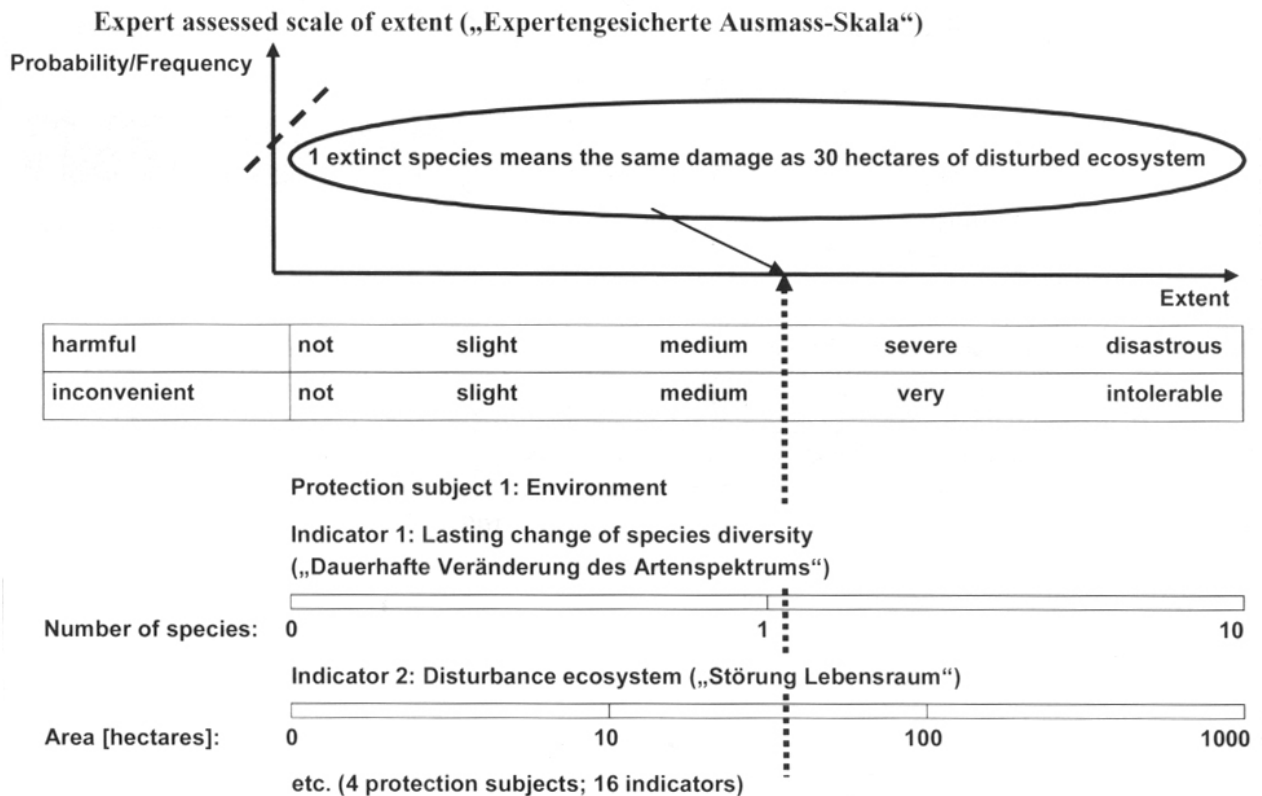


Abb. 9: Expertenbewertung des Schadensausmaßes. Die Werte sind fiktiv, da die Ergebnisse der Umfrage noch nicht vorlagen (aus AMMANN 2004, S. 167).

SCHEPKER (2004) führte eine Umfrage bei Oberen und Unteren Naturschutzbehörden sowie bei Fachbehörden der Länder mit dem Ziel durch, ein Stimmungsbild hinsichtlich der Problematik „invasiver“ gebietsfremder Arten zu ermitteln. Die statistische Auswertung dieser Befragung umfasst unter anderem eine Rangliste der „Problematischen Neophyten“ und eine der durch Ausbreitung von Neophyten verursachten Probleme, die jeweils nach der Anzahl der Nennungen sortiert wurden. Zu den durch Neophyten verursachten Problemen zählen unter anderem „Verdrängung“, „Dominanzbestände“, „schnelle, starke Ausbreitung“, „allgemeine Verbreitung“ oder „Vorhandensein in Schutzgebieten“. In abgewandelter Form tauchen diese Problemtypen als Kriterien zur Bewertung gebietsfremder Arten wieder auf (vgl. z. B. HIEBERT 1997, TIMMINS & OWEN 2001, KOWARIK et al. 2003).

Weitere Beispiele für konsensuale Verfahren finden sich bei SKORUPINSKI & OTT (2002, für Technikfolgenabschätzung) und JAEGER (2002, zur Bewertung von Zerschneidung durch Verkehrsstrassen).

Zielfestlegungen über konsensuale Verfahren können bei geringem Informationsstand der Gruppe, in der eine Abstimmung vorgenommen wird, problematisch sein. Es besteht die Gefahr, dass das Abstimmungsergebnis in erster Linie Resultat von Vorurteilen und Unkenntnis⁶⁶ ist. Darüber hinaus ist

⁶⁶ Dieser Nachteil wird bei zahlreichen Verfahren der Legitimation in Kauf genommen. Eine Bundestagswahl bleibt auch dann gültig, wenn Bürger zur Wahl gehen, die die Parteiprogramme nicht einmal ansatzweise kennen. Desgleichen gilt, wenn Politiker bewusst Hoffnungen wecken, die sie nicht erfüllen können oder irrationale Ängste

möglicherweise nicht gewährleistet, dass das Ergebnis in Einklang mit normativen Vorgaben steht (ethischen Maßstäben oder geltendes Recht). SKORUPINSKI (2004, S. 176) ist der Ansicht, dass das Eingehen von Risiken einer breiten Zustimmung und eines hohen Informationsstandes bedarf: „Die Akzeptabilität von Risiken setzt die freie und informierte Zustimmung voraus“. Eine „rationale“⁶⁷ Zielformulierung ist eher durch eine Ableitung von Zielsetzungen gewährleistet. Daher nennt GETHMANN (1993, S. 37f) die Ausrichtung von Regeln nach einer faktischen Zustimmung von Individuen einer Gesellschaft abwertend „Soziologismus“. Dennoch ist die herrschende Meinung nicht zu umgehen, wenn eine demokratische Meinungsbildung anerkannt wird. Akzeptierte Wertsetzungen aufgrund von Mehrheitsbeschlüssen stellen die Ausgangssituation für eine Weiterentwicklung von Werthaltungen dar. Die Gründe für die neue Lösung müssen so gut sein, dass sie nicht nur die neue Lösung, sondern auch den Bruch mit der Tradition rechtfertigen. Derjenige, der eine neue Lösung vorschlägt, trägt die Argumentationslast (ALEXY 2001, S. 327). Daher spielt Argumentation eine große Rolle, wenn neue Zielvorstellungen und Werthaltungen eingebracht oder traditionelle kritisiert werden.

4.2.2 Logische Methode

Die zweite Methode hat den Vorteil, dass Zielsetzungen nach formalen Kriterien hergeleitet werden. Das heißt, es werden logisch gültige Schlussregeln (Widerspruchsfreiheit, Relevanz von Aussagen, weitere formale Beziehungen zwischen normativen Prämissen, bestehenden Daten und Schlussfolgerungen etc. angewandt (TOULMIN 1974, KIENPOINTNER 1992, BAYER 1999 oder KOPPERSCHMIDT 2000).

Die Ableitung konkreter Ziele aus übergeordneten Zielen oder Leitbildern gehört mittlerweile zum verbreiteten Instrumentarium des Naturschutzes (vgl. Tab. 8). Idealisiert werden Ziele in der Reihenfolge zunehmender Konkretisierung als Leitlinien, Leitbilder, Umweltqualitätsziele und Umweltqualitätsstandards formuliert (GUSTEDT et al. 1989; FÜRST et al. 1989; KIEMSTEDT 1992).

schüren, die den Wahlausgang entscheiden. Viele untergesetzliche Normen werden hingegen von „Experten“ erstellt.

⁶⁷ Die Rationalität einer Äußerung, also zum Beispiel eines Werturteils, wird im Allgemeinen auf Kritizierbarkeit und Begründungsfähigkeit zurückgeführt. Für die Rationalität einer Aussage ist nach HABERMAS (1981, S. 29) konstitutiv, dass ein Sprecher im Diskurs für eine Aussage einen kritisierbaren Geltungsanspruch erhebt, der vom Hörer akzeptiert oder zurückgewiesen werden kann. „Rational nennen wir auch denjenigen, der eine bestehende Norm befolgt und sein Handeln gegenüber einem Kritiker rechtfertigen kann, indem er eine gegebene Situation im Lichte legitimer Verhaltenserwartungen erklärt“ (ebd., S. 35).

Tab. 8: Mögliche Hierarchie eines naturschutzfachlichen Zielsystems (aus JESSEL 1996, S. 213)

Begriff	Definition	Aussageebene und räumlicher Bezug	Beispiele
übergeordnete Grundsätze („Leitlinien“) aus Umweltpolitik, Raumordnung, Landesplanung ↓	= allgemeine Zielvorstellungen der Umweltpolitik ohne weitere räumliche oder sachliche (z. B. ressourcenspezifische) Konkretisierung	regionaler Zielrahmen für die Bewertung von Landschaftspotenzialen und Raumnutzungen (d. h. Bezugsraum z. B.: Gebiet der BRD, Bundesland, Planungsregion...)	<i>„In den Räumen der Planungsregion soll auf die Erhaltung der naturräumlichen Vielfalt hingewirkt werden.“</i> <i>„Die Qualität des Oberflächenwassers ist entsprechend der Tragfähigkeit des jeweiligen Raumes zu erhalten und zu verbessern.“</i>
landschaftliches/ regionales Leitbild ↓	= Integrative Summe der Umweltqualitätsziele, bezogen z. B. auf eine Gemeinde, einen Naturraum	Bezugsraum, z. B. naturräumliche Einheiten, Gemeinden...	<i>„Erhalt bzw. Etablierung eines gebietstypischen Spektrums an Tier- und Pflanzenarten im Naturraum der Donauniederung.“</i> <i>„Auf dem Gebiet der Gemeinde X ist eine Verbesserung der Gewässergüte anzustreben.“</i>
Umweltqualitätsziele ↓	= sachlich, räumlich und zeitlich definierte Qualitäten von Ressourcen, Potenzialen und Funktionen, die in konkreten Situationen entwickelt werden sollen	weitere räumliche Detaillierung bzw. Fortschreibung der Zielangaben für z. B. einzelne Nutzungs-/Ökosystemtypen, einzelne Flächen/ Raumeinheiten oder für einzelne Ressourcen über kommunale Landschaftsplanung und nachgeordnete Planungen/ Verfahren (z. B. Umweltverträglichkeitsprüfung, Eingriffsregelung, Pflege- und Entwicklungspläne u.a.)	<i>„Auf den Feuchtwiesen des Naturraumes der Donauniederung sollen Maßnahmen auf den Großen Brachvogel als Leitart abgestellt werden.“</i> <i>„In den Fließgewässern der Gemeinde X ist Gewässergüteklasse II anzustreben.“</i>
Umweltqualitätsstandards	= konkrete, in der Regel quantifizierte, d. h. auf Messvorschriften bezogene Angaben zur gewünschten Umweltqualität		<i>„Auf den Niedermoor-, Seggen- und Feuchtwiesen des Naturraumes X soll auf einer Mindestfläche von Y ha ausreichend Lebensraum für eine überlebensfähige Mindestpopulation des Brachvogels bereitgestellt werden.“</i> <i>„Maßgebend für die Gewässergüteklasse II sind folgende Indikatoren: - Saprobienindex 1,8-<2,3 - ...“</i>

Mit diesem Vorgehen sind jedoch einige Probleme verbunden. Mit dem Begriff „Ableitung“ wird suggeriert, dass mit dem Abgleich von Leitbild und ökologischen Daten bei zunehmender sachlicher und räumlicher Präzisierung dieser Daten automatisch eine Zielkonkretisierung erfolgt. Dies ist aber nicht der Fall. Bei vage formulierten Leitbildern müssen immer zusätzliche Prämissen normativer Art herangezogen werden, damit im Einzelfall über ein konkretes Ziel entschieden werden kann (vgl. LEHNES 1994).

„So begründen sich die geforderten und vielzitierten Zielhierarchien im Naturschutz, bei denen aus übergeordneten Leitbildern zunehmend konkrete Umweltqualitätsziele und -standards entwickelt werden, darin, dass Werturteile logisch schlüssig nur durch Herleitung, durch Deduktion aus übergeordneten Werturteilen begründet werden können. Es wäre nun aber eine völlige Illusion zu glauben, aus einem Leitbild ... ergäben sich quasi selbstlaufend auch Umweltqualitätsziele und -standards im Sinne konkreter Handlungsmaximen. Aufgrund von Kontext und Argumentationszusammenhang werden vielmehr bei naturschutzfachlichen Werturteilen so viele zusätzliche Randbedingungen und Zusatzannahmen

hineinspielen, dass vermehrt nach Belegen gesucht werden muss, um deren überindividuelle Geltung zu bestimmen“ (JESSEL 1998, S. 54).

Zusätzliche normative Prämissen werden in naturschutzfachlichen Bewertungsverfahren durch den Sachverständigen eingebracht, der die Bewertung durchführt. Es ist jedoch fraglich, inwiefern dieser die politische Legitimation besitzt, zusätzliche Normen nachträglich einzufügen (LEHNES 1994, S. 424). Die Frage nach der normativen Richtigkeit⁶⁸ zusätzlicher Prämissen bleibt offen.

Dies ist umso mehr der Fall, als Werthaltungen in Bewertungsverfahren implizit eingebracht werden, die den Verfassern dieser Verfahren oft selbst nicht bewusst sind. Eine Reflexion von Werthaltungen findet auf der Ebene von Bewertungsverfahren nicht mehr statt. Inwiefern implizite Werthaltungen Einfluss auf die Bewertung von Schäden durch gebietsfremde Arten ausüben, wurde beispielhaft von ESER (1999), KÖRNER (2000) und THEODOROPOULOS (2003) dargestellt, Ansätze für GVO liefern POTTHAST (1996) und ADAMS (1999). Es bleibt daher die Frage, ob die Begründung für die Vermeidung von Schäden tatsächlich mit der Motivation übereinstimmt, weshalb Arten und Biotope geschützt werden sollen⁶⁹. Die Offenlegung implizierter Werthaltungen kann anhand hermeneutischer Methoden erfolgen (vgl. Tab. 7). Hierdurch ergeben sich keine Kriterien für die Annahme oder Ablehnung dieser Werthaltung. Prämissen, die den Werthaltungen zugrunde liegen, werden jedoch einer Reflexion zugänglich gemacht. Die hermeneutische Methode kann daher quer zu allen Methoden der Legitimation von Normensetzungen angewandt werden.

Fazit ist, dass eine ausschließlich formallogische Ableitung von Zielen nicht möglich ist und der Diskurs über implizite Werthaltungen bei Bewertungen des Naturschutzes nur unzureichend stattfindet. Selbst wenn er stattfinden würde, ist immer noch fraglich, ob verschiedene Werthaltungen hierdurch in Einklang zu bringen wären. Vorläufige Lösung ist, dass die nicht legitimierte Einbringung zusätzlicher normativer Prämissen in Bewertungsverfahren transparent dazustellen ist, um es nachvollziehbar zu machen.

4.2.3 Analogische Methode

Die analogische Methode wird bei der Bestimmung von Schäden durch GVO beispielsweise im „concept of familiarity“ (vgl. Kap. 2.2.1.5) angewandt. Eine Konkretisierung dieses Konzeptes (und des konsensualen Konzeptes) erfolgt durch sog. „Consensus Documents“ der OECD. Diese „Consensus Documents“ stellen Werkzeuge zur Bewertung der Sicherheit von GVO dar. Es gibt drei Themenbereiche von „Consensus Documents“ (BARBER 1999, vgl. z. B. OECD 2005): Biologie von Arten, die gentechnisch verändert werden (z. B. Raps, Kartoffel), „allgemeine Merkmale“ (Herbizidtoleranz, Virusresistenz etc.) und „spezifische Merkmale“ (z. B. Toleranz gegenüber einem einzelnen Herbizid wie

⁶⁸ HABERMAS (1981) unterscheidet zwischen Wahrheit und Richtigkeit. Eine Äußerung mit Tatsachenbezug erhebt einen Anspruch auf Wahrheit, eine Äußerung, welche sich auf Normen bezieht, auf Richtigkeit im Zusammenhang mit einem als legitim anerkannten normativen Kontext.

⁶⁹ Befürworter des konsensualen Ansatzes argumentieren hier oft, dass es keine Rolle spielt, ob man das Richtige aus einer richtigen Gesinnung heraus tut. Allerdings ist die Frage, was das Richtige ist, hier noch offen. Eine Aufklärung impliziter Werthaltungen trägt in jedem Fall dazu bei, richtige Entscheidungen zu treffen, da hierdurch die Prämissen der Entscheidungsfindung verändert werden.

Glyphosphat oder Glufosinat). Inwiefern die OECD die Daten der „Consensus Documents“ in ein Bewertungsverfahren einbaut, ist noch unklar.

Dennoch ist das Konzept der Setzung von Erheblichkeitsschwellen erkennbar: die Erheblichkeitsschwelle orientiert sich an bekannten akzeptablen Risiken (insbesondere durch konventionell züchterisch veränderte Arten). (vgl. LEVIDOW et al. 1996; WHITE 1999). Hierfür muss zunächst bewertet werden, ob das derzeitige Wissen ausreicht, um GVO als ähnlich zu einem bekannten Organismus einzustufen, dessen Verhalten bekannt/vorhersagbar ist. Hiermit sind aber einige Probleme verbunden (LEVIDOW & CARR 1999):

- Wie ähnlich müssen konventionell gezüchtete Pflanzen und GVO sein, um als ähnlich im Sinne des „concept of familiarity“ zu gelten und welche nicht bekannten Merkmale der GVO rechtfertigen damit Untersuchungen, um zusätzliche Kenntnisse zu gewinnen?
- Wie viele Untersuchungen reichen aus, damit das unbekannte Merkmal als bekannt anerkannt wird? So ziehen Gentechnik-Kritiker aus einem Befund, der keine Anzeichen für eine bestimmte Wirkung nachwies, die Konsequenz, dass der GVO noch nicht angemessen bekannt („familiar“) sei. Gentechnik-Befürworter ziehen den gegenteiligen Schluss: „Thus the ‚familiarity‘ concept becomes a focus of further argument over the burden of evidence“ (LEVIDOW & CARR 1999, S. 215).

4.2.4 Schlussfolgerungen

Von den genannten Methoden zur Legitimation von Normensetzungen sind alle gleichermaßen wichtig. Tatsächlich sollten Normen durch ein Wechselspiel der Anwendung aller Methoden legitimiert werden, da keine für sich hinreichend ist. Darüber hinaus gibt es fließende Übergänge zwischen den Methoden, beispielsweise, wenn im Diskurs logisch argumentiert wird oder Analogieschlüsse gezogen werden und anschließend eine Mehrheitsentscheidung erfolgt.

Eine Legitimation aufgrund einer faktischen Übereinkunft ist in jedem Fall notwendig. Bevor jedoch Entscheidungen gefällt werden, muss ein hoher Informationsstand über sachliche Grundlagen erreicht und anschließend ein Diskurs geführt werden. In diesem Diskurs spielen Elemente der logischen, analogischen und hermeneutischen Methode eine große Rolle.

- Es lassen sich zwar keine spezifischen Normen aus allgemeinen direkt logisch ableiten, es können aber logische Widersprüche und zusätzliche Prämissen zu den allgemeinen Normen aufgedeckt werden.
- Mit der analogischen Methode wird die Verhältnismäßigkeit der Norm geprüft. Dies geschieht bereits in diesem Vorhaben durch den Vergleich verschiedener rechtlicher Grundlagen, Schadenskonzepte und Zulassungsverfahren hinsichtlich der Nennung von Erheblichkeitsschwellen für ökologische Schäden. Aufgrund des Kommensurabilitätsproblems (vgl. Kap. 3.1.1) unterliegt aber auch die Einschätzung, welche Schäden in ihrem Ausmaß als ähnlich eingestuft werden können, einer Konventionsbildung.
- Anhand der hermeneutischen Methode können versteckte Werthaltungen aufgedeckt werden, die in die Normensetzung einfließen. Die Offenlegung von Werthaltungen ist für den Diskurs von hohem Wert, da diese hierüber einer Argumentation überhaupt erst zugänglich gemacht werden. Allerdings werden hohe Anforderungen an die Reflexion von Werthaltungen und an die Bereitschaft zur Änderung von Standpunkten gestellt, wodurch der praktische Nutzen der Methode eingeschränkt sein kann.

4.3 Definition von Kriterien, Indikatoren und Erheblichkeitsschwellen bei der ökologischen Risikoanalyse in ausgewählten Zulassungsverfahren

Für die Bestimmung ökologischer Schäden bedarf es einer Definition von Erheblichkeitsschwellen. Es liegt ein ökologischer Schaden vor, wenn eine Beeinträchtigung diese Erheblichkeitsgrenze überschreitet. Im Folgenden werden für die FFH-Verträglichkeitsprüfung, die Eingriffsregelung, die Umweltverträglichkeitsprüfung und die Zulassung gebietsfremder Arten beispielhaft Verfahren geprüft, in denen Kriterien und Erheblichkeitsschwellen zur Schadensbemessung genannt werden.

Die angewandten Bewertungsverfahren innerhalb der Zulassungsverfahren sind Varianten der ökologischen Risikoanalyse. Die ökologische Risikoanalyse stellt eine Bewertung der Verträglichkeit von Maßnahmen mit Zielen des Naturschutzes dar (vgl. SCHOLLES 2001). Spezifisch für die Bewertung sind dabei die Berücksichtigung potenzieller Beeinträchtigungen einerseits und die Empfindlichkeit von Schutzgütern gegenüber diesen Beeinträchtigungen andererseits. Dieses Verfahren bietet zudem den Vorteil, dass es bei unvollständiger ökologischer Information anwendbar ist, da das Risiko über Kriterien und Indikatoren abgeschätzt wird, die einen Hinweis auf einen Schadenseintritt geben, aber keine genauen Eintrittswahrscheinlichkeiten.

Bei der Untersuchung der Verfahren stehen folgende Fragen im Vordergrund:

- **Wie werden Schutzgüter präzisiert und wie Schäden und Risiken konkretisiert?**

Es wird zunächst untersucht, ob in den Verfahren Schutzgüter eine Rolle spielen, die durch räumlich konkrete Zielsetzungen (z. B. in der Landschaftsplanung oder in Schutzgebietsverordnungen) bestimmt werden. Daraufhin wird geprüft, inwiefern die in den Gesetzen aufgeführten Schutzgüter in den Verfahren präzisiert werden. Wenn Risiken ermittelt werden sollen, so ist dies nur unter Angabe eines zeitlichen und räumlichen Bezugsrahmens möglich. Daher wird der Frage nachgegangen, für welchen Zeitraum und in welchem Gebiet das Eintreten einer Beeinträchtigung abgeschätzt wird. Des Weiteren wird analysiert, wie das Schadensausmaß bestimmt wird. Wie werden Schadensintensität, die Fläche, auf der der Schaden auftritt, der Verlauf der Schädwirkung mit der Bedeutung der Schutzgüter, die geschädigt werden, verknüpft. Hierzu wird geprüft, ob im Verfahren Schutzgüter und die Intensität von Wirkfaktoren direkt berücksichtigt werden. Dies ist sinnvoll, da Verfahren einer Risikobewertung denkbar sind, die die Auswirkung auf Schutzgüter nicht direkt berücksichtigen, sondern Risikoeigenschaften der Verursacher von Beeinträchtigungen (z. B. ZOGLAUER et al. 2000, REICHARD & HAMILTON 1997). Neben dem Schadensausmaß ist bei einer Risikobewertung auch die Eintrittswahrscheinlichkeit zu berücksichtigen. Daher wird untersucht, ob die Eintrittswahrscheinlichkeit im Verfahren berücksichtigt wird.

- **Welche Bewertungskriterien und Erheblichkeitsschwellen werden genannt?**

Im Rahmen dieser Frage wird zunächst geprüft, mit welchen Kriterien das Schadensausmaß operationalisiert wird. Wenn das Bewertungsverfahren operabel ist, so werden Erheblichkeitsschwellen für eine Beeinträchtigung genannt, die über die Ausprägung dieser Kriterien definiert werden. Es wird untersucht, bei welcher Kriterienausprägung Erheblichkeitsschwellen angegeben werden. Abschließend erfolgt eine Darstellung, an welcher Stelle der Wirkungskette zwischen der Durchführung des Vorhabens

und der Beeinträchtigung des Schutzgutes die Bewertungskriterien ansetzen. Hierdurch wird eine Beurteilung möglich, inwieweit die Beeinträchtigung von Schutzgütern direkt gemessen oder über den Umfang freigesetzter Stoffe, Gefährdungspotenziale etc. indiziert wird.

4.3.1 FFH-Verträglichkeitsprüfung

Aufgrund der besonderen Bedeutung der FFH-Verträglichkeitsprüfung für die Freisetzung bzw. das Inverkehrbringen werden zunächst die rechtlichen Grundlagen der FFH-Verträglichkeitsprüfung unter besonderer Berücksichtigung der durch den § 34 BNatSchG erfassten Schutzgüter erläutert. Im Anschluss erfolgt die Analyse der Schäden, Risiken, Kriterien und Erheblichkeitsschwellen, die für die FFH-Verträglichkeitsprüfung bestimmt werden müssen.

a) Rechtliche Grundlagen

Schutzgegenstand der FFH-Richtlinie sind natürliche Lebensräume und wild lebende Tiere und Pflanzen als Teil der biologischen Vielfalt (Art. 2 (1) FFH-RL). Das Ziel der aufgrund der FFH-Richtlinie getroffenen Maßnahmen wird in Art. 2 (2) konkretisiert. Demnach wird die Bewahrung und Wiederherstellung eines günstigen Erhaltungszustandes der natürlichen Lebensräume und wild lebenden Tier- und Pflanzenarten von gemeinschaftlichem Interesse⁷⁰ angestrebt. Die Vogelschutzrichtlinie bezieht sich auf die Erhaltung wild lebender, im Gebiet der EU (exkl. Grönland) heimischer Vogelarten (Art. 1 (1) Vogelschutz-RL).

Basierend auf den Gebieten gemeinschaftlicher Bedeutung nach FFH-Richtlinie und den Vogelschutzgebieten werden sog. „Besondere Schutzgebiete“⁷¹ ausgewiesen (vgl. Art. 3 (1), (2) FFH-RL). Diese Gebiete bilden das „kohärente ökologische Netz besonderer Schutzgebiete „Natura 2000““ (vgl. RÜCKRIEM & SSYMANK 1997).

Ein Bezug zu gentechnisch veränderten Arten besteht für das Netz „Natura 2000“ in zweierlei Hinsicht. Zum einen fordert Art. 22 b) FFH-RL⁷² die EU-Mitgliedsstaaten dazu auf, die absichtliche Einbringung

⁷⁰ Natürliche Lebensräume bzw. Arten von gemeinschaftlichem Interesse werden in erster Linie nach den Kriterien Seltenheit und Gefährdung ausgewählt (vgl. Art. 1c, 1g FFH-RL). Sie sind in den Anhängen I, II, IV und V der FFH-Richtlinie aufgeführt. Zu „natürlichen Lebensräumen“ im Sinne der FFH-Richtlinie zählen dabei nicht nur Lebensräume mit einem hohen Natürlichkeitsgrad. In Anhang I werden beispielsweise auch Pfeifengraswiesen oder atlantische Heiden aufgeführt.

⁷¹ Art. 11) FFH-RL bezeichnet als „Besonderes Schutzgebiet“: „ein von den Mitgliedstaaten durch eine Rechts- oder Verwaltungsvorschrift und/oder eine vertragliche Vereinbarung als ein von gemeinschaftlicher Bedeutung ausgewiesenes Gebiet, in dem die Maßnahmen, die zur Wahrung oder Wiederherstellung eines günstigen Erhaltungszustandes der natürlichen Lebensräume und/oder Populationen der Arten, für die das Gebiet bestimmt ist, erforderlich sind, durchgeführt werden“. Entsprechend den jeweiligen Erhaltungszielen sollen diese spätestens bis 2004 als Schutzgebiete nach den Schutzgebietskategorien des § 22 (1) des Bundesnaturschutzgesetzes (Naturschutzgebiet, Nationalpark etc.) ausgewiesen werden (§ 33 (2) BNatSchG, Art. 4 (4) FFH-RL). Nach § 34 (1) BNatSchG unterliegen aber bereits Projekte, die Gebiete von gemeinschaftlicher Bedeutung und Europäische Vogelschutzgebiete betreffen, die also nicht zwangsläufig eine nationale Schutzgebietskategorie erhalten haben, einer FFH-Verträglichkeitsprüfung.

⁷² Die Mitgliedstaaten „... sorgen dafür, dass die absichtliche Ansiedlung in der Natur einer in ihrem Hoheitsgebiet nicht heimischen Art so geregelt wird, dass weder die natürlichen Lebensräume in ihrem natürlichen Verbreitungsgebiet noch die einheimischen wild lebenden Tier- und Pflanzenarten geschädigt werden, falls sie es

einer nicht heimischen Art so zu regeln, dass weder die natürlichen Lebensräume noch die einheimischen wild lebenden Tier- und Pflanzenarten geschädigt werden. Wird die Definition aus § 10 (2) Nr. 5 BNatSchG von „heimischer Art“ zugrunde gelegt, so zählen gentechnisch veränderte Organismen nicht zu heimischen Arten.

Zum anderen wird im neuen § 34 a BNatSchG ausdrücklich festgeschrieben, dass die Freisetzung und das Inverkehrbringen gentechnisch veränderter Organismen zu Projekten i.S. des § 34 BNatSchG zählen.

Für Pläne und Projekte, die ein „besonderes Schutzgebiet“ erheblich beeinträchtigen können, ist eine Verträglichkeitsprüfung nach Art. 6 (3) FFH-RL bzw. § 34 BNatSchG⁷³ durchzuführen. Zu Projekten zählen nach § 10 (1) Nr. 11 BNatSchG⁷⁴ auch "Vorhaben und Maßnahmen innerhalb eines Gebietes von gemeinschaftlicher Bedeutung oder eines Europäischen Vogelschutzgebietes, sofern sie einer behördlichen Entscheidung oder einer Anzeige an eine Behörde bedürfen oder von einer Behörde durchgeführt werden ...". Damit fallen auch Genehmigungen der Freisetzung und des Inverkehrbringens gentechnisch veränderter Arten innerhalb der genannten Gebiete zu Projekten und unterliegen folglich einer Verträglichkeitsprüfung. Für diese Gebiete existiert somit ein Instrument, das über die reine Prüfung der Verträglichkeit hinaus auch materielle Rechtsfolgen nach sich zieht (im Gegensatz z. B. zur Umweltverträglichkeitsprüfung nach UVPG). Problematisch ist allerdings, dass auch der Anbau gentechnisch veränderter Organismen außerhalb von FFH-Gebieten zu Beeinträchtigungen dieser Gebiete führen kann, die durch § 10 (1) Nr. 11 BNatSchG nicht erfasst werden⁷⁵.

Die Zulässigkeit von Projekten wird nach § 34 BNatSchG entschieden:

„(1) Projekte sind vor ihrer Zulassung oder Durchführung auf ihre Verträglichkeit mit den Erhaltungszielen eines Gebiets von gemeinschaftlicher Bedeutung oder eines Europäischen Vogelschutzgebiets zu überprüfen. Bei Schutzgebieten im Sinne des § 22 Abs. 1 ergeben sich die Maßstäbe für die Verträglichkeit aus dem Schutzzweck und den dazu erlassenen Vorschriften.

(2) Ergibt die Prüfung der Verträglichkeit, dass das Projekt zu erheblichen Beeinträchtigungen eines in Absatz 1 genannten Gebiets in seinen für die Erhaltungsziele oder den Schutzzweck maßgeblichen Bestandteilen führen kann, ist es unzulässig.“

für notwendig erachten, verbieten sie eine solche Ansiedlung. Die Ergebnisse der Bewertungsstudien werden dem Ausschuss zur Unterrichtung mitgeteilt.“ (Art. 22b, FFH-RL)

⁷³ Dies bedeutet nicht, dass alle Maßnahmen zulässig sind, die keine Projekte sind. Die Zulassung richtet sich vielmehr nach § 33 (5) BNatSchG: „Ist ein Gebiet nach § 10 Abs. 6 bekannt gemacht, sind

1. in einem Gebiet von gemeinschaftlicher Bedeutung bis zur Unterschutzstellung,
2. in einem Europäischen Vogelschutzgebiet vorbehaltlich besonderer Schutzvorschriften im Sinne des § 22 Abs. 2

alle Vorhaben, Maßnahmen, Veränderungen oder Störungen, die zu erheblichen Beeinträchtigungen des Gebiets in seinen für die Erhaltungsziele maßgeblichen Bestandteilen führen können, unzulässig. (...)“

⁷⁴ § 10 (1) BNatSchG: „Im Sinne dieses Gesetzes bedeutet (...) 11. Projekte a) Vorhaben und Maßnahmen innerhalb eines Gebietes von gemeinschaftlicher Bedeutung oder eines Europäischen Vogelschutzgebietes, sofern sie einer behördlichen Entscheidung oder einer Anzeige an eine Behörde bedürfen oder von einer Behörde durchgeführt werden. (...)“

⁷⁵ Dass nur Projekte **innerhalb** von FFH-Gebieten durch § 10 (1) Nr. 11 BNatSchG erfasst werden, ist allerdings umstritten.

Die Zulässigkeit eines Projektes hängt folglich davon ab, ob eine erhebliche Beeinträchtigung zu erwarten ist. In § 34 BNatSchG werden damit hinsichtlich der Bestimmung erheblicher Beeinträchtigungen folgende Vorgaben gemacht:

- Welche Projekte zulässig sind, ergibt sich i. d. R. durch Berücksichtigung der Erhaltungsziele von Natura 2000-Gebieten. Die Erheblichkeit einer Beeinträchtigung muss daher im Einzelfall in Abhängigkeit der Erhaltungsziele festgestellt werden.
- Eine Genehmigung ist zu versagen, wenn a) Beeinträchtigungen stattfinden, b) diese für die Erhaltungsziele oder den Schutzzweck maßgebliche Bestandteile betreffen und c) erheblich sind.
- Darüber hinaus kann durch die Ausweisung als Schutzgebiet ggf. ein noch strengerer Maßstab für die Definition ökologischer Schäden abgeleitet werden. Ist ein Natura 2000-Gebiet als Naturschutzgebiet ausgewiesen, so besteht ein absolutes Veränderungsverbot (vgl. § 23 (2) BNatSchG).

b) Wie wird die Bewertung ökologischer Schäden operationalisiert?

Zur standardisierten Anwendung von Erheblichkeitsschwellen bei der Ermittlung von Beeinträchtigungen innerhalb der FFH-Verträglichkeitsprüfung wurde im Auftrag des BfN ein Forschungsvorhaben durchgeführt (LAMBRECHT et al. 2004). Die wesentlichen Konventionsvorschläge zur Bewertung erheblicher Beeinträchtigungen in diesem Vorhaben werden im Folgenden wiedergegeben (vgl. Buchstaben c und d).

c) Wie werden Schutzgüter präzisiert und Risiken konkretisiert?

Die Beeinträchtigungsintensität wird über die Intensität der Wirkfaktoren, die Empfindlichkeit maßgeblicher betroffener Gebietsbestandteile gegenüber diesen Wirkfaktoren, die Bedeutung maßgeblicher Gebietsbestandteile sowie deren Regenerationsfähigkeit ermittelt (vgl. Abb. 10). Dabei ist eine Beeinträchtigung umso intensiver, je

- „intensiver Wirkfaktoren auf die ... maßgeblichen Gebietsbestandteile sowie Strukturen und Funktionen einwirken,
- empfindlicher die betroffenen maßgeblichen Gebietsbestandteile sowie Strukturen und Funktionen gegenüber den Wirkfaktoren sind,
- bedeutender die betroffenen maßgeblichen Gebietsbestandteile sowie Strukturen und Funktionen für die gebietsbezogenen Erhaltungsziele sind,
- weniger sich die betroffenen maßgeblichen Gebietsbestandteile sowie Strukturen und Funktionen selbst regenerieren bzw. wiederherstellen können (qualitative und zeitliche Komponente) (LAMBRECHT et al. 2004, S. 106).

Zusätzlich ist eine Beeinträchtigung umso eher entscheidungsrelevant, je wahrscheinlicher sie eintritt. Damit wird die Eintrittswahrscheinlichkeit zur Feststellung der Erheblichkeit theoretisch einbezogen. Die Eintrittswahrscheinlichkeit wird allerdings nicht in Beziehung zur Beeinträchtigungsintensität gesetzt: Ist eine Beeinträchtigung hinreichend wahrscheinlich, so wird ihr Eintreten angenommen. Quantitative

Angaben, ab welcher Eintrittswahrscheinlichkeit einer erheblichen Beeinträchtigung eine Zulassung des Vorhabens versagt wird, werden nicht gemacht⁷⁶.

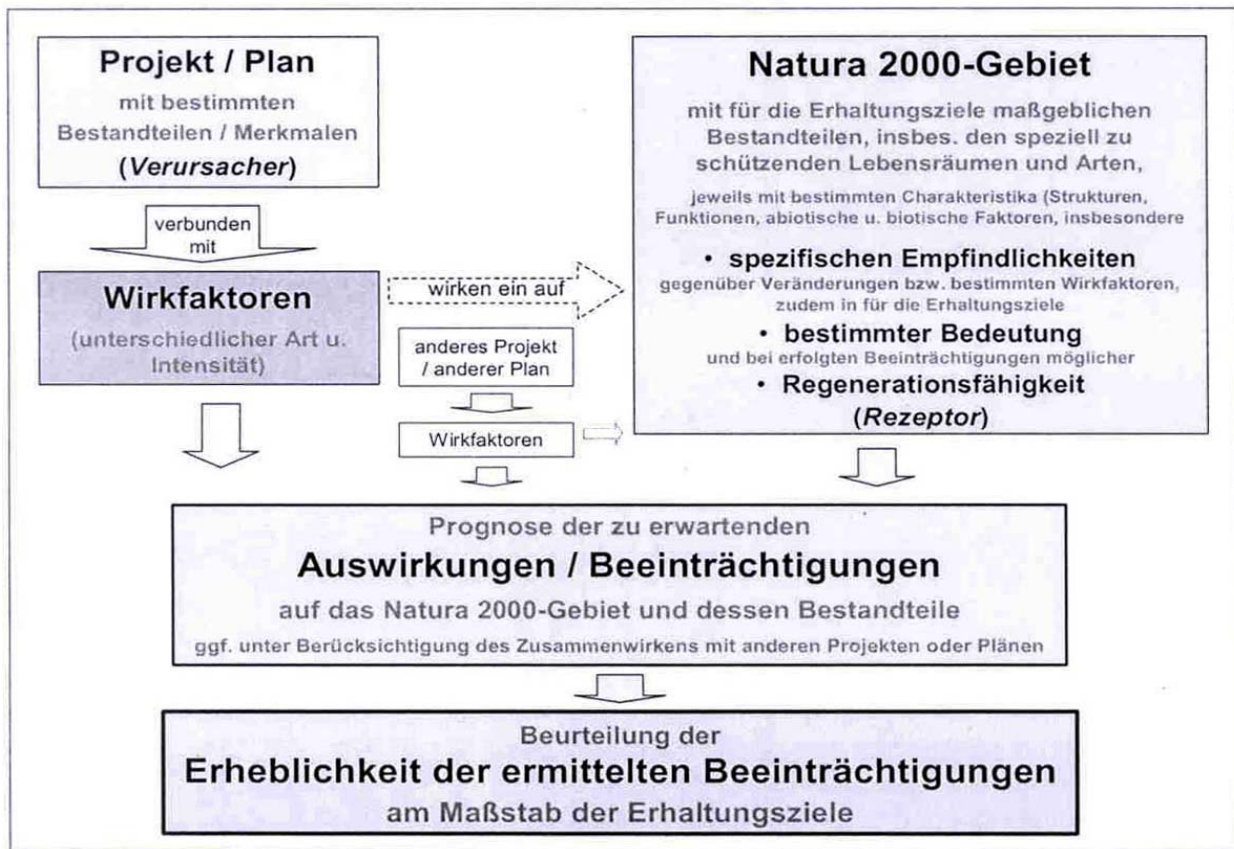


Abb. 10: Methodisches Prinzip der Wirkungsbeurteilung und -bewertung in der FFH-Verträglichkeitsprüfung (aus LAMBRECHT et al. 2004, S. 77).

Schutzgüter von „besonderen Schutzgebieten“ sind Arten und Lebensräume. Es bestehen abschließende Listen, welche Arten und Lebensraumtypen durch das Netz „Natura 2000“ geschützt werden sollen (FFH-RL Anhang I, II, SSYMANK et al. 1998, VS-RL Anhang I). Darüber hinaus wird für jedes FFH-Gebiet der anzustrebende Erhaltungszustand formuliert (vgl. RÜCKRIEM 1997, RÜCKRIEM & SSYMANK 1997). Der Erhaltungszustand kann sowohl ein aktueller als auch ein potenzieller Zustand sein. Daher kann auch eine Beeinträchtigung von Entwicklungszielen für FFH-Gebiete erheblich sein.

Innerhalb des Bewertungsverfahrens wird deutlich zwischen Wirkfaktoren und Beeinträchtigungen von Schutzgütern unterschieden. Wirkfaktoren sind beispielsweise direkter Flächenentzug, Veränderung abiotischer Standortfaktoren, stoffliche Einwirkungen oder gezielte Beeinflussung von Arten und Organismen. Zu letzterer zählt auch „Freisetzung gentechnisch neuer bzw. veränderter Organismen“ (vgl. LAMBRECHT et al. 2004, S. 80).

⁷⁶ „Die Beeinträchtigung darf einerseits nicht nur spekulativ möglich sein, andererseits braucht sie auch nicht mit absoluter Sicherheit eintreten. Vielmehr ist ein bestimmtes Maß an Wahrscheinlichkeit gefordert.“ (LAMBRECHT et al. 2004, S.108).

d) Welche Bewertungskriterien und Erheblichkeitsschwellen werden genannt?

Bei der FFH-Verträglichkeitsprüfung werden in der Regel Auswirkungen auf die Schutzgüter bewertet. Dabei werden Beeinträchtigungen nicht über Wirkfaktoren gemessen, wie dies beispielsweise bei der UVP oft der Fall ist. Vielmehr ist es erforderlich, die Beeinträchtigung der Schutzgüter direkt festzustellen. Abb. 11 und Abb. 12 veranschaulichen den Zusammenhang zwischen Wirkfaktoren und Beeinträchtigungen von Schutzgütern. Hierbei werden im rechten Teil der Abbildungen Kriterien aufgeführt, mit denen Beeinträchtigungen der Schutzgüter bemessen werden können.

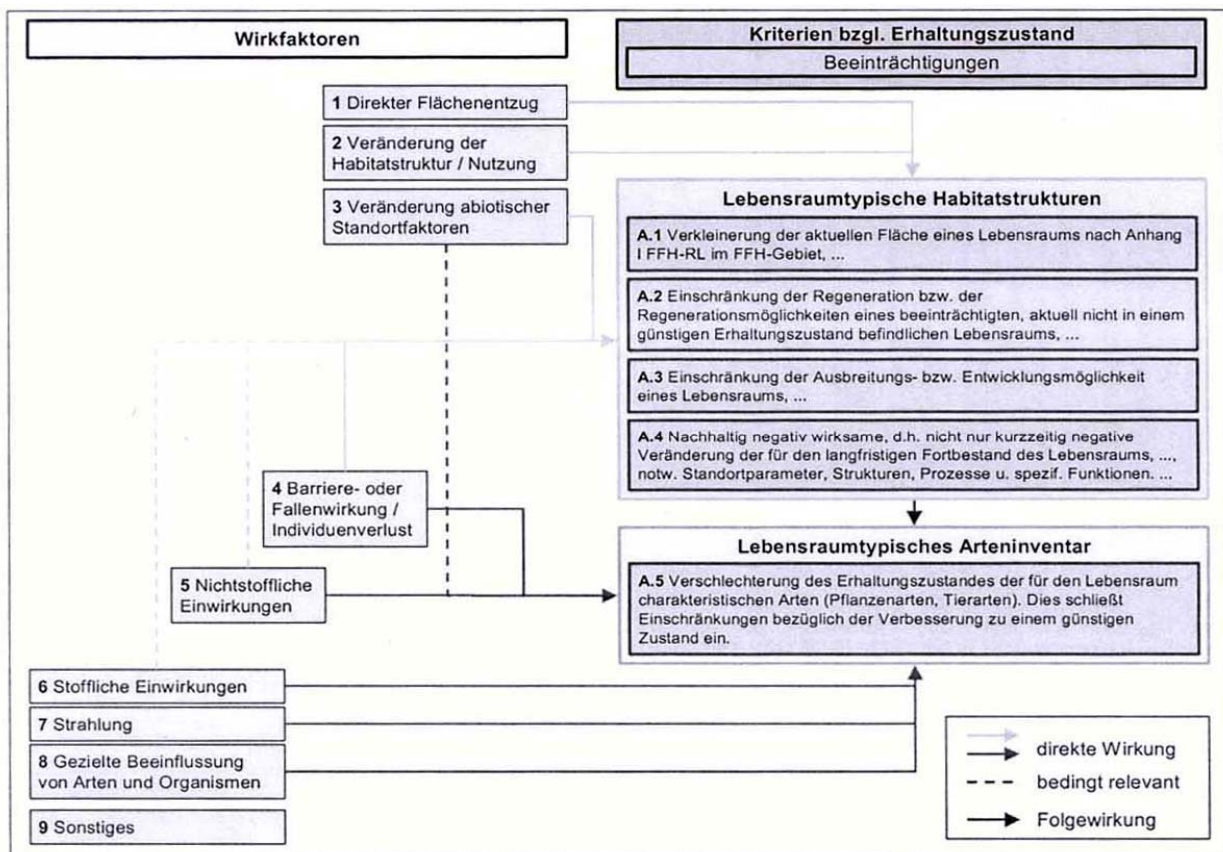


Abb. 11: Zusammenhang von Wirkfaktoren und Beeinträchtigungen eines Lebensraumes (aus LAMBRECHT et al. 2004, S.99)

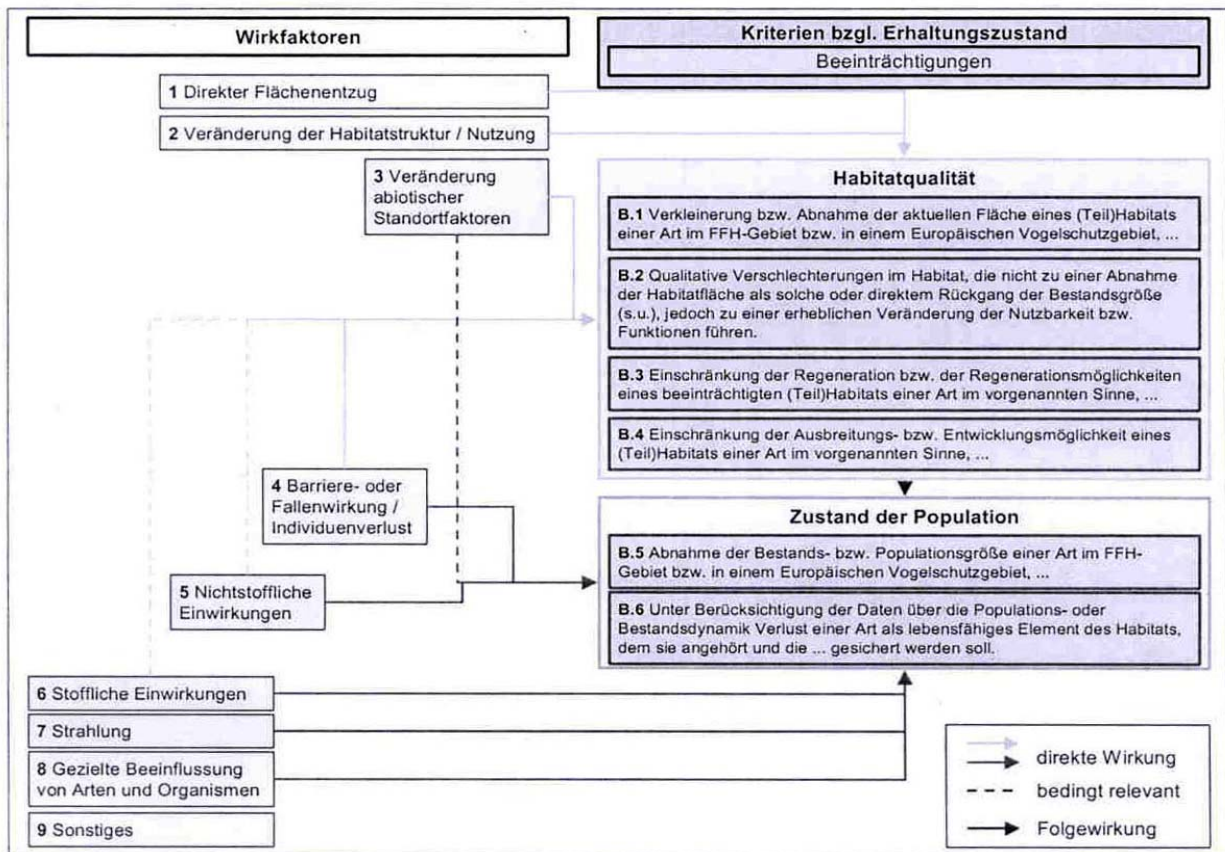


Abb. 12: Zusammenhang von Wirkfaktoren und Beeinträchtigungen einer Art (aus LAMBRECHT et al. 2004, S. 99)

LOUIS & ENGELKE (2000, § 19 b, Rn 36) weisen darauf hin, dass nicht jede menschliche Betätigung per se eine Beeinträchtigung ist. Menschliche Nutzungen können durchaus mit den Ansprüchen der Biotope und Arten vereinbar oder für ihre Erhaltung notwendig sein. Erheblichkeit wird von ihnen in Bezug auf die FFH-Verträglichkeitsprüfung folgendermaßen definiert:

„**Erheblich** ist eine Beeinträchtigung, wenn sie sich nicht nur unwesentlich auf die Funktionen des betroffenen europäischen Schutzgebiets zur Erhaltung und Wiederherstellung eines günstigen Erhaltungszustandes der betroffenen Lebensraumtypen und Arten der FFH-RL oder VRL auswirkt (...). Sie [die Erheblichkeit] bezieht sich ausschließlich auf die Erhaltungsziele des Gebietes. Je ungünstiger der Erhaltungszustand der gebietsrelevanten FFH-Arten oder Biotope, desto niedriger liegt die Schwelle, ab der die Beeinträchtigungen als erheblich zu bezeichnen sind ...“ (ebd., § 19 b, Rn 37; Hervorh. i. Orig.).

Im Verfahren von LAMBRECHT et al. (2004) werden Erheblichkeitsschwellen folgendermaßen definiert:

Erheblichkeitsschwelle für Lebensräume (LAMBRECHT et al. 2004, S. 113)

- „Eine erhebliche Beeinträchtigung eines natürlichen Lebensraums nach Anhang I der FFH-Richtlinie als Bestandteil eines Gebietes von gemeinschaftlicher Bedeutung liegt insbesondere dann vor, wenn aufgrund der projekt- oder planbedingten Wirkungen
 - die Fläche, die der Lebensraum in dem Gebiet von gemeinschaftlicher Bedeutung aktuell einnimmt, nicht mehr beständig ist, sich verkleinert oder sich nicht entsprechend den Erhaltungszielen ausdehnen oder entwickeln kann, oder
 - die für den langfristigen Fortbestand des Lebensraums notwendigen Strukturen und spezifischen Funktionen nicht mehr bestehen oder in absehbarer Zukunft wahrscheinlich nicht mehr weiter bestehen werden, oder
 - der Erhaltungszustand der für ihn charakteristischen Arten nicht mehr günstig ist.“

Erheblichkeitsschwelle für Arten (LAMBRECHT et al. 2004, S. 114)

- „Eine erhebliche Beeinträchtigung von Arten nach Anhang II der FFH-Richtlinie sowie nach Anhang I und Art. 4 Abs. 2 der Vogelschutzrichtlinie als Bestandteile eines Gebietes von gemeinschaftlicher Bedeutung bzw. eines Europäischen Vogelschutzgebietes liegt insbesondere dann vor, wenn aufgrund der projekt- oder planbedingten Wirkungen
 - die Lebensraumfläche oder Bestandsgröße dieser Art, die in dem Gebiet von gemeinschaftlicher Bedeutung bzw. dem Europäischen Vogelschutzgebiet aktuell besteht oder entsprechend den Erhaltungszielen ggf. wiederherzustellen bzw. zu entwickeln ist, abnimmt oder in absehbarer Zeit abnehmen wird, oder
 - unter Berücksichtigung der Daten über die Populationsdynamik anzunehmen ist, dass diese Art ein lebensfähiges Element des Habitats, dem sie angehört, nicht mehr bildet oder langfristig nicht mehr bilden würde.“

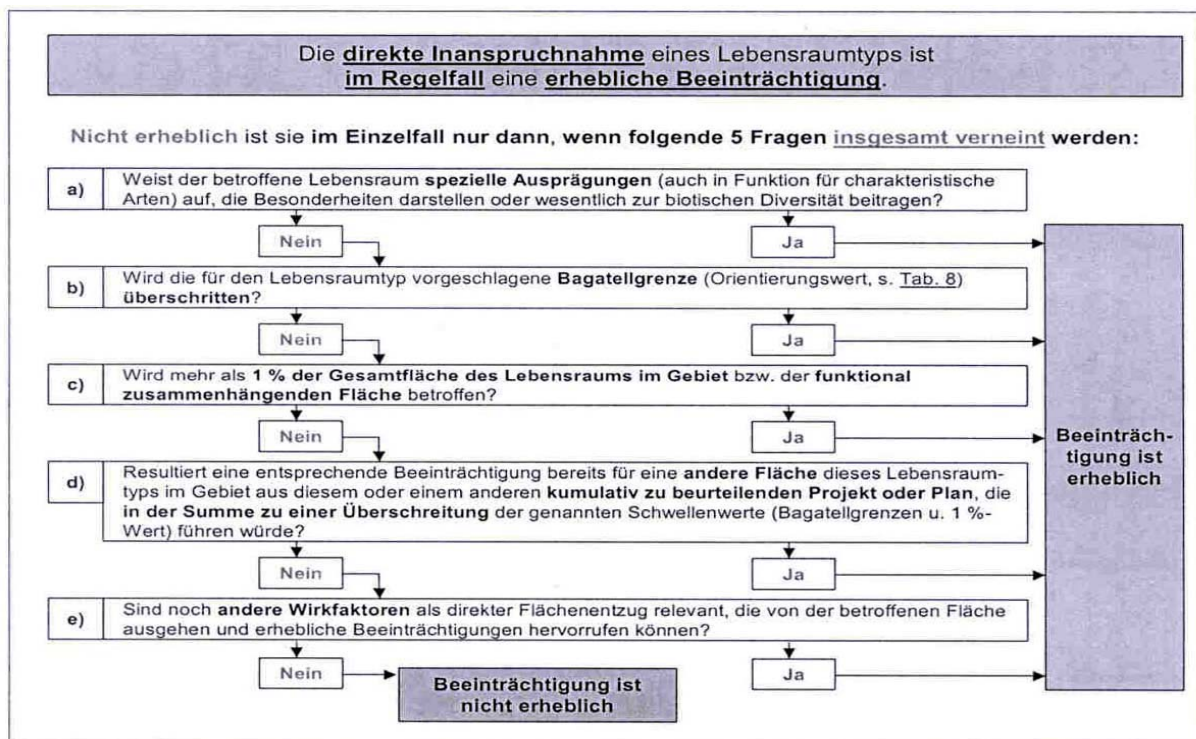


Abb. 13: Prüfungsabfolge bei der Anwendung des Vorschlags für eine Konvention zur Bewertung der Erheblichkeit von Beeinträchtigungen bei direktem Flächenentzug in Lebensraumtypen nach Anhang I FFH-RL (aus LAMBRECHT et al. 2004, S. 117)

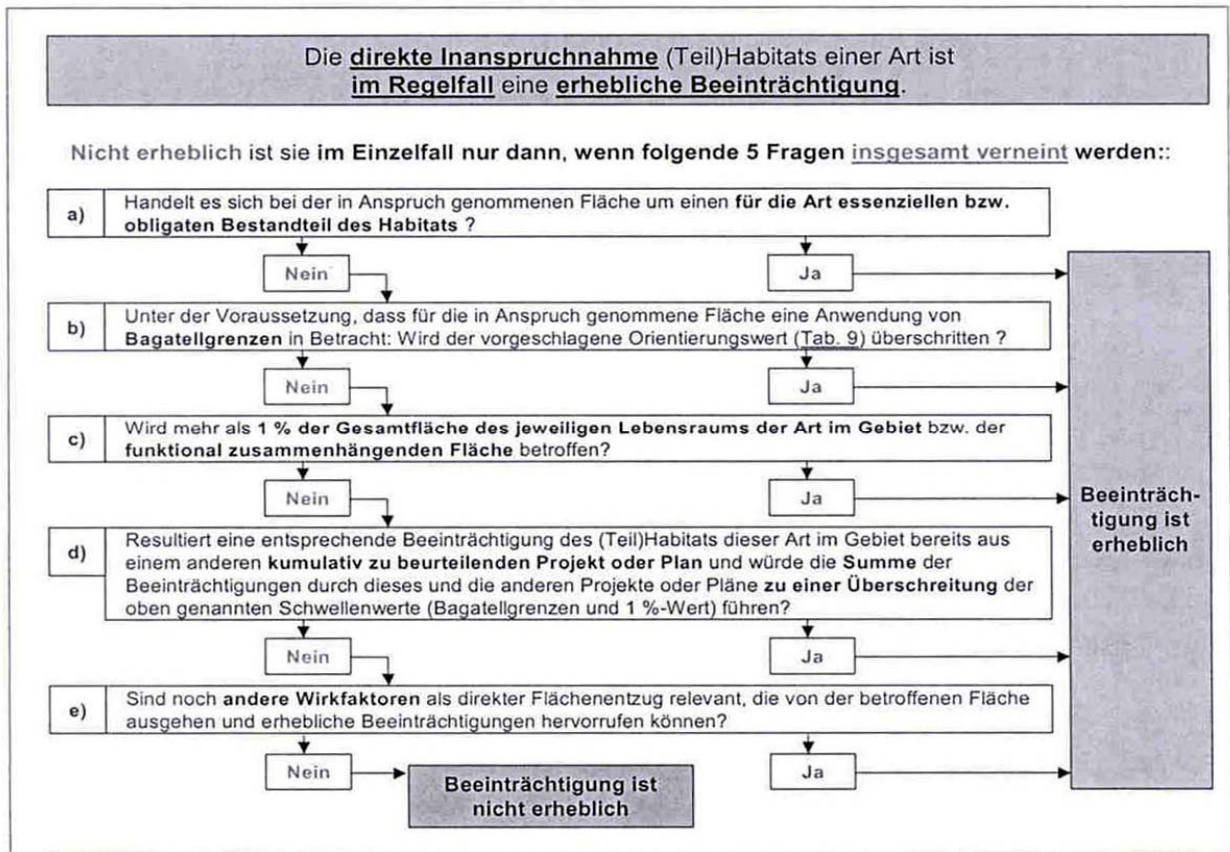


Abb. 14: Prüfungsabfolge bei Anwendung des Vorschlages für eine Konvention zur Bewertung der Erheblichkeit von Beeinträchtigungen bei direktem Flächenentzug in Habitaten der Tierarten nach Anhang II FFH-RL in FFH-Gebieten und Anhang I sowie Art. 4 Abs. 2 VRL in Europäischen Vogelschutzgebieten (aus LAMBRECHT et al. 2004, S. 129).

Erheblichkeitsschwellen werden im Verfahren von LAMBRECHT et al. (2004) nur für Beeinträchtigungen durch direkten Flächenentzug weiter konkretisiert (vgl. Abb. 13 und Abb. 14). Die Erheblichkeitsschwellen werden zum Teil qualitativ (z. B. Ausprägung eines Lebensraums), zum Teil quantitativ (z. B. Fläche des Lebensraums) bestimmt. Erheblichkeitsschwellen werden unter anderem über sog. „Bagatellgrenzen“ definiert (vgl. Abb. 13 und 14, jeweils Fall b). Für verschiedene Lebensräume wird jeweils eine Flächengröße bestimmt, die die Bagatellgrenze darstellt. Liegt die direkte Flächeninanspruchnahme oberhalb einer Bagatellgrenze, so ist die Beeinträchtigung erheblich. Es wird davon ausgegangen, dass mit einem direkten Flächenentzug ein vollständiger Lebensraumverlust entsteht. Ob ein Funktionsverlust von Lebensräumen (z. B. durch Stoffeinträge) eine erhebliche Beeinträchtigung darstellt, kann ebenfalls über Bagatellgrenzen festgestellt werden. Hierzu muss zunächst der Funktionsverlust in eine äquivalente direkte Flächeninanspruchnahme umgerechnet werden, die dann mit der lebensraumspezifischen Bagatellgrenze abgeglichen werden kann. Die Umrechnung erfolgt anhand folgender Formel (LAMBRECHT et al. 2004, S.146).

$$\begin{array}{l}
 \text{Flächendimension der} \\
 \text{Habitatbeeinträchtigung} \\
 \text{(in m}^2\text{)}
 \end{array}
 \times
 \frac{\text{Prozentualer Funktionsverlust} \\
 \text{aufgrund des} \\
 \text{projektbedingten Wirkfaktors}}{100}
 =
 \begin{array}{l}
 \text{Äquivalenzwert zum} \\
 \text{Vergleich mit der} \\
 \text{artspezifischen Bagatellgrenze}
 \end{array}$$

Anhand des Beispiels von Lärmimmissionen stellen LAMBRECHT et al. (2004) dar, welcher äquivalente Flächenverlust dem Funktionsverlust durch Lärmeinwirkung entspricht. Eckwerte für die Minderung der Lebensraumeignung in Abhängigkeit von Lärmimmissionen geben RECK et al. (2001, S. 148):

Immissionsgebiet	Eckwert: Minderung der Lebensraumeignung
>90 dB (A)	100% = Lebensraumverlust
90 bis 70 dB (A)	85% (ca. 70 bis 100%)
70 bis 59 dB (A)	55% (ca. 40 bis 70%)
59 bis 54 dB (A)	40% (ca. 30 bis 50%)
54 bis 47 dB (A)	25% (ca. 10 bis 40%)

In dem Verfahren von LAMBRECHT et al. (2004) erfolgt eine präzise und operable Definition von Erheblichkeitsschwellen. Die Erheblichkeitsschwellen werden für verschiedene Schutzgüter definiert. Insbesondere die Darstellung der Bagatellgrenzen ist äußerst aufwändig, da diese für jeden Lebensraum angegeben werden müssen. Dies erfordert die Aufstellung ausführlicher Listen. Hinsichtlich des Grades der Operationalisierung ist das Verfahren vorbildlich. Dem Anwender dieses Verfahrens wird kein Spielraum für Ermessensentscheidungen gelassen, wodurch eine hohe Nachvollziehbarkeit gewährleistet ist.

Die Umrechnung eines Funktionsverlustes in eine äquivalente direkte Flächeninanspruchnahme erfordert jedoch ein hohes Maß an fachlicher Konventionsbildung, da jeder Ausprägung eines Wirkfaktors (z. B. Lärm, Zerschneidung, Stoffeinträge) das Ausmaß des Funktionsverlustes zugeordnet werden muss. Prinzipiell ist dieses Vorgehen aber auch für Auswirkungen durch gentechnisch veränderte Organismen denkbar.

4.3.2 Eingriffsregelung nach § 19 BNatSchG und Umweltverträglichkeitsprüfung nach UVPG

Eingriffsregelung und UVP sind im Verfahrensablauf eng verwoben, da die Ergebnisse der UVP bei der Anwendung der Eingriffsregelung berücksichtigt werden. Beide Verfahren zur Bewertung von Beeinträchtigungen ähneln der FFH-Verträglichkeitsprüfung.⁷⁷ Allerdings bestehen zwischen FFH-Verträglichkeitsprüfung, Eingriffsregelung und UVP folgende Unterschiede (vgl. BERNOTAT & HERBERT 2001):

a) Rechtsfolge

Ein entscheidender Unterschied betrifft indirekt die Definition ökologischer Schäden: Die Rechtsfolge ist in den drei Regelungen unterschiedlich. Nach § 1 UVPG fließen die Ergebnisse einer Umweltverträglichkeitsprüfung als entscheidungsrelevante Unterlagen in das jeweilige

⁷⁷ Ausführliche Darstellungen über das Verhältnis von Eingriffsregelung, UVP und FFH-VP geben MEIER (1997) und BERNOTAT & HERBERT (2001).

Zulassungsverfahren ein. Aus einer UVP resultieren keine direkten Rechtsfolgen. Die Feststellung erheblicher Beeinträchtigungen nach der Eingriffsregelung hat dagegen zur Folge, dass diese Beeinträchtigungen vermieden oder ausgeglichen werden müssen. Die Zulässigkeit eines Vorhabens wird in der Praxis nicht in Frage gestellt. Werden dagegen im Rahmen einer FFH-Verträglichkeitsprüfung erhebliche Beeinträchtigungen der in § 34 BNatSchG genannten Schutzgüter festgestellt, ist ein Plan oder Projekt unzulässig.

Dies hat folgende Auswirkungen auf die Definition des Schadensbegriffs. In der UVP spielt die Erheblichkeit der Beeinträchtigung keine Rolle. Da es um einen Vergleich verschiedener Varianten eines Vorhabens geht, stellt sich die Frage, welche dieser Varianten umweltverträglicher oder – anders formuliert – weniger schädlich ist. Als Ergebnis entsteht eine Rangfolge der Beeinträchtigungen unterschiedlicher Planungsvarianten, unabhängig davon, ob die Beeinträchtigungen eine Erheblichkeitsschwelle überschreiten. Ein absoluter Schadensbegriff ist damit im UVPG nicht gegeben.

Ob der Schadensbegriff in der Eingriffsregelung und der FFH-Verträglichkeitsprüfung derselbe ist, ist umstritten (BERNOTAT 2004, mdl., vgl. auch BERNOTAT 2004). Die Annahme eines unterschiedlichen Schadensbegriffes geht von der Einschätzung aus, dass Vermeidungs- und Kompensationsmaßnahmen nach der Eingriffsregelung für den Vorhabensträger eher zumutbar sind als das Versagen einer Genehmigung. Daher sei es gerechtfertigt, die Schwelle für eine erhebliche Beeinträchtigung in der Eingriffsregelung niedriger anzusetzen. Die andere Auffassung geht von der Notwendigkeit aus, den Schadensbegriff logisch konsistent zu verwenden. Ist eine Art oder ein Lebensraumtyp von der gleichen Beeinträchtigung betroffen, so sei es unverständlich, wenn eine solche Beeinträchtigung innerhalb und außerhalb eines FFH-Gebietes als unterschiedlich erheblich bewertet würde.

b) Bezug zwischen Wirkfaktoren und Empfindlichkeit der Schutzgüter

In Kap. 4.3.1 wurde dargestellt, dass der Bezug zwischen Wirkfaktoren und der Empfindlichkeit der Schutzgüter gegenüber diesen Wirkfaktoren in der FFH-Verträglichkeitsprüfung detailliert nachgewiesen werden muss. Dies ist bei UVP und Eingriffsregelung anders. In der Regel wird die Intensität der Wirkfaktoren und der Wert eines Schutzgutes in Beziehung gesetzt. So werden beispielsweise Beeinträchtigungen durch Lärm einer Straße innerhalb der Zone von 50dB(A)-Isophonen bei sehr hochwertigen Biotopen als sehr hoch, bei geringwertigen Biotopen als „vorhanden“ angesehen (HOPPENSTEDT 2002). Biotope sind jedoch keine Akzeptoren von Lärm, sondern einzelne Organismen (vgl. RECK et al. 2001).

c) Räumliche Konkretisierung von Zielsetzungen

In der FFH-Verträglichkeitsstudie werden Beeinträchtigungen vor dem Maßstab der für die Natura 2000-Gebiete geltenden Zielsetzungen gemessen. Idealerweise fließen räumlich konkrete Zielsetzungen auch in die UVP bzw. Eingriffsregelung über Landschaftspläne bzw. Landschaftsrahmenpläne ein (vgl. HOPPENSTEDT 2002). Dies ist in der Praxis bisher jedoch nur begrenzt der Fall.

d) Eintrittswahrscheinlichkeit der Beeinträchtigung

Im Verfahren von LAMBRECHT et al. (2004) wurden keine Angaben zu Eintrittswahrscheinlichkeiten gemacht. Ein detaillierter Vorschlag, in welcher Form Schadensausmaß und Eintrittswahrscheinlichkeit

zu einem ökologischen Risiko in der UVP verknüpft wird, findet sich bei NEUMANN & BOEGNER (2002). Vermutlich ist dies aber kein grundsätzlicher Unterschied zwischen den Verfahren, sondern liegt in der Anwendung von Bewertungsmethoden begründet, die sich auch innerhalb eines Verfahrenstyps unterscheiden können.

e) Von den Regelungen erfasste Vorhaben

Die Regelungen unterscheiden sich darin, auf welche Vorhaben sie anzuwenden sind. Von der FFH-VP werden Pläne und Projekte nach § 10 (1), Nr. 11 und Nr. 12 BNatSchG erfasst, von der Eingriffsregelung Eingriffe nach § 18 BNatSchG, von der UVP Vorhaben, die in Anlage 1 des UVPG aufgeführt sind. Dabei fallen zahlreiche Typen von Vorhaben unter alle drei Regelungen. Die Freisetzung bzw. das Inverkehrbringen gentechnisch veränderter Arten dürfte derzeit allenfalls einer FFH-Verträglichkeitsprüfung unterliegen. Wenn § 34 a BNatSchG in Kraft tritt, wird hierdurch geklärt, dass eine FFH-Verträglichkeitsprüfung durchzuführen ist.

f) Schutzgegenstand

§ 2 UVPG führt wesentlich mehr Schutzgegenstände auf (z. B. Kultur- und Sachgüter, Mensch) als § 19 BNatSchG (Funktionen des Naturhaushaltes, Landschaftsbild), und in diesem werden wiederum mehr Schutzgüter aufgeführt als in § 34 BNatSchG.

g) Geltungsbereich

Die FFH-Verträglichkeitsprüfung wird nur für Vorhaben durchgeführt, die Beeinträchtigungen von besonderen Schutzgebieten verursachen können. Eine solche räumliche Einschränkung für bestimmte Gebiete besteht bei UVP und Eingriffsregelung nicht.

h) Akkumulation von Schäden

In der FFH-Verträglichkeitsprüfung müssen nach Art. 6 (3) FFH-RL Pläne und Projekte einzeln oder im Zusammenwirken mit anderen Plänen und Projekten geprüft werden. Hierdurch besteht die Möglichkeit, Schäden akkumuliert zu betrachten. Diese Möglichkeit besteht im Rahmen der Eingriffsregelung und der UVP nicht explizit.

4.3.3 Erheblichkeit von Verfälschungen nach § 41 (2) BNatSchG

Nach § 41 (2) BNatSchG ist die Genehmigung des Ansiedelns von Tieren und von Pflanzen gebietsfremder Arten in der freien Natur zu versagen, „... wenn die Gefahr einer Verfälschung der Tier- oder Pflanzenwelt der Mitgliedstaaten oder eine Gefährdung des Bestands oder der Verbreitung wild lebender Tier- oder Pflanzenarten der Mitgliedstaaten oder von Populationen solcher Arten nicht auszuschließen ist“. Für die Bewertung der Ansiedlung gebietsfremder Pflanzenarten entwickelten KOWARIK et al. (2003) ein Bewertungsverfahren, das eine nachvollziehbare, fachlich gesicherte und zugleich im Verwaltungshandeln praktikable Anwendung des § 41 BNatSchG erlaubt.

Im Folgenden werden die Kernpunkte des Verfahrens zur Operationalisierung des § 41 (2) BNatSchG beschrieben.

a) Wie werden Schutzgüter präzisiert und Risiken konkretisiert?

Vor der eigentlichen Bewertung der Beeinträchtigung von betroffenen Schutzgütern wird zunächst geprüft, ob die Ansiedlung gebietsfremder Arten in Konflikt mit räumlich konkreten Naturschutzziele steht. Bestehen Verordnungen für Schutzgebiete nach § 22 BNatSchG oder übergeordnete Planwerke (z. B. Landschaftsplan), ist zu untersuchen, ob in diesen dargestellte Ziele in Konflikt mit der Ausbringung gebietsfremder Sippen treten. Ist dies der Fall, so sind die folgenden Bewertungsschritte zu bearbeiten.

Die Schutzgüter nach § 41 BNatSchG sind die Tier- oder Pflanzenwelt der Mitgliedstaaten sowie wild lebende Tier- oder Pflanzenarten und ihre Populationen. Der zentrale Begriff für einen ökologischen Schaden ist hier die „Verfälschung der Tier- und Pflanzenwelt“. Verfälschung der Tier- und Pflanzenwelt wird von KOWARIK et al. (2003, S. 76) folgendermaßen definiert: „Eine Verfälschung der Tier- und Pflanzenwelt ist das Ergebnis einer erheblichen Beeinträchtigung der Tier- und Pflanzenwelt oder von Teilen davon. Unter Beeinträchtigung wird dabei eine negative Veränderung der Gesamtheit oder von Teilen der Tier- und Pflanzenwelt verstanden. Die Erheblichkeit einer Beeinträchtigung ergibt sich aus ihrem Ausmaß sowie dem Naturschutzwert des betroffenen Gebietes.“ Der Ansatz zur notwendigen Operationalisierung des Verfälschungsbegriffs ist in Tab. 9 dargestellt.

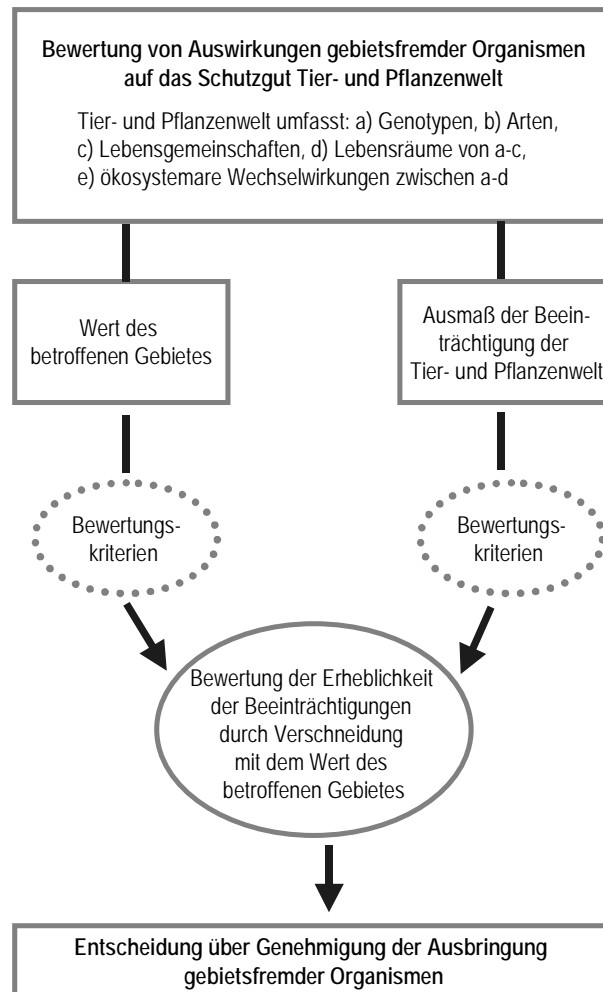
Tab. 9: Ansatz zur Operationalisierung des Verfälschungsbegriffs im Rahmen von § 41 BNatSchG

Ziel	methodischer Ansatz
Bestimmung der Tier- und Pflanzenwelt als Bezugsobjekt für die Prüfung der Gefahr ihrer Verfälschung*	Abbildung durch valide und operable Kriterien und Merkmale
Bestimmung von Veränderungen der Tier- und Pflanzenwelt, die zu ihrer Beeinträchtigung führen	Verständigung auf valide und operable Schwellenwerte für die Veränderung der Ausprägung von Kriterien und Merkmalen
Bestimmung der Erheblichkeit von Beeinträchtigungen der Tier- und Pflanzenwelt	Verschneidung von Informationen über das Ausmaß von Beeinträchtigungen mit Informationen zum naturschutzfachlichen Wert des betroffenen Gebietes
Bestimmung des räumlichen und zeitlichen Bezugsrahmens für die Bewertung von Auswirkungen	Verständigung auf valide und operable Risikozonen und einen Zeitraum innerhalb dessen Auswirkungen berücksichtigt werden

* einschließlich der Gefahr der Gefährdung des Bestands oder der Verbreitung von Arten und Populationen

Hierbei muss im Einzelfall geprüft werden, ob die Erheblichkeitsschwelle infolge der Ausbringung gebietsfremder Arten überschritten wird.

Das weitere Verfahren kann in zwei Schritte untergliedert werden (vgl. Abb. 15). Im **ersten Schritt** erfolgt eine Bewertung von Auswirkungen gebietsfremder Pflanzenarten auf das Schutzgut „Tier- und Pflanzenwelt“. „Hierbei wird zum einen das Ausmaß möglicher Beeinträchtigungen der Tier- und Pflanzenwelt durch gebietsfremde Organismen in einem definierten Bezugsraum bestimmt. Zum anderen



geht der naturschutzfachliche Wert des betroffenen Gebietes in die Bewertung ein“ (KOWARIK et al. 2004, S. 139).

Abb. 15: Prinzip des Verfahrens zur Bewertung der Risiken gebietsfremder Pflanzen für die Tier- und Pflanzenwelt nach § 41 (2) BNatSchG (aus KOWARIK et al. 2004, S. 140)

In einem **zweiten Schritt** wird die Erheblichkeit der Beeinträchtigungen bewertet (vgl. Abb. 15). Sie resultiert aus der Verschneidung der Information über das Ausmaß dieser Beeinträchtigung mit dem Wert des hiervon betroffenen Gebietes. Aus dieser Verknüpfung ist ablesbar, ob eine Genehmigung erteilt werden kann. Als normative Setzung wurde festgelegt, dass in hochwertigen Gebieten auch geringe Beeinträchtigungen auszuschließen sind („-“ im Feld oben rechts, Abb. 16). Diese Setzung wird mit der besonderen Bedeutung der Gebiete einerseits und der fehlenden Kenntnis von Auswirkungen gebietsfremder Arten andererseits begründet. Eine hohe Beeinträchtigung von Gebieten mit geringem Naturschutzwert wird hingegen in Kauf genommen, da eine weitere Wertminderung solcher Gebiete als nicht erheblich erachtet wird („+“ im Feld unten links, Abb. 16)

		Naturschutzwert betroffener Biotope		
		gering	mittel	hoch
Beeinträchtigung der Tier- und Pflanzenwelt	klein	+	+	-
	mittel	+	+ / -	-
	groß	+	-	-

Abb. 16: Verknüpfung zwischen dem Ausmaß der Beeinträchtigung der Tier- und Pflanzenwelt durch gebietsfremde Organismen (Kriterien: Abundanzverminderung, Aufbau von Dominanzbeständen, Biotopumwandlung) und dem naturschutzfachlichen Wert des betroffenen Gebietes. + = Genehmigung einer Ausbringung und – = Versagung der Genehmigung einer Ausbringung. Bei der Verknüpfung einer mittleren Beeinträchtigung mit einem mittleren Gebietswert „bezieht sich + auf den Nahbereich einer beabsichtigten Ausbringung, – auf den ggf. zu berücksichtigenden Fernbereich. Anders als in dieser Abbildung dargestellt ist der Verknüpfungsalgorithmus für Beeinträchtigungen der Tier- und Pflanzenwelt durch Hybridisierung. Eine große Wahrscheinlichkeit der Hybridisierung führt ohne Beachtung des Gebietswertes zum Versagen der Genehmigung (aus KOWARIK et al. 2004, S. 143)

Aussagen zur Eintrittswahrscheinlichkeit von Schäden werden nur am Rande getroffen. Es erfolgt allenfalls eine qualitative Angabe, ob eine Beeinträchtigung wahrscheinlich ist. Ob eine gebietsfremde Sippe Dominanzbestände bildet, dürfte sich innerhalb des Nahbereichs einer beabsichtigten Ausbringung relativ sicher voraussagen lassen, innerhalb des Fernbereichs sind solche Prognosen unsicherer.

Für die Durchführung der Einzelfallbewertung ist die Festlegung eines räumlichen Bezugsrahmens notwendig. Hintergrund hierfür ist die Tatsache, dass die Ausbreitungsfähigkeit bei den meisten höheren Pflanzen räumlich begrenzt ist. Deshalb ist es angemessen, die Bewertung nur für Gebiete vorzunehmen, in denen Beeinträchtigungen auftreten können. Zu diesem Zweck wurden zwei räumliche Bezugsgebiete definiert. Die Bewertung erfolgt für den **Nahbereich** im Umfeld des geplanten Ausbringungsortes, der als Umkreis mit dem Radius von 1 km definiert wird. Für diesen Bereich gilt es zu prüfen, ob die ausgebrachten Arten in den hier vorkommenden Biotopen Beeinträchtigungen der Tier- und Pflanzenwelt verursachen und welchen naturschutzfachlichen Wert die jeweils betroffenen Biotope haben.

Auswirkungen im **Fernbereich** werden ausschließlich für Arten bewertet, deren hohes Potenzial zur Fernausbreitung bekannt ist. Der Fernbereich umfasst die naturräumliche Haupteinheit (vgl. SSYMANK et al. 1998), in der das Ausbringungsgebiet liegt, sowie direkt angrenzende naturräumliche Haupteinheiten. Der Zeitraum, für den mögliche Ausbreitungsvorgänge und deren Folgen zu prüfen sind, beträgt 25 Jahre. Für Arten, die zur Fernausbreitung in der Lage sind, wird angenommen, dass sie alle Biotope innerhalb des Fernbereichs besiedeln, in denen sie laut Literaturangaben vorkommen können. Bei der Prognose möglicher Beeinträchtigungen wird das aus der Literatur bekannte höchst mögliche Beeinträchtigungsausmaß angenommen.

b) Welche Bewertungskriterien und Erheblichkeitsschwellen werden genannt?

Die Ermittlung des Gebietswertes erfolgt anhand anerkannter naturschutzfachlicher Kriterien, die für die Biotopbewertung in verschiedenen Bundesländern etabliert sind (z. B. REICH & WEID 1992; RECK 1996, BRINKMANN 1998). Die Kriterien sind in Tab. 10 aufgeführt.

Tab. 10: Bewertung von Lebensräumen für Arten (nach BRINKMANN 1998, verändert) und von Biototypen, kursiv: nur für Arten, die nicht in der Roten Liste enthalten sind

Wertstufe	Definition der Skalenabschnitte: Lebensräume für Arten (Bewertung im Nahbereich)	Definition der Skalenabschnitte: Biototypen (Bewertung im Nah- und Fernbereich)
1 sehr hohe Bedeutung	<ul style="list-style-type: none"> ein Vorkommen einer vom Aussterben bedrohten oder stark gefährdeten Pflanzen- oder Tierart <u>oder</u> mehrere Vorkommen gefährdeter Pflanzen- oder Tierarten in überdurchschnittlichen Bestandsgrößen <u>oder</u> <i>Vorkommen anspruchsvoller Arten/ stenotoper Arten mit Anpassung an stark gefährdete oder von vollständiger Vernichtung bedrohte Lebensräume</i> 	<ul style="list-style-type: none"> von vollständiger Vernichtung bedrohter oder stark gefährdeter Biototyp
2 mittlere Bedeutung	<ul style="list-style-type: none"> ein Vorkommen einer gefährdeten Art, einer zurückgehenden Art der Vorwarnliste oder einer Art, für die eine Gefährdung anzunehmen ist (vgl. SCHNITTLER & LUDWIG 1996) Vorkommen einer anspruchsvollen Art (i. S. von WALTER et al. 1998) Vorkommen zahlreicher anpassungsfähiger Arten (i. S. von WALTER et al. 1998)⁷⁸ 	<ul style="list-style-type: none"> gefährdeter Biototyp oder nicht gefährdeter land- und forstwirtschaftlich genutzter Biotop oder Ruderalfläche, soweit nicht oben enthalten
3 geringe Bedeutung	<ul style="list-style-type: none"> nur anpassungsfähige Pflanzen- und Tierarten in geringer Zahl vorhanden <u>und</u> ausschließlich Vorkommen von Arten, die derzeit nicht als gefährdet angesehen werden oder Arten, die mit Sicherheit ungefährdet sind (vgl. SCHNITTLER & LUDWIG 1996) 	<ul style="list-style-type: none"> künstlicher Biotop: anthropogen vollständig veränderter Standort, aus Naturschutzsicht entwicklungsbedürftig

Die Beeinträchtigung der Tier- und Pflanzenwelt wird anhand von vier Bewertungskriterien festgestellt: Potenzial zur Abundanzverminderung anderer Taxa, Potenzial des Aufbaus von Dominanzbeständen, Potenzial der Umwandlung von Biototypen und Potenzial zur Hybridisierung mit anderen Taxa (KOWARIK et al. 2004). Aus Tab. 11 ist die Skalierung und Eichung der Bewertungskriterien zu

⁷⁸ „Anpassungsfähige Arten“ und „anspruchsvolle Arten“ werden im Zielartenkonzept Baden-Württemberg folgendermaßen definiert: „Die anpassungsfähigen Arten sind unter den derzeit üblichen Nutzungsformen und -intensitäten noch ohne besondere Schutzmaßnahme überlebensfähig, wengleich intensiv genutzte Flächen (z. B. Gülleentsorgungsflächen) auch für diese Arten keinen geeigneten Lebensraum darstellen. (...) ... die anspruchsvolleren Arten [sind] bereits deutlich rückläufig bzw. bei Fortsetzung des Trends ohne Schutzmaßnahmen langfristig nicht überlebensfähig“ (WALTER et al 1998, S. 19)

entnehmen. Der höchste Beeinträchtigungsgrad einer Einzelbewertung wird als Gesamtwert des Ausmaßes der Beeinträchtigung übernommen.

Tab. 11: Bewertungskriterien zur Bestimmung von Beeinträchtigungen der Tier- und Pflanzenwelt durch gebietsfremde Sippen und ihre Skalierung und Eichung (aus KOWARIK et al. 2003). Die Kriterien 1 bis 4 beziehen sich auf verschiedene Ebenen der Biodiversität gemäß der CBD.

Kriterium	Ausprägung des Kriteriums	Ausmaß der Beeinträchtigung	Bezug zur Ebene der Biodiversität
1. Bestandsverminderung anderer Sippen	Verminderung der Dichte oder des Deckungsgrades um ^{a)} <ul style="list-style-type: none"> • < 20% oder bis zu 10 Pflanzenindividuen • 20-50% und mehr als 10 Pflanzenindividuen • > 50% und mehr als 50 Pflanzenindividuen 	<ul style="list-style-type: none"> • klein • mittel • groß 	Artenvielfalt (inner- und zwischenartliche Vielfalt)
2. Aufbau von Dominanzbeständen durch gebietsfremde Sippen	Deckungsgrad <ul style="list-style-type: none"> • < 10 % • 10-50% • > 50 % 	<ul style="list-style-type: none"> • klein • mittel • groß 	Vielfalt an Arten und Lebengemeinschaften, ökosystemare Vielfalt
3. Umwandlung von Biotoptypen durch gebietsfremde Sippen	<ul style="list-style-type: none"> • vorhanden • nicht vorhanden 	<ul style="list-style-type: none"> • groß • klein 	ökosystemare Vielfalt
4. Hybridisierung mit wild lebenden Sippen	<ul style="list-style-type: none"> • genetischer Austausch ist bekannt oder sehr wahrscheinlich und führt zu fertilen Hybriden • keine kompatiblen Sippen vorhanden oder Hybridisierung führt zu infertilen Hybriden 	<ul style="list-style-type: none"> • groß • klein 	genetische Vielfalt

a) 100% = Deckung/Dichte einer Sippe in einem Biotop innerhalb der Risikozone vor der Ansiedlung der betreffenden gebietsfremden Art

Auch im Bewertungsverfahren für die Ausbringung gebietsfremder Pflanzenarten werden Auswirkungen auf Schutzgüter direkt bewertet. Es gibt allerdings zwei Ausnahmen. Das Kriterium „Ausbildung von Dominanzbeständen“ bezieht sich auf den Verursacher von Beeinträchtigungen und nicht auf das Schutzgut. Das Kriterium „Hybridisierung mit wild lebenden Sippen“ bezieht sich nicht auf den eigentlichen ökologischen Schaden. Dieser tritt erst ein, wenn gebietseigene Sippen (z. B. durch Genintrogression⁷⁹ oder Konkurrenz) ersetzt werden. Da das Ausmaß dieser Vorgänge nur schwer abzuschätzen ist, wird der Schaden nicht direkt prognostiziert, sondern durch das Kriterium „Hybridisierung mit anderen Taxa“ indiziert.

⁷⁹ Ein Ersatz gebietseigener Sippen durch Genintrogression ist möglich, muss aber nicht zwangsläufig stattfinden.

Bei der Bewertung spielt es keine Rolle, ob die für ein Gebiet wertgebende Eigenschaft von einer Beeinträchtigung auch tatsächlich betroffen ist. So kann beispielsweise eine Beeinträchtigung in einem Gebiet von hoher Bedeutung erheblich sein, wenn eine Abundanzverminderung bestimmter Taxa stattfindet. Jedoch besitzt das Gebiet möglicherweise aufgrund anderer Taxa eine hohe Bedeutung.

4.3.4 Schlussfolgerungen

In den vorausgehenden Kapiteln wurden mehrere Beispiele für die Bewertung von Schäden nach der Methode der ökologischen Risikoanalyse dargestellt. Grundprinzip für die Schadensbewertung ist die Verknüpfung der Beeinträchtigungsintensität mit der naturschutzfachlichen Bedeutung des Schutzgutes. Damit wird das Prinzip der Schadensdefinition unmittelbar auf den Ansatz zur Operationalisierung des Schadensbegriffes übertragen. Die ökologische Risikoanalyse ist daher Konzepten überlegen, die darauf abzielen, den Zustand eines Schutzgutes in einem bestimmten Rahmen unabhängig vom Ausmaß der Beeinträchtigung zu erhalten (z. B. Konzept der natürlichen Variationsbreite) oder Konzepten, die ausschließlich auf das mögliche Ausmaß von Beeinträchtigungen abzielen (z. B. Konzept des Selektionsvorteils).

Die ökologische Risikoanalyse kann dabei unterschiedlich ausgestaltet werden. Folgende Möglichkeiten wurden in den untersuchten Verfahren festgestellt:

- Die Beeinträchtigungen von Schutzgütern werden direkt bewertet. Hierzu wird in der Regel die Beeinträchtigung über die Intensität der Wirkfaktoren einerseits und die spezifische Empfindlichkeit der Schutzgüter andererseits ermittelt. Im Anschluss daran wird die Bewertung der Beeinträchtigung über einen Abgleich der Bewertung des Ist-Zustandes oder eines Zielzustandes eines Schutzgutes mit der Bewertung des Zustands nach Eintritt der Beeinträchtigung vorgenommen.
- Die Intensität der Wirkfaktoren und die naturschutzfachliche Bedeutung des Schutzgutes werden getrennt bewertet. Anschließend erfolgt eine Verknüpfung dieser beiden Bewertungen zu einer Bewertung der Gesamtbeeinträchtigung. Bei diesem Vorgehen wird die Empfindlichkeit für eine Veränderung durch einen Wirkfaktor nicht direkt berücksichtigt. Bei diesem Verfahren wird davon ausgegangen, dass die Wirkfaktoren Beeinträchtigungen von Schutzgütern indizieren können (vgl. Kap. 4.1). Im Rahmen der Eingriffsbewertung bei UVP und Eingriffsregelung wird in der Regel auf diese Weise vorgegangen. Problematisch daran ist, dass die unterstellte Indikation oft nicht gültig ist. Beispielsweise würde Lärmimmission in einem Gebiet, das aufgrund von gefährdeten Tagfalterarten eine hohe naturschutzfachliche Bedeutung besitzt, als hohe Beeinträchtigung gewertet werden, obwohl die Empfindlichkeit der Tagfalter gegenüber diesem Wirkfaktor als relativ gering einzustufen wäre.
- Die Bewertung des Schutzgutes wird nicht im Bewertungsverfahren vorgenommen, sondern nur das Ausmaß von Beeinträchtigungen indirekt (z. B. auf der Ebene von Impulsen oder Prozessen) ermittelt. Dies kann geboten sein, wenn nicht im Einzelnen abgeschätzt werden kann, welche Schutzgüter konkret betroffen sind oder wenn bereits eine Bewertung von Schutzgütern vorliegt (z. B. bei geschützten Arten nach Anhang II FFH-RL). Da die ökologische Risikoanalyse in der dargestellten Form flexibel eingesetzt werden kann, schließt sie Aspekte des Konzeptes des

Selektionsvorteils oder der evolutionären Integrität in der Operationalisierung ein, indem die Erheblichkeitsschwellen entsprechend dieser Konzepte gesetzt werden.

Die ökologische Risikoanalyse bietet einen geeigneten Ansatz zur Bestimmung von Erheblichkeitsschwellen. Ausführlich hierzu Kap. 4.8.

4.4 Darstellung möglicher Auswirkungen von GVO

Für eine zielgerichtete Entwicklung von Indikatoren für schädliche Wirkungen von GVO ist nicht nur die klare Definition von Schutzgütern sondern auch die Kenntnis über mögliche Auswirkungen von GVO oder deren Verwendung von großer Bedeutung. So legen z. B. BRAUNER & TAPPESEER bei der Auswahl von Indikatoren die „inhaltliche Überschneidung eines von seinem Indikator abgebildeten Indikandums mit möglichen Wirkungen gentechnisch veränderter Pflanzen“ als Kriterium zu Grunde (2001, S. 26). HILBECK & MEIER (2001) ordnen in ihrer Zusammenstellung die vorgeschlagenen Indikatoren konkret einzelnen Auswirkungen zu. Auch ZÜGHART & BRECKLING (2003) ermitteln in einem ersten Schritt mögliche Umweltwirkungen der jeweils betrachteten GVO. Die ermittelten Wirkungen werden in Form von Ursache-Wirkungshypothesen dargestellt und bilden die Grundlage für die „Ableitung geeigneter Parameter und die Auswahl von Methoden, anhand derer die Wirkungshypothesen nach einer Marktzulassung überprüft werden sollen“ (ebd., S. 2). Vor diesem Hintergrund wird ein Überblick über mögliche Auswirkungen von GVO gegeben. Bevor jedoch tatsächlich Auswirkungen im Freiland eintreten können, müssen die GVO zunächst ausgebracht werden. Hierfür kommen verschiedene Wege in Betracht, auf die zuvor kurz eingegangen wird.

4.4.1 Ausbringung von GVO

Ausbringungen erfolgen i. d. R. durch Freisetzung oder Inverkehrbringen, wobei diese absichtlich oder unabsichtlich stattfinden können. Im Rahmen des jeweiligen Zulassungsverfahrens werden, den Vorgaben der Gentechnik-Verfahrensverordnung⁸⁰ (§ 5 & § 6 GenTVfV) und der EU-Freisetzungsrichtlinie (§ 15 der Richtlinie 2001/18/EG jeweils gesondert für das Verfahren der Freisetzung und des Inverkehrbringens) entsprechend, Unterlagen u. a. mit Informationen zu sicherheitsrelevanten Eigenschaften des GVO und (möglichen) sicherheitsrelevanten/schädlichen Auswirkungen des GVO eingereicht. Zwar unterscheiden sich die bereitgestellten Informationen qualitativ und quantitativ in Abhängigkeit von der Vollzugsebene (vgl. Kap. 4.5). Konkrete Angaben zur Ausbringung (Angaben zur Ausbringungsumwelt und Art der Ausbringung) werden beispielsweise nur für Freisetzungen gefordert. Bei beabsichtigten Ausbringungen ist aber ein Mindeststandard an Daten zur Dokumentation bzw. zum Nachweis der Ausbringung garantiert, von dem ausgehend eine Abschätzung möglicher Schäden erfolgen kann.

Bei unbeabsichtigten Ausbringungen hingegen, z. B. in Folge von Transportverlusten oder Saatgutverunreinigungen (vgl. auch Tab. 12), liegen i. d. R. sehr viel weniger Informationen vor, da solche Ausbringungen zunächst unbemerkt stattfinden, aber möglicherweise später im Rahmen eines

⁸⁰ Verordnung über Antrags- und Anmeldeunterlagen und über Genehmigungs- und Anmeldeverfahren nach dem Gentechnikgesetz

Monitorings nachgewiesen werden können. Im Rahmen der Zulassungsverfahren ist es notwendig, auch mögliche Schäden durch unabsichtliche Ausbringungen in Folge von Freisetzung oder Inverkehrbringen zu berücksichtigen. Zudem besteht insbesondere beim Inverkehrbringen ein deutlich höheres Risiko durch unabsichtliche Ausbringungen aufgrund der im Vergleich zu Freisetzungen größeren Anzahl an möglichen Ausbringungswegen und Ausbringungsorten mit unterschiedlichen Umweltbedingungen.

Unbeabsichtigte Ausbringungen stellen somit eine besondere Herausforderung an die Risikoabschätzung im Rahmen des Genehmigungsverfahrens dar. Besonders bei der Genehmigung des Inverkehrbringens ist einem erhöhten Risiko Rechnung zu tragen.

Tab. 12: Potenzielle Wege einer unbeabsichtigten Ausbringung von GVO

Unbeabsichtigte Ausbringung durch ...	Quelle
Transportverluste, z. B. bei der Ernte, „entlang von Straßen, Wegen und Eisenbahnlinien sowie an Umschlagplätzen“	ZÜGHART & BRECKLING 2003, S. 21, SCHÖNFELD et al. 2004
Bodenaushub, z. B. bei Rapssamen	ZÜGHART & BRECKLING 2003
Epi- oder endozoochore Ausbreitung	ZÜGHART & BRECKLING 2003
Zufällige Verunreinigungen, z. B. infolge der Verwechslung verschiedener Mais-Chargen, sowie absichtliche oder fahrlässige Vermischungen	TRANSGEN 2002
Saatgutverunreinigungen, z. B. aufgrund der Ausbreitung transgener Rapspollen auf benachbarte Felder, auf denen Saatgut produziert wird	TRANSGEN 2000

4.4.2 Auswirkungen von GVO

Wie bereits oben dargelegt ist die Kenntnis über mögliche Auswirkungen von GVO für die Durchführung der Risikoprüfung bei Anträgen auf Genehmigung der Freisetzung oder des Inverkehrbringens von grundlegender Bedeutung. Entsprechend sollen gemäß EU-Freisetzungsrichtlinie direkte, indirekte, sofortige und spätere Auswirkungen Berücksichtigung finden. Zudem ist die Möglichkeit kumulativer langfristiger Wirkungen in die Risikoprüfung mit einzubeziehen. Unter kumulativen langfristigen Auswirkungen sind dabei die „akkumulierten Auswirkungen von Zustimmungen auf die Gesundheit des Menschen und die Umwelt“ zu verstehen (RL 2001/18/EG, Anhang II).

Tab. 13 gibt einen Überblick zu möglichen Wirkungen und Prozessen, die von GVO ausgelöst werden können und die somit bei der Aufstellung von Indikatoren und Kriterien zu berücksichtigen sind. Es wird dabei zwischen primären Folgewirkungen, die direkt durch den GVO hervorgerufen werden und sekundären Folgewirkungen, die indirekt auf den GVO zurückzuführen sind, unterschieden.

Tab. 13: Prozesse und Wirkungen, die durch GVO ausgelöst werden können

Direkte Auswirkungen und Prozesse (direkt auf den GVO zurückzuführen)
<ul style="list-style-type: none"> • Ausbreitung und Verwilderung <p>GVO können sich außerhalb ihres gewünschten und vorgesehenen Anbaugebietes ausbreiten und verwildern:</p> <ol style="list-style-type: none"> durch Ausbreitung und Persistenz von Fortpflanzungskörpern⁸¹ mittels sog. genetischem Rückschlag (die Kulturpflanze verliert einige ihrer Domestikationsmerkmale; so können z. B. bestimmte Unkrauteigenschaften hervortreten) <p>Somit konkurrieren die verwilderten Kulturpflanzen mit Wildpflanzen und können diese (irreversibel) verdrängen. Freigesetzte oder in Verkehr gebrachte GVO können sich auf diese Weise etablieren und schließlich einbürgern. Es können Auswirkungen auf die Populationsdynamik von Arten im Aufnahmemilieu und die genetische Vielfalt dieser Populationen auftreten. Zudem kann das Artenspektrum negativ beeinflusst werden.</p> <p>(vgl. LEMKE & WINTER 2003: 17f.; TAPPESER et al. 2000: 29ff.; RL 2001/18/EG, Anhang II; SRU 2004: 410)</p>
<ul style="list-style-type: none"> • Verdrängung von Tier- und Pflanzenarten aufgrund größerer Konkurrenzstärke transgener Pflanzen gegenüber Wildsippen derselben Art oder anderen Pflanzen <p>Durch gentechnisch übertragene Eigenschaften kommt es z. B. zu Resistenzen gegenüber Pathogenen, Toleranzen gegenüber Temperaturextremen oder hohen Salzkonzentrationen.</p> <p>Zwar können bisherige Untersuchungen einen Einfluss gentechnisch übertragener Eigenschaften auf das Ausbreitungspotenzial nicht stichhaltig belegen. Dennoch ist von einem erhöhten ökologischen Risiko zu sprechen, da Populationen anderer Tier- und Pflanzenarten aufgrund einer gesteigerten „weediness“ bzw. einer möglichen Invasion der transgenen Arten in natürliche oder halbnatürliche Habitate verdrängt werden können (ein Unterschied zu nichttransgenen Vergleichspflanzen ist allerdings umstritten).</p> <p>(vgl. SCHÜTTE et al. 2001: 70; DALE et al. 2002: 569; GAUGITSCH 2004: 189; SRU 1998: 281; TAPPESER et al. 2000: 29ff.; RL 2001/18/EG, Anhang II; SRU 2004: 410)</p>
<ul style="list-style-type: none"> • direkte toxische Effekte <p>Mitunter lassen sich direkte toxische Wirkungen auch auf Nicht-Zielorganismen, wie z. B. bestimmte Nützlingsarten, nachweisen. Dies kann bspw. auf GVO zutreffen, bei denen giftige Proteine als Nebenprodukt der gentechnischen Veränderung entstehen.</p> <p>(vgl. DALE et al. 2002: 567ff.; GAUGITSCH 2004: 190; TAPPESER et al. 2000: 42ff.; SRU 2004: 410)</p>
<ul style="list-style-type: none"> • veränderte Empfänglichkeit für Pathogene <p>Die Ausbreitung ansteckender Krankheiten und die Entstehung neuer Reservoirs und Vektoren wird begünstigt.</p> <p>(vgl. RL 2001/18/EG, Anhang II)</p>

⁸¹ In diesem Zusammenhang ist auch die Durchwuchsproblematik, wie sie z. B. bei Raps beobachtet werden kann, von Belang. Ist bspw. auf einer Fläche GVO-Raps angebaut worden, kann dieser noch Jahre danach (Rapssamen können lange Zeit im Boden überdauern) eine andere später angebaute Kultur durchwachsen (vgl. BIOSICHERHEIT 2004, LANDESUMWELTAMT BRANDENBURG 2004).

• **Auskreuzung (vertikaler Gentransfer)**

Genübertragung von transgenen und nicht transgenen Kulturpflanzen auf verwandte Arten im Wege sexueller Fortpflanzung kann unter Sorten derselben Art oder zwischen nahe verwandten, kreuzungsfähigen Pflanzensippen verschiedener Arten stattfinden (Hybridisierung). Das Hauptproblem ist dabei die intra- und interspezifische Introgression, d. h. die permanente Inkorporierung von fremdem genetischen Material in den eigenen Genpool. Dadurch können im Besonderen mit Nutzpflanzen verwandte Unkräuter, fitnesssteigernde Eigenschaften erwerben.

Bedenkliche Folgen sind u. a. die Änderung der genetischen Grundausstattung der Populationen, ein mögliches Aussterben einer bestimmten Form im ursprünglichen Areal, die weitere Ausbreitung des genetischen Materials, die Entstehung von Unkräutern, eine Veränderung individueller Merkmale. Evtl. treten Fitnessvorteile durch Herbizid- oder Insektenresistenz bei Wildpflanzen auf. Ebenso kann es in Folge einer Verschiebung der Artenzusammensetzung zu Auswirkungen auf andere Arten einer Biozönose kommen.

Im Allgemeinen erfolgt eine Veränderung der genetischen Vielfalt (innerhalb von Wildpflanzenpopulationen) und somit eine Veränderung der biologischen Vielfalt.

(vgl. LEMKE & WINTER 2003: 19f.; TAPPESER 2000: 31ff.; SRU 2004: 410; SCHÜTTE et al. 2001: 26,74; SRU 1998: 281f.; RL 2001/18/EG, Anhang II; DALE et al. 2002: 569f.)

• **Horizontaler Gentransfer**

Möglich ist die nicht-sexuelle Übertragung von transgenem genetischem Material. Mikroorganismen, v. a. Bakterien, besitzen Mechanismen zur Weitergabe von DNA untereinander. Gene aus abgestorbenen Pflanzenteilen können in andere Organismen eingebracht werden. Natürlicherweise ist dieser Vorgang möglich, wird aber als selten eingeschätzt (z. B. der Transfer von Resistenzgenen auf Bodenbakterien). Aufgrund der geringen Wahrscheinlichkeit eines horizontalen Gentransfers wird hier im Allgemeinen nicht von einer neuen Dimension der Gefährdung durch GVO gesprochen.

(vgl. LEMKE & WINTER 2003: 23; GAUGITSCH 2004: 191; LORENZ & WACKERNAGEL 1996 nach SRU 1998: 283; SRU 2004: 410)

• **Resistenzentwicklung**

Ein vermehrter Anbau insektenresistenter Pflanzen kann sowohl Zielschaderegner als auch Nichtzielschaderegner betreffen. Ein verändertes Herbizidmanagement bei herbizidresistenten Pflanzen kann in der Ackerbegleitflora zu einer Resistenzentwicklung gegen das Komplementärherbizid führen. Auch eine Auskreuzung der Resistenzeigenschaften in die Ackerbegleitflora ist denkbar. Breiten sich in der Folge Zielschädlinge oder die Ziel-Ackerbegleitflora ungewollt aus, sind auch Schäden an Wildpflanzen denkbar. Zudem können die Veränderung der Verbreitung und Evolution von Viren und die Entstehung schädlicherer Pflanzenviren und Krankheiten/Epidemien zum Verlust wertvoller Resistenzgene führen.

(vgl. LEMKE & WINTER 2003: 22; SRU 1998: 282; GAUGITSCH 2004: 191; TAPPESER et al. 2000: 36ff; TAPPESER et al. 2000: 42ff.; SRU 2004: 410; RL 2001/18/EG, Anhang II; SCHÜTTE et al. 2001: 13; SRU 1998: 282; BENZLER 2004: 16; SRU 1998: 283)

• **Änderung von Kontextbezügen**

Als Folge direkter oder indirekter Beeinflussung der Erbinformation, am oder in der Umgebung des Insertionsortes der Fremd-DNA, entstehen aus den Veränderungen der Reihenfolge von Genen auf einem Chromosom unerwartete Eigenschaften der Pflanze.

(vgl. LEMKE & WINTER 2003: 24f.; SRU 1998: 283f.)

• **Positions- und Pleiotropieeffekte**

Durch die Insertion von Genkonstrukten in Organismen können sog. Positions- und Pleiotropieeffekte ausgelöst werden. Unter Pleiotropie versteht man, dass Gene nicht nur „an der Ausprägung eines, sondern mehrerer Merkmale oder Eigenschaften beteiligt“ sind. Durch das Einfügen eines neuen Genkonstrukts können somit nicht nur die gewünschten Merkmalsveränderungen, sondern auch Veränderungen anderer Merkmale desselben Gens bewirkt werden (Pleiotropie). Zudem ist der Insertionsort des Transgens von Bedeutung. „Wird ein neues Konstrukt beispielsweise in ein anderes Gen eingefügt, so kann dieses dadurch seine Funktionsfähigkeit verlieren“. Durch solche Positionseffekte können ebenfalls unbeabsichtigte Merkmalsveränderungen hervorgerufen werden.

„Veränderungen der Pflanzen durch Positions- und Pleiotropieeffekte können sich auf die Artenvielfalt und Abundanz von Fauna und Flora, einschließlich der Bodenzönose auswirken“.

(vgl. ZÜGHART & BRECKLING 2003: 16)

• **Auswirkungen auf die Biogeochemie**

Aufgrund von Änderungen der Zersetzung von organischen Stoffen im Boden kommt es zu Wirkungen auf den Stoffhaushalt.

(vgl. RL 2001/18/EG, Anhang II; SRU 2004: 410)

• **Einflüsse auf die Nahrungskette**

Der mögliche Wegfall der Nahrungsgrundlage für „Spezialisten“ durch Unverträglichkeiten des veränderten Stoffwechselproduktes z. B. bei Insektenresistenzen von GVO kann eine Beeinträchtigung von Nützlingen hervorrufen.

(vgl. LEMKE & WINTER 2003: 21f.; SRU 2004: 410)

sekundäre Folgewirkungen / indirekte Auswirkungen (nicht durch den Organismus selbst hervorgerufen)

• **Veränderungen der landwirtschaftlichen Anbaupraxis**

Im Zuge des Anbaus von GVO kann es auch zu einer veränderten Bewirtschaftungsform kommen. Änderungen können bspw. Fruchtfolgegestaltung, Bodenbearbeitung, Unkrautbekämpfung, Pflanzenschutzmaßnahmen und Erntetechniken betreffen. Vielfältige indirekte Auswirkungen auf Flora und Fauna sind denkbar, z. B.:

- Veränderungen in der Zusammensetzung der Ackerbegleitflora (z. B. können mehr Wurzelunkräuter auftreten)
- Resistenzen bei Ackerwildkräutern durch vertikalen Gentransfer führen zur Verarmung der Ackerwildkrautflora durch den Selektionsvorteil dieser Arten der bei Herbizideinsatz zum Tragen kommt.
- Durch die angestrebte Verbesserung der Nährstoffaneignung von GVO erfolgen erhöhte Düngergaben oder eine Auslaugung des Bodens.

Insgesamt können u. a. vermehrtes Auftreten resistenter Wildpflanzen, Veränderungen des Landschaftsbildes und Auswirkungen auf die Biodiversität die Folge sein.

(vgl. LEMKE & WINTER 2003: 25f.; SRU 1998: 275; SRU 2004: 410; GAUGITSCH 2004: 191; DALE et al. 2002:568)

• **Nutzung bisher von der Landwirtschaft gemiedener Flächen**

Die Einbeziehung zum Beispiel sehr feuchter, sehr trockener oder versalzter Flächen bedingt den Verlust von Extremstandorten als Rückzugsflächen für gefährdete Arten.

(vgl. SRU 2004: 410)

• **Einengung der Arten- und Sortenvielfalt bei der Nahrungsmittelproduktion**

Die Konzentration des Anbaus auf wenige Hochleistungssorten gefährdet traditionelle Sorten des Genreservoirs. Eine rasche Einengung der Sortenvielfalt, also der genetischen Vielfalt der Nutzpflanzen stellt u. a. ein Risiko für die Ernährungssicherheit dar und kann den Verlust ökologischer Nischen sowie den Rückgang biologischer Vielfalt vorbereiten.

(vgl. LEMKE & WINTER 2003)

• **Einengung des Spektrums der bisher genutzten Herbizide und Anstieg von Breitbandherbiziden**

Zum Teil gibt es Vereinfachungen im Ackerbau durch den Einsatz von Komplementärherbiziden bei herbizidresistenten Nutzpflanzen.

Zum anderen entstehen neue Effekte auf die Diversität wild lebender Tiere und Pflanzen (Verlust/Veränderung genetischer Diversität) sowie auf Boden und Wasser. Die Segetalvegetation erfährt Einschränkungen und es kommt evtl. zur Ausbildung von Resistenzen bei Ackerunkräutern.

(vgl. LEMKE & WINTER 2003: 27; TAPPESER et al. 2000: 44; DALE et al. 2002: 570f.; SCHÜTTE et al. 2001: 72)

• **Folgen des Einsatzes von Terminatorgenen**

Die sog. Terminator-Technologie erlaubt die externe Kontrolle der Expression eines bestimmten Gens durch den Menschen. Spezielle Eigenschaften, bspw. das Wachstum der Embryozelle eines Samens, können hierdurch quasi ein- und ausgeschaltet werden.

Ihr Ziel ist die Verhinderung unerlaubten Weiterzüchtens und potenzieller Gentransfers auf andere Organismen und somit eine Unterbindung der Ausbreitung transgener DNA über diese Wege.

Jedoch stellt die mögliche Auskreuzung des Terminatorgenes ein großes Problem dar. Als unerwünschte Folge kann es zu Wildpflanzensterilanz kommen. D. h. bestäubte Wildpflanzen können nur noch sterile Nachkommen erzeugen, was langfristig zur Ausrottung der Wildpflanze führen würde.

(vgl. LEMKE & WINTER 2003: 27f)

• **unbekannte Langzeitauswirkungen**

Insbesondere bei Umweltveränderungen (Stichwort: Global Change) sind die Langzeitwirkungen und synergetische Langzeiteffekte unbekannt, sie können auch kumulativ sein, direkte oder indirekte Wechselwirkungen aufweisen. Folglich ist eine Beeinträchtigung der Umwelt, der ökologischen Funktionen und der genetischen Evolution/Entwicklung unvorhersehbar.

(vgl. KOWARIK 2003: 44; RL 2001/18/EG Anhang II; BENZLER 2004: 16; SRU 1998: 284)

4.5 Rahmenbedingungen der Bewertung auf den unterschiedlichen Vollzugsebenen

Es gibt drei Fälle, in denen eine Bewertung ökologischer Schäden durch GVO vorgenommen werden muss: Freisetzung (§§ 15 GenTG), Inverkehrbringen (§§ 15, 16 GenTG) und Beobachtung (§ 16 c GenTG). Diese Vollzugsebenen unterscheiden sich hinsichtlich des zugrunde liegenden Bewertungszwecks. Dabei kann der Ansatz zur Ermittlung der Auswirkungen je nach Vollzugsebene prospektiv oder retrospektiv sein. Schließlich ist auf den einzelnen Vollzugsebenen die Datenlage, die jeweils für die Bewertung von Auswirkungen zur Verfügung steht, unterschiedlich. Die genannten Unterschiede sind bei der Aufstellung von Indikatoren und Kriterien zu berücksichtigen. Nachfolgend werden deshalb Bewertungszweck und Bewertungsansatz sowie die zugrunde liegende Datenlage in Bezug auf die einzelnen Vollzugsebenen kurz beschrieben. Insbesondere bei der Prüfung der Genehmigungsfähigkeit von Freisetzung und Inverkehrbringen kommt der Berücksichtigung des Vorsorgeprinzips eine große Bedeutung zu, weshalb zunächst auf das Vorsorgeprinzip und seine Bedeutung im Rahmen der Agro-Gentechnik eingegangen wird.

4.5.1 Das Vorsorgeprinzip

Das Vorsorgeprinzip spielt in der Gentechnik eine besondere Rolle (vgl. BENDER et al. 2000; WILLIAMSON & HULPKE 2000, PARKER 2001). Die Beachtung des Vorsorgeprinzips wirkt sich in verschiedener Weise auf das Verfahren zur Bewertung ökologischer Schäden aus. Welche konkrete Bedeutung es für die Bewertung hat, wird im Folgenden aufgezeigt. Zuvor wird erläutert, welche Begriffsinhalte mit dem Vorsorgeprinzip verbunden sind und inwiefern das Vorsorgeprinzip im Gentechnikgesetz aufgenommen wird.

1) Was besagt das Vorsorgeprinzip?

In einem Urteil des Bundesverwaltungsgerichtes zum Kraftwerk Wyhl wurde das Vorsorgeprinzip ausführlich erläutert (BVerwGE 72, 300, S. 315f.):

Vorsorge bedeutet, „ ... dass auch solche Schadensmöglichkeiten in Betracht gezogen werden, die sich nur deshalb nicht ausschließen lassen, weil nach dem derzeitigen Wissensstand gewisse Ursachen und Zusammenhänge weder bejaht noch verneint werden können und daher insoweit noch keine Gefahr sondern nur ein Gefahrenverdacht oder ein Besorgnispotenzial besteht. Vorsorge bedeutet des Weiteren, dass bei der Beurteilung von Schadenswahrscheinlichkeiten nicht allein auf das vorhandene ingenieurmäßige Verfahrenswissen zurückgegriffen werden darf, sondern Schutzmaßnahmen auch an Hand bloß theoretischer Überlegungen und Berechnungen in Betracht gezogen werden müssen, um Risiken auf Grund noch bestehender Unsicherheiten und Wissenslücken hinreichend zuverlässig auszuschließen. (...) Gefahren und Risiken müssen, wenn die erforderliche Vorsorge ... getroffen sein soll, praktisch ausgeschlossen sein.“

2) Wie wird das Vorsorgeprinzip für die Agro-Gentechnik konkretisiert?

Das Vorsorgeprinzip ist Bestandteil des Gentechnikgesetzes. Nach § 1 GenTG (Zweck des Gesetzes) soll Vorsorge gegen das Entstehen bestimmter Gefahren (schädliche Auswirkungen auf die Umwelt in ihrem Wirkungsgefüge) getroffen werden. Das Vorsorgeprinzip wird in § 6 GenTG (Allgemeine Sorgfalts- und Aufzeichnungspflichten, Gefahrenvorsorge) konkretisiert. Es ist eine Risikobewertung vorzunehmen, die regelmäßig überprüft und dem wissenschaftlichen und technischen Kenntnisstand angepasst werden muss (§ 6 (1) GenTG). „Der Betreiber hat entsprechend dem Ergebnis der Risikobewertung die nach dem Stand von Wissenschaft und Technik notwendigen Vorkehrungen zu treffen und unverzüglich anzupassen, um die in § 1 Nr. 1 genannten Rechtsgüter vor möglichen Gefahren zu schützen und dem Entstehen solcher Gefahren vorzubeugen“ (§ 6 (2) GenTG).

Bei der Anwendung des Vorsorgeprinzips sind zwei Aspekte zu klären: Zum einen muss klargestellt werden, gegen welche Art von Risiken (also Gefahren, Gruppe von Risiken i. e. S. oder Restrisiken, vgl. Tab. 14) Vorsorge getroffen werden kann. Zum anderen ist zu präzisieren, welcher Kenntnisstand ausreicht, um ein bestimmtes Risiko auszuschließen. Zum Verständnis des Vorsorgebegriffes im Gentechnikgesetz ist es daher hilfreich, die im Gentechnikgesetz aufgeführten Begriffe „Gefahr“ und „Stand von Wissenschaft und Technik“ zu erläutern.

Gefahr

Der in den §§ 1 und 6 GenTG genannte Gefahrenbegriff wird im Polizeirecht näher definiert. Eine Gefahr liegt demnach vor, wenn eine Sachlage oder ein Verhalten bei ungehindertem Ablauf des objektiv zu erwartenden Geschehens mit hinreichender Wahrscheinlichkeit ein polizeilich geschütztes Rechtsgut schädigen wird. Im Gentechnikgesetz wird eindeutig geklärt, dass sich das Vorsorgeprinzip auf Risiken unterhalb der Gefahrenschwelle bezieht, indem dem **Entstehen** von Gefahren durch **Vorsorge** (§ 1 GenTG) oder **Vorbeugung** (§ 6 GenTG) begegnet werden soll. Diesem Verständnis folgen WILLIAMSON & HULPKE (2000) unter Verweis auf das oben angeführte Urteil des Bundesverwaltungsgerichtes: „Vorsorge‘ bezweckt nicht erst den Schutz vor konkret schädlichen belegbaren Umwelteinwirkungen, sondern soll dem Entstehen solcher Umwelteinwirkungen generell vorbeugen. Damit ist das Vorsorgeprinzip ... generell als Steuerungselement von Risiken, die die Gefahrenschwelle noch nicht überschritten haben, anerkannt“ (ebd., S. 31)⁸². Die EU-KOMMISSION (2000) ist der Auffassung, dass ein Rückgriff auf das Vorsorgeprinzip nur im Fall eines potenziellen Risikos⁸³ möglich sei. Dies setze voraus,

- „dass die möglichen negativen Folgen eines Phänomens, eines Produktes oder eines Verfahrens ermittelt worden sind

⁸² KLOEPFER (1993, S. 73) ist hingegen der Auffassung, dass auch die Gefahrenabwehr der Vorsorge zugerechnet werden könne, da ihr präventive Wirkung zukomme.

⁸³ „Ein potenzielles Risiko kann ... vorliegen, wenn dieses Risiko nicht voll nachweisbar ist, wenn nicht messbar ist, in welchem Umfang ein Risiko besteht oder wenn es wegen unzureichender oder nicht eindeutiger wissenschaftlicher Daten nicht feststellbar ist, wie sich das Risiko auswirken kann“ (EU 2000, S. 14).

- dass eine wissenschaftliche Risikobewertung aufgrund unzureichender, nicht eindeutiger oder ungenauer Daten keine hinreichend genaue Bestimmung des betreffenden Risikos zulässt“ (EU 2000, S. 16).

Aufgrund dieser Vorgaben lässt sich eine Einordnung der durch das Vorsorgeprinzip zu berücksichtigenden Risiken in das Schema von JAEGER (2000, s. Abb. 5 in Kap. 3.3) nachvollziehen. Mithilfe des Vorsorgeprinzips werden unter Berücksichtigung der Vorgaben der EU-Kommission (2000) und der Auslegung von WILLIAMSON & HULPKE (2000) Risiken erfasst, deren Schadensausmaß und Eintrittswahrscheinlichkeit unbekannt sind. Um das Prinzip der Verhältnismäßigkeit zu wahren (s. u.), muss aber mindestens die Art des Schadens bekannt sein. Zudem muss plausibel sein, dass die Restrisikoschwelle überschritten wird und bei Eintritt des Schadens das Schadensausmaß hoch ist.

Stand der Wissenschaft und Technik

Im Gentechnikgesetz wird des Öfteren auf den Stand von Wissenschaft und Technik verwiesen (§§ 6 (2), 7 (2), 11 (1) Nr. 4, 16 (1) Nr. 2 GenTG). Im Vergleich zu den im Umweltrecht angewandten Verweisen auf „allgemein anerkannte Regeln der Technik“ oder den „Stand der Technik“ setzt der Verweis auf den Stand von Wissenschaft und Technik den weitreichendsten Standard (BENDER et al. 2000). Neben dem Gentechnikgesetz findet er sich nur noch im Atomrecht. Der Bezug zum Stand von Wissenschaft und Technik weist darauf hin, dass diejenige Vorsorge gegen Schäden getroffen wird, die nach den neusten wissenschaftlichen Erkenntnissen für erforderlich gehalten wird. Da es hier nicht auf die allgemeine Anerkennung und praktische Bewährung einer Technik ankommt, gehen im Zweifelsfall die wissenschaftlichen Kriterien dem technischen Standard vor (KLOEPFER 1989). „Der Stand von Wissenschaft und Technik fordert ..., die neusten wissenschaftlichen Erkenntnisse auch dann zu berücksichtigen, wenn sie noch keinen Eingang in die Praxis gefunden haben.“ (KLOEPFER 1998, S. 143). Die erforderliche Vorsorge wird nicht durch das technisch gegenwärtig Machbare begrenzt (BENDER et al. 2000). Die Orientierung nach dem Stand von Wissenschaft und Technik wird durch den Grundsatz der Verfolgung der wissenschaftlichen Entwicklung der EU-Kommission unterstützt (EU 2000).

Tab. 14: Verschiedene Arten von Risiko und mögliche Maßnahmen der Gegensteuerung (aus dem Polizeirecht, KLOEPFER 1993, NIDA-RÜMELIN 1996 und SRU 1999, vgl. hierzu auch die ausführliche Darstellung von SCHOLLES 1997)

Bezeichnung des jeweiligen Risikobegriffes	Erläuterung	Mögliche Gegenmaßnahme
Gefahr	<p>Eine Gefahr liegt vor, wenn eine Sachlage oder ein Verhalten bei ungehindertem Ablauf des objektiv zu erwartenden Geschehens mit hinreichender Wahrscheinlichkeit ein polizeilich geschütztes Rechtsgut schädigen wird (BVerwG 45, 51, S. 57; vgl. dazu auch LISKEN & DENNINGER 2001, Rn. 29, S. 214), GÖTZ (2001, Rn. 140), KNEMEYER (1989, Rn. 61). Zum Gefahrenbegriff vgl. auch § 3 (3) SOG MV, § 3 Nr. 3 SOG LSA, § 2 Nr. 1 Nds. SOG.</p> <p>An der polizeirechtlichen Definition orientiert sich die Definition des SRU (1999, Tz. 62): „Eine Gefahr liegt vor, wenn eine Sachlage bei ungehindertem Ablauf des objektiv zu erwartenden Geschehens mit hinreichender Wahrscheinlichkeit zu einem Schaden, d.h. zu einer nicht unerheblichen Beeinträchtigung eines rechtlich geschützten Gutes, führt.“</p>	<p>Gefahrenabwehr: „Anders als die Vorsorge, die bereits vor Entstehen einer Gefahr eingreifen soll, dient die Gefahrenabwehr der Prävention, also der Vorbeugung gegen konkrete, d. h. bestehende Gefahren. Die Abgrenzung der Gefahrenabwehr zur Risikovorsorge erfolgt durch die Bestimmung der Gefahrenschwelle.“ (KLOEPFER 1993, S.73f)</p> <p>Gefahrenvorsorge: „Von der</p>

	<p>„Gefahr stellt sich als Unterfall des Risikos dar. Dieses Risiko übersteigt eine von der Rechtsordnung definierte Schwelle, weshalb es als nicht mehr hinnehmbar (im Sinn von inakzeptabel) bewertet wird. Die Schwelle zur Gefahr wird erst dann überschritten, wenn die Befürchtung eines Schadenseintritts über die bloß entfernte Möglichkeit hinaus begründet ist. Dabei spielt auch das Gewicht des jeweils gefährdeten Rechtsguts eine bedeutsame Rolle. (...) Allerdings kann der Gesetzgeber aufgrund einer wertenden Entscheidung auch Risiken unterhalb der Gefahrenschwelle als nicht mehr hinnehmbar qualifizieren. Man kann insoweit von „gefährngleichen“ Risiken sprechen“ (KLOEPFFER 1993, S. 65)</p> <p>„Gefahren sind potenzielle kausale Ursachen für Schäden. Diese können vielleicht in bestimmten Fällen ausgeschlossen werden: Es mag irgendwo eine potentielle Kausalkette vorliegen, die aber durch entsprechende Sicherheitsmaßnahmen, Vorsichtsregeln und Vermeidungsstrategien nicht mehr eintreten kann.“ (NIDA-RÜMELIN 1996, S.809)</p>	<p>Gefahrenvorsorge soll im weiteren nur dann gesprochen werden, wenn der Realisierung von abstrakt-generellen Risiken, die mit hinreichender Wahrscheinlichkeit die Gefahrenschwelle überschreiten werden (abstrakte Gefahren) entgegengewirkt werden soll.“⁸⁴ (KLOEPFFER 1993, S. 74)</p>
<p>Gruppe von Risiken i.e.S.</p>	<ul style="list-style-type: none"> • Gefahrenverdacht „Risiken, bei denen nicht mit Sicherheit ausgeschlossen werden kann, dass sie nicht die Gefahrenschwelle überschreiten werden, von denen aber sicher ist, daß sie oberhalb der Schwelle zum Restrisiko liegen“⁸⁵(KLOEPFFER 1993, S. 66) • „die Risiken, bei denen mit hinreichender Sicherheit ausgeschlossen werden kann, daß sie die Gefahrenschwelle überschreiten, aber oberhalb der Grenze zum Restrisiko bleiben“ (KLOEPFFER 1993, S. 66) • die Risikomöglichkeit: „Risiken, bei denen nicht mit hinreichender Sicherheit ausgeschlossen werden kann, daß sie oberhalb der Schwelle zum Restrisiko liegen“ (KLOEPFFER 1993, S. 66) <p>„Im Gegensatz zur Gefahr bezieht sich das Risiko (irreduzibel) auf Wahrscheinlichkeiten. Risiken bestehen dort, wo bestimmte Wahrscheinlichkeiten dafür vorliegen, dass Schäden eintreten.“ (NIDA-RÜMELIN 1996, S. 809)</p> <p>„Ein Risiko im Rechtssinn ist ... gegeben, wenn ein Schaden möglich oder nicht auszuschließen ist. Während die Gefahr also eine hinreichend große Schädigungswahrscheinlichkeit voraussetzt, reicht beim Risiko bereits die bloße Möglichkeit eines Schadens. Im Gegensatz zur Gefahr erfaßt das Risiko aber auch die Fälle der Ungewißheit und der subjektiven Nichtkenntnis einzelner Faktoren oder Wirkungszusammenhänge. In diesem Fall liegt keine Gefahr vor, weil bei ungewisser oder unbekannter Eintrittswahrscheinlichkeit ein Produkt aus Schadenshöhe und Eintrittswahrscheinlichkeit nicht gebildet</p>	<p>Risikovorsorge: „Die Risikovorsorge muß – jedenfalls bei sehr ersten Risiken – so umfassend sein, daß der Eintritt eines Schadensereignisses nach dem derzeitigen Erkenntnisstand praktisch nicht vorstellbar ist. (...) Selbst wenn wegen der Unsicherheiten der naturwissenschaftlichen Wirkungs- und Funktionsanalyse ein Schadenseintritt nur als möglich zu bezeichnen ist, also quasi ein „Besorgnispotential“ besteht, ist staatliche Vorsorge möglich und ggf. verfassungsrechtlich geboten. Damit nähert sich das Vorsorgeprinzip teilweise dem „Vorsichtsprinzip“ an, wonach eine potentiell schädliche Verhaltensweise schon dann unterbunden werden soll, wenn ihre Unschädlichkeit nicht erwiesen</p>

⁸⁴ Eine abstrakte Gefahr ist nach § 3 Nr. 3f SOG LSA eine nach allgemeiner Lebenserfahrung oder den Erkenntnissen fachkundiger Stellen mögliche Sachlage, die im Falle ihres Eintritts eine Gefahr darstellt.

⁸⁵ Da die Gefahr einen Unterfall eines Risikos darstellt, wird die Gefahrenschwelle über Schadensausmaß und Eintrittswahrscheinlichkeit definiert. Bereits bei der Ermittlung der Gefahr bestehen daher Unsicherheiten, ob im konkreten Fall eine Schädigung eines Rechtsgutes eintritt. Es erscheint zunächst eigenartig, dass die Risiken i. e. S. über die Unsicherheit des Überschreitens der Gefahrenschwelle definiert werden, da hierdurch Unsicherheiten in doppelter Hinsicht eine Rolle spielen. Diese Eigenheit ist jedoch insofern begründet, als es sich um verschiedene Formen von Unsicherheit handelt (vgl. Abb. 5, Kap. 3.3). Während bei der Gefahr nur der Eintrittszeitpunkt bzw. das Eintreten in einem konkreten Fall unsicher sind, können dies bei Risiken Unsicherheiten bzgl. des Schadensausmaßes und der Eintrittswahrscheinlichkeit sein. NIDA-RÜMELIN (1996) und JAEGER (2000) unterscheiden „Ungewissheit“ als Situation, in denen keine Informationsgrundlage über die Eintrittswahrscheinlichkeit vorliegt von einem Risiko im engeren Sinne.

	werden kann (APPEL, 1996, S. 228).“ (SRU 1999, Tz. 63) „Das Risiko unterscheidet sich damit insofern in zweierlei Hinsicht von der Gefahr: Zum einen kann das Produkt der beiden Faktoren gering sein, zum anderen können die einzelnen Faktoren – insbesondere die Eintrittswahrscheinlichkeit – auch ungewiß sein. Die Gefahr ist letztlich ein qualifiziertes Risiko, also eine Teilmenge des Risikos, so daß jede Gefahr zugleich ein Risiko, aber nicht jedes Risiko gleichzeitig eine Gefahr darstellt.“ (SRU 1999, Tz. 63)	ist. Das Vorsichtsprinzip gilt allerdings nicht absolut, sondern wird durch das verfassungsrechtlich gebotene Übermaßverbot begrenzt. Insofern verbleibt ein bestimmtes Restrisiko“ (KLOEPFER 1993, S. 74f)
Restrisiko	„Mit diesem Begriff wird i. allg. das Risiko bezeichnet, das nach dem ‘Maßstab der praktischen Vernunft’ so unwahrscheinlich ist, daß es als hinzunehmen bewertet wird.“ (KLOEPFER 1993, S.66). Wo das erlaubte Risiko durch ein Gebot der Risikominimierung soweit abgesenkt ist, wie dies technisch und wirtschaftlich möglich ist, gewinnt die Vorstellung des Restrisikos durch die verfassungsrechtlich gebotene Begrenzung des Risikominimierungsgebotes eine rechtliche Dimension. „Demgemäß läßt sich das Restrisiko beschreiben als das hinzunehmende, weil in verfassungsrechtlich zulässiger Weise nicht mehr einzudämmende Risiko.“ (KLOEPFER 1993, S.66f) Unter den Begriff des Restrisikos fallen <ul style="list-style-type: none"> • Risiken jenseits der Grenzen des menschlichen Erkenntnisvermögens, • Risiken unterhalb der Schwelle staatlicher Handlungsmöglichkeiten (KLOEPFER 1993) Als Restrisiko wird „... das von der Rechtsordnung erlaubte und daher gesellschaftlich hinzunehmende Risiko bezeichnet. (...) Beim Restrisiko lassen sich zwei Risikogruppen unterscheiden. Einmal sind dies die Fälle, bei denen Eintrittswahrscheinlichkeit und Schadensmöglichkeiten bekannt, aber so gering sind, daß ein Schaden zwar theoretisch möglich ist, letztlich aber praktisch ausgeschlossen werden kann. (...) Zum anderen wird von einem Restrisiko gesprochen, wenn das Schadenspotential und/oder die Verwirklichungswahrscheinlichkeit völlig ungewiß sind (WAHL, 1995, S. 90).“ (SRU 1999, Tz. 64)	Maßnahmen gegen Restrisiken scheiden grundsätzlich aus.

3) Inwiefern beeinflusst das Vorsorgeprinzip das Bewertungsverfahren für ökologische Schäden?

Das Vorsorgeprinzip ist dem Risikomanagement zuzuordnen (EU 2000). Es beeinflusst aber mittelbar die Risikobewertung, da mit dem Vorsorgeprinzip der Bewertungszweck konkretisiert wird (vgl. Kap. 4.5.2): Es geht nach dem obigen Verständnis darum, Risiken auszuschließen.

Das Vorsorgeprinzip beinhaltet folgende Grundsätze, die für die Bewertung relevant sind (AHLERS et al. 2000; EU 2000):

- Berücksichtigung von Risiken, deren Eintrittswahrscheinlichkeit und Schadensausmaß unbekannt sind

Das Ziel der Berücksichtigung von Risiken, deren Eintrittswahrscheinlichkeit und Schadensausmaß schwer einzuschätzen sind, wirkt sich auf die Auswahl von Indikatoren aus. Eine Auswahl von Indikatoren, die eng mit Schäden korreliert sind, ist damit keine Voraussetzung für die Operationalisierung des Schadensbegriffs. Die Auswahl wenig valider Indikatoren wird damit gesetzlich legitimiert.

- Beweislastumkehr

Für „a priori“ als potenziell gefährlich eingestufte Stoffe oder Organismen kann den Herstellern oder Importeuren die Beweislast für den Nachweis der Ungefährlichkeit dieser Stoffe oder Organismen auferlegt werden. Dieser Grundsatz unterstützt den zentralen Aspekt des Vorsorgeprinzips, dass bereits Risiken mit geringer Eintrittswahrscheinlichkeit durch angemessene Maßnahmen ausgeschlossen werden müssen.

- Diskriminierungsverbot und Kohärenzgebot

Gleiche Sachverhalte dürfen nicht unterschiedlich und unterschiedliche Sachverhalte nicht gleich behandelt werden. Jede Einzelmaßnahme muss sowohl den aus der Risikobewertung folgenden Notwendigkeiten genügen, als auch auf getroffene Maßnahmen abgestimmt sein, damit ein einheitliches Schutzniveau erreicht werden kann (AHLERS et al. 2000). Dies bedeutet dass Bewertungsverfahren nachvollziehbar und reproduzierbar sein müssen.

- Verhältnismäßigkeitsgrundsatz

„Die in Betracht gezogenen Maßnahmen müssen die Gewährleistung eines angemessenen Schutzniveaus ermöglichen. Die auf das Vorsorgeprinzip gestützten Maßnahmen sollten nicht außer Verhältnis zum angestrebten Schutzniveau stehen und nicht auf ein Nullrisiko abzielen, das sich nur selten verwirklichen lässt“ (EU 2000, S. 13). Hierdurch wird der in Kap. 3.3 formulierte Grundsatz bekräftigt, dass nicht jede Beeinträchtigung einen Schaden darstellt, sondern nur solche, die erheblich sind. Des Weiteren wird die Berücksichtigung von Restrisiken in Bewertungsverfahren ausgeschlossen. Es besteht zudem eine Pflicht der Benennung der Schadensart. Eine Bewertung von Organismen oder Stoffen alleine über das Kriterium „Persistenz“ ist daher nicht ausreichend⁸⁶ (WILLIAMSON & HULPKE 2000). Zusätzlich ist ein potenzieller Schaden zu nennen, der durch Persistenz stärker gewichtet werden kann.

- Abwägung der mit einem Tätigwerden oder Nichttätigwerden verbundenen Vor- und Nachteile

Bevor Maßnahmen getroffen werden, sind die mit einem Tätigwerden oder Nichttätigwerden verbundenen Vor- und Nachteile gegeneinander abzuwägen. Dieser Grundsatz korrespondiert mit der Vertretbarkeitsklausel des § 1 GenTG und hat Auswirkungen auf die Skalierung der Bewertungsergebnisse (vgl. Kap. 4.5.2). „Die Risikovorsorge bezeichne demzufolge das zu der gebotenen Gefahrenabwehr hinzutretende Gebot einer ‚dynamischen Optimierung‘ der Schadensverhinderung und Risikominimierung“, die im Unterschied zur absolut und kategorisch gebotenen Gefahrenabwehr „relativ, nämlich vorbehaltlich der technischen Realisierbarkeit sowie der Verhältnismäßigkeit von Aufwand und Nutzen geboten sei.“ (KLOEPFER 1993, S.72f)

⁸⁶ Denkmalschützer würden eine hohe Persistenz von Baudenkmalern in den meisten Fällen begrüßen. Durch dieses Beispiel wird deutlich, dass Persistenz nur im Zusammenhang mit anderen schadensrelevanten Parametern als Bewertungskriterium geeignet ist.

4.5.2 Bewertungszweck

Der Bewertungszweck bei Freisetzung und Inverkehrbringen ist derselbe, wohingegen der dem Monitoring zugrunde liegende Bewertungszweck sich zum Teil davon unterscheidet.

4.5.2.1 Freisetzung und Inverkehrbringen

In den Fällen von Freisetzung und Inverkehrbringen geht es um die Prüfung der Genehmigungsfähigkeit. Die Erteilung der Genehmigung ist dabei jeweils dann gerechtfertigt, wenn nach dem Stand der Wissenschaft im Verhältnis zum Zweck der Freisetzung bzw. des Inverkehrbringens unvermeidbare schädliche Einwirkungen auf die in § 1 Nr. 1 GenTG bezeichneten Rechtsgüter nicht zu erwarten sind (§ 16 (1), (2), (3) GenTG).

Grundlage für die Genehmigung sind damit zwei Bewertungsschritte:

- 1) Prüfung der Erheblichkeit einer Beeinträchtigung, d. h. also die Prüfung, ob ein Schaden vorliegt,
- 2) Prüfung, ob der Schaden im Verhältnis zum Zweck der Freisetzung unvermeidbar ist.

Zu 1) Die Feststellung, ob ein Schaden vorliegt, muss im Falle der Genehmigung von Freisetzung und Inverkehrbringen prospektiv erfolgen (vgl. Kap. 4.5.4). In diesem Vorhaben wird hierzu die Anwendung des Indikationsprinzips (vgl. Kap. 4.1) vorgeschlagen. Hierbei ist die Bezugnahme auf das Vorsorgeprinzip von entscheidender Bedeutung, da gemäß Art. 4 EU-Freisetzungsrichtlinie (RL 2001/18/EG) alle geeigneten Maßnahmen zur Verhinderung von schädlichen Auswirkungen infolge der Freisetzung oder des Inverkehrbringens von GVO im Einklang mit dem Vorsorgeprinzip zu treffen sind. Grundgedanke des Vorsorgeprinzips ist, Schäden durch GVO mit Hilfe bestimmter Maßnahmen sicher zu vermeiden, selbst wenn diese Schäden möglicherweise auch ohne diese Maßnahmen nicht eintreten würden (nähere Ausführungen zum Vorsorgeprinzip vgl. Kap. 4.5.1). Übertragen auf den Indikationsansatz bedeutet dies, dass Indikatoren auszuwählen sind, mit denen das Eintreten einer Wirkung sicher indiziert werden kann. Der in Tab. 15 (vgl. Kap. 4.6) dargestellte zweite Fall, dass keine Beeinträchtigung indiziert wird, diese dann aber entgegen der Indikation stattfindet, darf also nicht eintreten. Umgekehrt ist es aber nicht notwendig, das Nicht-Eintreten einer Wirkung sicher zu indizieren. In Anlehnung an Tab. 15 (vgl. Kap. 4.6) muss der dritte Fall, dass eine Beeinträchtigung indiziert wird, diese dann aber entgegen der Indikation nicht stattfindet, somit nicht notwendigerweise ausgeschlossen werden.

Zu 2) Nach § 16 (1), (2), (3) GenTG muss der zu erwartende Schaden durch die Freisetzung bzw. das Inverkehrbringen gegen den Nutzen abgewogen werden. Unabhängig von den verschiedenen Interpretationsmöglichkeiten zur Vertretbarkeitsklausel (vgl. LEMKE & WINTER 2001) wird deutlich, dass es nicht ausreicht, lediglich festzustellen, ob ein Schaden eintritt. Für diesen Zweck (qualitative Schadensdiagnose) würde eine zweistufige Skalierung der Indikatorenausprägung ausreichen. Über die Feststellung des Schadenseintritts hinausgehend muss auch das Ausmaß des Schadens in der Weise quantifiziert werden, dass ein Abgleich mit dem Ausmaß des Nutzens möglich ist. Allerdings ist die Kommensurabilität des Ausmaßes von Nutzen und Schäden ein schwerwiegendes und im Prinzip ungelöstes Problem. Eine zweistufige Skalierung der Indikatorenausprägung genügt somit nicht. Hieraus folgt die Notwendigkeit, als Grundlage für einen Genehmigungsentscheid bei Freisetzung und Inverkehrbringen Indikatoren auszuwählen, die eine feinere Skalierung zulassen.

4.5.2.2 Monitoring (Beobachtung, Überwachung)

Nach der EU-Freisetzungsrichtlinie und dem deutschen GenTG ist ein Monitoring der Umweltwirkungen von GVO zwingend vorgeschrieben. Im Genehmigungsverfahren zu Freisetzungen und Inverkehrbringen basiert die Umweltrisikoprüfung und die Ausarbeitung von Monitoringplänen auf experimenteller Risikoforschung, die bei Labor- und Gewächshausversuchen stattfindet, und auf freisetzungsbegleitender Risikoforschung, die bei zeitlich und räumlich begrenzten Freisetzungsversuchen durchgeführt wird. Eine Beobachtung nach Teil B der EU-Freisetzungsrichtlinie ist bei Freisetzungen erforderlich, eine Beobachtung nach Teil C dieser Richtlinie bei Inverkehrbringen. Nachfolgend wird bei der Verwendung des Begriffs „Monitoring“ nur auf die Beobachtung nach Teil C der Freisetzungsrichtlinie Bezug genommen.

Nach Art. 13 (2), 19 (3) der EU-Freisetzungsrichtlinie ist als Voraussetzung für die Genehmigung des Inverkehrbringens ein Monitoringplan aufzustellen und nach dem Inverkehrbringen anzuwenden. Ein solcher Monitoringplan ist auch nach Art. 20 (RL 2001/18/EG) im Zuge des Anbaus von GVO geboten. Ebenso ist nach Art. 5 (5) der Verordnung 1829/2003/EG als Voraussetzung für die Genehmigung einer Verwendung von GVO als Lebens- und Futtermittel ein Beobachtungsplan einzureichen, der sich nach Anhang VII der Richtlinie 2001/18/EG richtet. Anhang VII der EU-Freisetzungsrichtlinie nennt zwei Ziele des Überwachungsplans:

- die Bestätigung, „dass eine Annahme über das Auftreten und die Wirkung einer etwaigen schädlichen Auswirkung eines GVO oder dessen Verwendung in der Umweltverträglichkeitsprüfung zutrifft“ und
- die Ermittlung des Auftretens „schädlicher Auswirkungen des GVO oder dessen Verwendung auf die menschliche Gesundheit oder die Umwelt ..., die in der Umweltverträglichkeitsprüfung nicht vorhergesehen wurden.“ (RL 2001/18/EG, Anhang VII)

Ausgehend von dieser Zielvorgabe lassen sich beim Monitoring die fallspezifische Überwachung („case specific monitoring“) und die allgemeine überwachende Beobachtung („general surveillance“) unterscheiden (vgl. Anhang VII, RL 2001/18/EG, Leitlinien 2002/811/EG, UMWELTBUNDESAMT o. J., ZÜGHART & BRECKLING 2003). Die fallspezifische Überwachung zielt darauf ab, die Annahmen der Umweltrisikoprüfung auf ihre Richtigkeit hin zu überprüfen. Relevant sind hierfür alle direkten, indirekten, sofortigen und späteren Auswirkungen, die in der Umweltrisikoprüfung aufgezeigt wurden. Die allgemeine überwachende Beobachtung dient hingegen der Feststellung von Auswirkungen, die in der Umweltrisikoprüfung nicht vorhergesehen wurden.

Im Unterschied zur Genehmigung von Freisetzung und Inverkehrbringen, bei der Prognosen zu Auswirkungen von GVO notwendig sind, geht es beim Monitoring darum, die Auswirkungen festzustellen, die tatsächlich eingetreten sind. Hierfür ist die Erhebung des Ausgangszustands vor der Marktzulassung von GVO als Referenz notwendig (ZÜGHART & BRECKLING 2003, UMWELTBUNDESAMT 1999). Zudem ist es beim Monitoring größtenteils möglich, die Auswirkungen direkt zu messen, so dass nicht, wie es bei der Risikoabschätzung im Vorfeld einer Genehmigung erforderlich ist, von Veränderungen auf der Impuls- oder Prozessebene mittels Indikation auf mögliche Auswirkungen geschlossen werden muss. Die Feststellung von Auswirkungen beim Monitoring kann und muss somit auch entsprechend genau und valide sein.

4.5.3 Datenlage

Für die Bewertung von Auswirkungen auf den einzelnen Vollzugsebenen stehen die notwendigen Daten in unterschiedlichem Umfang zur Verfügung. Dies sind Daten zu schadensrelevanten Eigenschaften des GVO, Daten zur Umwelt, in die der GVO ausgebracht wird, Daten zur Ausbringung und Daten über bereits eingetretene Wirkungen von GVO.

Daten zu schadensrelevanten Eigenschaften des GVO

Gemäß Anhang III B der EU-Freisetzungsrichtlinie sind in diesem Zusammenhang Informationen über Empfänger- oder Elternpflanzen, Informationen über die genetische Veränderung und Informationen über die genetisch veränderte Pflanze selbst relevant. Die Kenntnisse über schadensrelevante Eigenschaften des GVO sollten idealiter bei Entscheidungen auf allen Vollzugsebenen bereits relativ hoch sein. Nach Inverkehrbringen können sich jedoch bestimmte Eigenschaften des GVO als schadensrelevant erweisen, die im Verfahren der Genehmigung noch nicht bekannt waren.

Daten zur Umwelt

Hierunter fallen Informationen, die einer Beschreibung der Ausbringungsorte dienen, u. a. Informationen über Klima, Flora und Fauna, das „Vorhandensein geschlechtlich kompatibler verwandter Wild- und Kulturpflanzenarten“ oder die „Nähe zu offiziell anerkannten geschützten Biotopen oder Schutzgebieten“ (vgl. Anhang III B, RL 2001/18/EG). Bei der Genehmigung von Freisetzungen und bei der Durchführung des Monitorings kann gezielt auf Daten zur Umwelt zurückgegriffen werden. Bei der Genehmigung des Inverkehrbringens ist dies jedoch nicht der Fall, da nach einer Marktzulassung von GVO Ausbringungen prinzipiell an jedem Ort im Geltungsbereich der Zulassung denkbar sind. Eine gezielte Berücksichtigung der spezifischen Umweltbedingungen an den Ausbringungsorten kann vor der Genehmigung des Inverkehrbringens somit nicht erfolgen.

Daten zur Ausbringung

Hierzu gehören u. a. Daten über Lage und Größe des Freisetzungsgeländes, Zeitpunkte und Dauer der Freisetzungen, Menge der ausgebrachten GVO oder auch das „Verfahren für die Freisetzung der genetisch veränderten Pflanzen“ (vgl. Anhang III B, RL 2001/18/EG). Bei der Genehmigung von Freisetzungen müssen diese Informationen vorliegen. Für eine Genehmigung des Inverkehrbringens kann jedoch auf bestimmte Daten nicht zurückgegriffen werden, da z. B. Orte, Umfang und Zeitpunkte des Inverkehrbringens bei der Genehmigung nicht im Detail festgelegt werden.

Daten über bereits eingetretene Wirkungen von GVO

Wird ein GVO zum ersten Mal freigesetzt, so liegen keinerlei Daten über Auswirkungen dieses GVO auf die Umwelt vor. Die Datenlage kann sich schrittweise mit der Zahl durchgeführter Freisetzungen verbessern. Gute Kenntnisse der Umweltwirkungen eines GVO können allerdings zur Verfügung stehen, wenn dieser bereits seit längerer Zeit im Ausland wiederholt freigesetzt wird. In diesem Fall besteht die Möglichkeit zu prüfen, inwieweit die festgestellten Wirkungen auch in einer bestimmten Region Deutschlands eintreten können (Problem der Übertragbarkeit der Befunde auf andere Naturräume). Vor dem Inverkehrbringen eines GVO liegen zumindest einige Daten vor, die bei der freisetzungsbegleitenden Risikoforschung oder bei der Überwachung der Freisetzungen erhoben wurden. Eine breite Datenbasis lässt sich erst im Zuge des Monitorings nach Inverkehrbringen erschließen. Hier kommt aus zwei Gründen insbesondere einer langfristig angelegten allgemeinen überwachenden Beobachtung („general

surveillance“) große Bedeutung zu. Zum einen können mit Hilfe dieser allgemeinen Umweltüberwachung Auswirkungen aufgedeckt werden, die im Rahmen des Genehmigungsverfahrens nicht berücksichtigt wurden und folglich bei der fallspezifischen Überwachung auch nicht überprüft werden. Zum anderen ist es von besonderer Wichtigkeit, die Beobachtung über einen ausreichend langen Zeitraum durchzuführen, da zahlreiche Auswirkungen erst nach sehr langen Zeiträumen auftreten (vgl. KOWARIK 1995). Bei der Prüfung der Genehmigungsfähigkeit von Freisetzung und Inverkehrbringen können derartige Auswirkungen aufgrund mangelnder Erfahrungen bisher nicht berücksichtigt werden. Generell sollte sich die Entwicklung von Indikatoren und Kriterien für die Feststellung und Bewertung von Veränderungen und Auswirkungen infolge der Freisetzung oder des Inverkehrbringens von GVO an den hierfür zur Verfügung stehenden Daten orientieren. Maßstab können z. B. die EU-Freisetzungsrichtlinie oder die Verordnung über Antrags- und Anmeldeunterlagen und über Genehmigungs- und Anmeldeverfahren nach dem Gentechnikgesetz sein, die zum Teil konkrete Vorgaben bezüglich der Daten treffen, die als Genehmigungsgrundlage vorliegen müssen. Auf diese Daten kann dann auch mit Sicherheit zurückgegriffen werden. Vor diesem Hintergrund ist schließlich auch zu berücksichtigen, dass neben der planmäßigen Ausbringung bei Freisetzung und Inverkehrbringen auch eine unabsichtliche Ausbringung – z. B. bei Transport, Entsorgung oder Lagerung – von GVO stattfinden kann (vgl. Kap. 4.4.1). Eine Vorhersage von Schäden durch unabsichtliche Ausbringungen ist sehr schwierig, da in diesem Fall keine oder deutlich weniger Daten über bestimmte Ausbringungsparameter vorliegen.

4.5.4 Unterscheidung zwischen prospektiver und retrospektiver Ermittlung von Auswirkungen

Beim Monitoring kann eine retrospektive Bewertung vorgenommen werden, wogegen vor Freisetzung und Inverkehrbringen eine prospektive Bewertung schädlicher Einwirkungen auf Schutzgüter erfolgt. Bei der Wirkungsprognose muss im Falle des Inverkehrbringens von Daten zur Ausbringung (z. B. üblicherweise verwendete Schlaggröße, voraussichtlicher Herbizideinsatz) und bekannten Eigenschaften des GVO auf Prozesse und Auswirkungen geschlossen werden. Bei der Freisetzungsgenehmigung liegen zusätzlich spezifische Daten zur Umwelt der beantragten Freisetzungstandorte vor, an denen der GVO ausgebracht wird. Auswirkungen können auch hierbei nicht direkt gemessen, sondern nur anhand von Indikatoren in einem Modell abgeschätzt werden. Indikatoren wiederum können in einer prospektiven Bewertung nur am Impuls ansetzen und an weiteren Parametern, die Rahmenbedingungen für den Ablauf von Prozessen und die Erzeugung von Wirkungen darstellen. Prozesse und Wirkungen können aber nicht direkt ermittelt werden. Anders ist dies bei einer retrospektiven Bewertung im Rahmen des Monitorings. In diesem Fall können Veränderungen von Indikatorenausprägungen direkt ermittelt werden. Während beispielsweise prospektiv die Veränderung der „Anzahl von Arten der Roten Liste“ über Indikatoren wie „Einsatz von Herbiziden“ oder „Verdrängung bestimmter Sippen durch GVO“ bestimmt werden müsste, kann diese retrospektiv durch Kartierungen zu verschiedenen Zeitpunkten gemessen werden.

4.6 Methodische Ansätze zur Eignungsprüfung von Kriterien und Indikatoren

In Kap. 4.1 wurden bereits die Grundbegriffe der Bewertung ökologischer Schäden und das zugrunde liegende Modell der Bewertung dargestellt. Die zentralen Begriffe der Bewertung sind Kriterien, Indikatoren und Erheblichkeitsschwellen. In diesem Kapitel wird dargelegt, nach welcher Methode Kriterien und Indikatoren ausgewählt werden können. Auf die Ermittlung von Erheblichkeitsschwellen wird in Kap. 4.8 eingegangen.

An die Verwendung von bewertungsrelevanten Indikatoren und Kriterien werden zahlreiche planungsmethodische Anforderungen gerichtet (vgl. KÖHLER 1969, RECK 1990, WINKELBRANDT 1990, BERNOTAT et al. 2002, ROMAHN 2003, LAMNEK 2005).

a) Relevanz von Kriterien

Relevanz als Voraussetzung für die Anwendung eines Bewertungskriteriums bedeutet, dass das Kriterium problemadäquat ausgewählt werden und mit den naturschutzfachlichen Zielen korrespondieren muss. So dürfte das Kriterium „Verdrängung gefährdeter Arten durch GVO“ in den meisten Fällen ein relevantes Bewertungskriterium sein, während dies für das Kriterium „Veränderung der Artenvielfalt in einem Lebensraum“ nicht der Fall ist. Zum einen ist Artenvielfalt nicht pauschal anzustreben (vgl. SCHERNER 1994), zum anderen werden Veränderungen im Sinne des hier abgeleiteten Schadenskonzeptes (vgl. Kap. 3.3) nicht per se negativ bewertet.

b) Validität (Gültigkeit, Treffsicherheit) von Kriterien und Indikatoren

„Ein Merkmal bzw. seine Messvorschrift ist gültig, wenn es richtige Voraussagen über die Realität zulässt.“ (KÖHLER 1969, S.78). Im konkreten Fall bedeutet dies, dass geprüft werden muss, inwieweit der Indikator tatsächlich in der Lage ist, das Indikandum zu indizieren, bzw. inwiefern über Bewertungskriterien das Ausmaß einer bewertungsrelevanten Auswirkung festgestellt werden kann. So kann beispielsweise die Verdrängung von Pflanzenarten über den Deckungsgrad eines GVO in einer Lebensgemeinschaft ermittelt werden. Die Indikation besitzt jedoch nur eine hohe Validität, wenn die Korrelation zwischen „Deckungsgrad eines GVO“ und „Verdrängung von Pflanzenarten“ im Detail bekannt ist. Nimmt man in einer Wirkungskette das erste Ereignis als Parameter zur Abschätzung von Folgeereignissen, so nimmt die Unsicherheit mit jedem Schritt in der Kette zu bzw. die Treffsicherheit ab (vgl. Abb. 17). So kann beispielsweise über den Indikator „Vorhandensein wild lebender genetisch kompatibler“ Sippen mit relativ guter Treffsicherheit der Prozess „Genintrogression“ abgeschätzt werden, jedoch kaum mehr die Wirkung „Verlust wild lebender Sippen durch Genintrogression“ oder die Folgewirkung „Rückwirkung des Vorkommens von transgenen Hybriden auf Lebensgemeinschaften“.

Ebenso wie bei Indikatoren muss die Validität von Kriterien geprüft werden. Die Ausbreitungsfähigkeit eines GVO ist beispielsweise ein schlechter Prädiktor für die Verdrängung anderer Pflanzenarten durch interspezifische Konkurrenz, da vermutlich nur ein Bruchteil von GVO hierzu in der Lage sind (vgl. zu gebietsfremden Arten KOWARIK 2002). Die Ausbreitungsfähigkeit ist somit kein valides Kriterium.

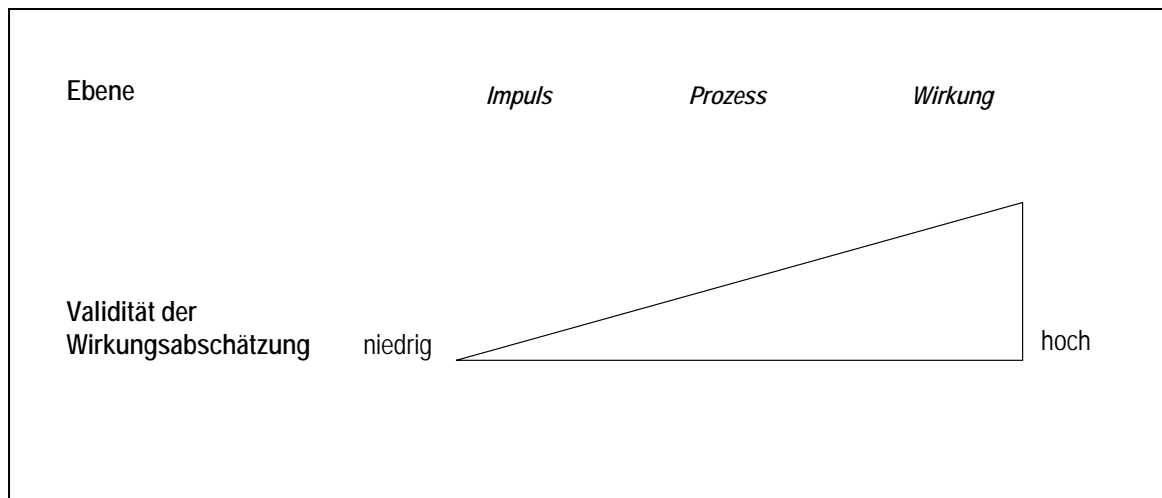


Abb. 17: Validität der Abschätzung von Wirkungen auf verschiedenen Ebenen der Wirkungskette. Innerhalb der Wirkungskette können Impulse, Prozesse oder Wirkungen direkt gemessen oder indirekt durch Indikatoren bestimmt werden. Die Validität steigt, je weiter man sich entlang der Wirkungskette der Wirkung nähert.

Über Bewertungskriterien werden Schäden bewertet (vgl. Kap. 4.1). Schäden treten ein, wenn das Ausmaß der Beeinträchtigung über einer definierten Erheblichkeitsschwelle liegt. Bei bekannter Korrelation zwischen den Ausprägungen eines Kriteriums und dem Schadensumfang kann von der Erheblichkeitsschwelle eines Schadens die zugehörige Ausprägung eines Kriteriums abgeleitet werden, ab der ein Schaden vorliegt (vgl. Abb. 7 in Kap. 4.1). Dieser Schluss ist nur möglich, wenn die Korrelation zwischen bewertungsrelevanter Auswirkung, die einen Schaden darstellt, und der Ausprägung von Bewertungskriterien bekannt ist.

Grundsätzlich sollten valide Indikatoren und Kriterien weniger validen vorgezogen werden. Wenn eine präzise Indikation wegen fehlender Daten nicht oder nur mit unangemessenem Erhebungsaufwand möglich ist (s. u.), sollte ersatzweise eine bestmögliche Indikation vorgenommen werden.

Inwiefern auch wenig valide Kriterien und Indikatoren verwendet werden, hängt vom Zweck der Schadensbewertung ab. Wie in Kap. 4.5.2 dargelegt lassen sich nach GenTG zwei Zwecke erkennen:

1. das Ausschließen von Schäden im Rahmen der Umweltrisikoprüfung als Grundlage für die Genehmigung von Freisetzung und Inverkehrbringen,
2. die wissenschaftlich möglichst präzise Feststellung von Schäden im Rahmen des Monitorings.

Im ersten Fall ist es möglich, Indikatoren bzw. Kriterien zu verwenden, die valide sind hinsichtlich eines Ausschlusses, aber nicht hinsichtlich eines Eintritts von Schäden (vgl. Tab. 15). Der Zweck des Bewertungsverfahrens sieht hierbei vor, dass alle Fälle einer erheblichen Beeinträchtigung tatsächlich als solche erfasst werden. Umgekehrt formuliert: es soll ausgeschlossen sein, dass für GVO, die erhebliche Beeinträchtigungen bewirken, fälschlicherweise unerhebliche Beeinträchtigungen prognostiziert werden (vgl. Tab. 15, Nr. 2). Dass Fälle auftreten können, die irrtümlicherweise als zu einer erheblichen Beeinträchtigung führend eingeschätzt wurden, wird dagegen akzeptiert (vgl. Tab. 15, Nr. 3). So ist z. B.

der Schadenstatbestand „Ersatz wild lebender Sippen durch Genintrogression“ auszuschließen, wenn genetisch mit dem GVO kompatible Sippen in räumlicher Nähe vorhanden sind. Dass bei einer Freisetzung nicht zwingend eine Genintrogression und ein Ersatz wild lebender Sippen folgen muss, wird als Fehler in Kauf genommen (vgl. hierzu auch OTT 1999). Der dargelegte Ansatz – der Ausschluss von Risiken und damit die Tolerierung einer Fehleinschätzung unerheblicher Beeinträchtigungen als erheblich – wird durch das Vorsorgeprinzip (vgl. Kap. 4.5.1) legitimiert.

Im zweiten Fall geht es darum, möglichst genau zu ermitteln, welche Schäden auftreten. Fehleinschätzungen sollten möglichst selten auftreten, d. h. es wird insgesamt eine hohe Validität angestrebt. Fehleinschätzungen unerheblicher Beeinträchtigungen als erhebliche Beeinträchtigungen, die beim ersten Fall in gewissem Maß in Kauf genommen werden können, sollten vermieden werden.

Tab. 15: Möglichkeiten von Bewertungsfehlern aufgrund mangelnder Validität

Ausgangspunkt ist die Hypothese „Die Ausbringung eines GVO führt zu einem ökologischen Schaden“. Sowohl die auf der Kriterienausprägung basierende Ablehnung als auch die Annahme dieser Hypothese können falsch (Nr. 2 bzw. 3) oder richtig sein (Nr. 1 bzw. 4). Dadurch ergeben sich die vier dargestellten Möglichkeiten. Je geringer die Wahrscheinlichkeit der unter 2. bzw. 3. genannten Fehler sind, desto valider (treffsicherer) ist das Bewertungsverfahren. Das Auftreten des unter 2. genannten Fehlers ist nicht akzeptabel, wenn es darum geht, eine Gefahr auszuschließen. Der unter 3. aufgeführte Fehler kann hingegen in einem gewissen Rahmen toleriert werden. Hierbei ist allerdings der Verhältnismäßigkeitsgrundsatz zu beachten, d. h. ein Schaden sollte mit einer gewissen Wahrscheinlichkeit indiziert werden, um das Versagen der Freisetzung oder des Inverkehrbringens zu rechtfertigen (vgl. ROLLER 2005).

		„Wahres“ Bewertungsergebnis	
		erhebliche Beeinträchtigung	Keine erhebliche Beeinträchtigung
Prognostiziertes oder beobachtetes Bewertungsergebnis	erhebliche Beeinträchtigung	1. „erhebliche Beeinträchtigung“ richtig	3. „erhebliche Beeinträchtigung“ falsch.
	keine erhebliche Beeinträchtigung	2. „keine erhebliche Beeinträchtigung“ falsch	4. „keine erhebliche Beeinträchtigung“ richtig

c) Erforderlichkeit

Da das Bewertungsverfahren so einfach wie möglich sein sollte, dürfen die Indikatoren nicht redundant sein. Jedes Kriterium sollte durch Indikatoren abgebildet werden, die nicht bereits andere Kriterien abbilden, um Doppelerfassungen und -bewertungen zu vermeiden (vgl. WINKELBRANDT 1990).

Die Erforderlichkeit gibt Auskunft darüber, ob ein Indikator oder Kriterium bereits durch einen anderen bzw. ein anderes hinreichend abgedeckt ist, der bzw. das mit geringerem Aufwand anwendbar ist oder mit höherer Validität Zustände wie Veränderungen der Tier- oder Pflanzenwelt abbildet. Erforderlichkeit ist somit eine relative Anforderung: ob ein Kriterium erforderlich ist, hängt von anderen Kriterien ab, die den gleichen Sachverhalt operationalisieren sollen.

Die Erforderlichkeit ist fallweise festzustellen. Beispielsweise können bei einer guten Datengrundlage oft besser geeignete Indikatoren verwendet werden als bei einer schlechten Datengrundlage. Dadurch wird

die Anwendung der weniger geeigneten Indikatoren hinfällig. In eine Vorauswahl von Indikatoren für ein Verfahren zur Bewertung ökologischer Schäden sollten aber jeweils mehrere Indikatoren einbezogen werden, die dasselbe Kriterium abbilden, um aus diesen fallspezifisch eine endgültige Auswahl treffen zu können (vgl. KOWARIK et al. 2003). Hierdurch wird gewährleistet, dass in jedem Bewertungsfall relevante Kriterien operationalisiert werden können.

d) Anpassung der Auswahl an die Datenlage

Es können nur Indikatoren verwendet werden, deren Ausprägung bekannt ist oder erfasst werden kann. Die Indikatorenauswahl ist somit von der Datenlage abhängig. Diese ist für die Vollzugsebenen Freisetzung, Inverkehrbringen und Monitoring unterschiedlich. Auf den Vollzugsebenen der Freisetzung und des Inverkehrbringens ist die Datenlage zur Zeit umso besser, je näher der Ansatzpunkt, an dem die Daten erhoben werden, am Ursprung der Wirkungskette liegt. Beim Monitoring sollte auch eine gute Datenlage hinsichtlich der Verfügbarkeit und Qualität der Daten über Wirkungen gegeben sein.

Fehlende Daten über Eigenschaften von GVO, Kenngrößen der Ausbringung oder Parameter der Ausbringungsumwelt können gegebenenfalls erhoben werden. Es ist in einem ersten Schritt festzustellen, welche Daten benötigt werden (bspw. für ein bestimmtes Prognosemodell). In einem zweiten Schritt ist zu prüfen, ob der Aufwand für die Erhebung der erforderlichen Daten gerechtfertigt ist.

Diese Verhältnismäßigkeit hängt von mehreren Faktoren ab. Erstens ist sie davon abhängig, welche Schäden überhaupt denkbar sind. Je höher das zu befürchtende Schadensausmaß ist, desto eher ist es zumutbar, anhand aufwändiger Untersuchungen sicherstellen zu lassen, dass diese Schäden ausgeschlossen sind. Zweitens muss sich die Erfassung von Daten nach dem gesetzlich vorgesehenen und in der Praxis üblichen Prüfumfang richten, um eine Gleichbehandlung von Antragstellern zu gewährleisten (vgl. Kap. 4.5.3). Zuletzt ist die Verhältnismäßigkeit davon abhängig, um welche Kosten und Gewinne es bei einer Freisetzung bzw. einem Inverkehrbringen von GVO geht. Für einen 5 km langen Autobahnabschnitt, der ca. 40 Millionen Euro kostet (NICKEL 1998, zit. in POTTHAST 2000), können im Rahmen einer UVS auch spezifische ökologische Daten erhoben werden. Es ist daher zu berücksichtigen, welche Werte für ein Saatgutunternehmen auf dem Spiel stehen. Dieses Vorgehen wird durch die Vertretbarkeitsklausel in § 16 GenTG gerechtfertigt.

Zu berücksichtigen ist außerdem, dass das Prognosemodell, also die Verknüpfung von Indikatoren und Kriterien, der Datenlage angepasst ist. Je ungenauer die Ausgangsdaten sind, desto einfacher muss das Wirkungsmodell sein (vgl. Abb. 18). Hierdurch ergibt sich möglicherweise ein Dilemma, wenn die Datenlage für Indikatoren am besten sind, je näher sie am Ursprung der Wirkungskette ansetzen (vgl. „Messfehler“ in Abb. 18). Das Prognosemodell ist jedoch am zuverlässigsten je weiter am Ende der Wirkungskette die Indikatoren ansetzen (vgl. Abb. 17, „Modell-/Indikationsfehler“ in Abb. 18). Diese Umstände haben zur Folge, dass sich Wirkungen durch GVO zur Zeit nur mit großer Ungenauigkeit vorhersagen lassen.

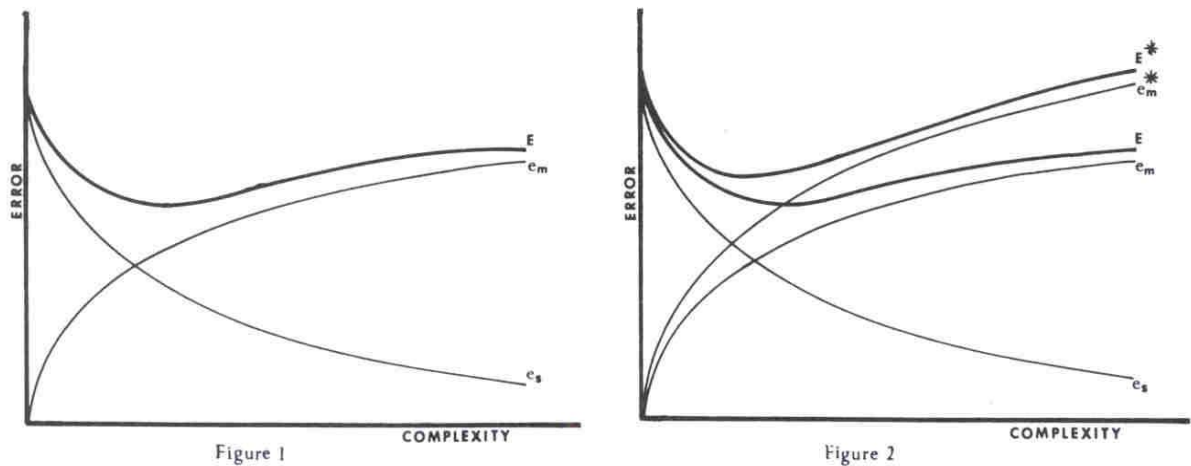


Abb. 18: Prognosefehler in Abhängigkeit von der Komplexität des Vorhersagemodells und der Messgenauigkeit (ALONSO 1968). e_m, e_m^* = measurement errors (Datenfehler durch Messung), e_s, e_s^* = specification errors (Modell-/Indikationsfehler), $E = [e_m^2 + e_s^2]^{1/2}$, E^* = prediction error (Gesamtfehler)

Auf der x-Achse wird die Komplexität des Modells gemessen, auf der y-Achse das Fehlerausmaß. Durch komplexe Modelle bildet man die Realität besser ab – der Spezifizierungsfehler sinkt. Allerdings wirken sich Messfehler in komplexen Modellen viel stärker aus (Bild 1). In Bild 2 ist ein weiterer Fall dargestellt, der sich von dem ersten dadurch unterscheidet, dass die Datengrundlage schlechter ist. Der minimale Gesamtfehler E^* (Scheitelpunkt der Kurve für den Gesamtfehler E^*) liegt bei einer geringeren Komplexität des Modells als der minimale Gesamtfehler E , da sich bei der Modellierung bei zunehmender Komplexität Messfehler stärker auswirken als Spezifizierungsfehler.

4.7 Beispielhafte Darstellung von Indikatoren und deren Zuordnung zu Ansatzpunkten in der Wirkungskette

In diesem Kapitel wird zunächst eine Auswahl möglicher Indikatoren für Umweltwirkungen von GVO exemplarisch dargestellt. Daran anschließend werden diese Indikatoren den Ansatzpunkten in der Wirkungskette – Impulse, Prozesse, Wirkungen (Schutzgüter) – zugeordnet.

4.7.1 Beispielhafte Darstellung von Indikatoren

Grundlage für die beispielhafte Darstellung von Indikatoren ist eine Zusammenstellung von BRAUNER & TAPPESER (2001), da in dieser eine Übersicht zu verschiedenen für das Themenfeld Bio- und Gentechnologie potenziell relevanten Indikatoren gegeben wird.

In Tab. 16 werden beispielhaft einige dieser Indikatoren dargestellt, wobei die mögliche Bandbreite an Messgegenständen und Kriterien aufgezeigt wird. Es ist somit ersichtlich, welche Messgegenstände und Kriterien angewandt werden, um Zustände oder Veränderungen zu messen. Als übergeordnete Messgegenstände kommen Biotoptypen, Biotope, Arten, Nutztiere und Kulturpflanzen, Biodiversität, Landschaft und Landschaftsstruktur, Landnutzung, Dünge- und Pflanzenschutzmittel, Wasserhaushalt und Boden in Frage. Bei Biotoptypen, Biotopen und Arten wird in erster Linie auf Gefährdung, Seltenheit, Schutzstatus, Charakteristik und Beeinträchtigung als Kriterien abgestellt. Die Anzahl der verwendeten Messgegenstände und bewertungsrelevanten Eigenschaften hält sich somit in einem überschaubaren Rahmen. Von Bedeutung für die Indikation wären zusätzlich Angaben zum Indikandum. Ziel des Vorhabens von BRAUNER & TAPPESER (2001) war es, im Zuge der Auswertung von Fachliteratur eine allgemeine Übersicht zu möglichen Indikatoren für die Agro-Gentechnik zusammenzustellen. Es ging jedoch nicht darum eine Eignungsbewertung dieser Indikatoren durchzuführen oder vorzubereiten, weshalb auch explizite Angaben zum jeweiligen Indikandum größtenteils fehlen.

Teilweise ist eine Zuordnung von Messgegenständen und Kriterien nicht möglich. Dies liegt u. a. darin begründet, dass einige der angeführten „Indikatoren“ nach dem in diesem Projekt zugrunde liegenden Verständnis von Indikation keine Indikatoren sind (zur Definition von Indikation vgl. Kap. 4.1). So sind z. B. bei Biodiversität („Impacts on biodiversity of different farm practices and systems“, OECD 1999b) und Bodenqualität („soil quality“, OECD 2001) jeweils mehrere Eigenschaften als Indikans denkbar. Solange jedoch unklar ist, welche der Eigenschaften gemessen werden soll, kann auch keine klare Zuordnung zwischen Indikans und Indikandum erfolgen. Die genannten Indikatoren sind in der dargestellten Form somit nicht operabel.

In ähnlicher Weise ist die Anwendbarkeit eingeschränkt, wenn ein klarer Bezug zu den Schutzgütern fehlt. Beispielsweise lässt der vorgeschlagene Indikator „Marktanteil von Lebensmitteln aus ökologischem Anbau“ (BMU 2000) offen, was das Indikandum ist. Weiterhin fällt auf, dass sich die genannten Indikatoren auf unterschiedliche räumliche Ebenen beziehen. So bedarf z. B. der Indikator „Flächenanteil besonders extensiver Landbewirtschaftungsverfahren an der Landesfläche“ (BMU 2000) der Betrachtung der gesamten Landesfläche, wohingegen sich der Indikator „Anzahl Rote-Liste-Arten

(Gefäßpflanzen) pro Plot“ (ÖFS⁸⁷) auf kleinräumige Untersuchungsflächen bezieht. Für die Bewertung von Auswirkungen, die aus einer Freisetzung von GVO resultieren, eignet sich der erstgenannte Indikator nicht, da eine einzelne Freisetzung kaum Auswirkungen auf den Flächenanteil extensiver Landbewirtschaftungsverfahren an der Landesfläche haben kann. Jedoch kann dieser Indikator für die Ermittlung der Auswirkungen des Anbaus von GVO im Land insgesamt relevant sein.

Grundsätzlich ist in Bezug auf einige der bei BRAUNER & TAPPESER (2001) zusammengestellten Indikatoren zu hinterfragen, ob sie für eine Feststellung und Bewertung der Auswirkungen von GVO tatsächlich relevant sind. BRAUNER & TAPPESER wählten aus Indikatorenvorschlägen und -programmen ohne direkten Gentechnikbezug potenziell relevante Indikatoren aus, „die als Leitlinien für ein Monitoring von Effekten des Anbaus transgener Pflanzen dienen könnten“ (2001, S. 26). Zum Teil beschränken sie sich dabei auf die bloße Nennung der Indikatoren, ohne deren Bezug zur GVO-Problematik deutlich herauszustellen. Die Bezeichnung der Indikatoren an sich erschließt jedoch deren Anwendungsbezug nicht automatisch (z. B. „Anteil gefährdeter Biotoptypen an allen in Deutschland vertretenen nichttechnischen Biotoptypen in %“ aus der ÖFS oder „Land characteristics of agricultural landscape: Natural features, covering, for example, the land’s slope, elevation, soil type etc.“ von der OECD 1999b). Über eine kritische Betrachtung der Relevanz der angeführten Indikatoren hinaus, ist zu überprüfen, ob noch weitere Indikatoren für die Bewertung der Auswirkungen von GVO von Bedeutung sind. Dieses ist nötig, da zum einen in der Zusammenstellung von BRAUNER & TAPPESER (2001) verschiedene (Umwelt-)Indikatorenkonzepte und -programme nicht berücksichtigt werden. Zum Teil wird diese Nichtberücksichtigung damit begründet, dass in einzelnen Konzepten hoch aggregierte Indikatoren mit einer starken Vereinfachung der komplexen Beziehungen vorgeschlagen werden und somit ihre „Nutzung zur Abbildung von Effekten im Kontext Bio- und Gentechnologie nicht möglich scheint“ (ebd., S. 104). Andere Konzepte hingegen werden lediglich aufgelistet, ohne dass begründet wird, warum sie nicht näher ausgewertet werden. Zum anderen ist zu beachten, dass die Indikatorenauswahl vor dem Hintergrund des zum Zeitpunkt der Erstellung der Studie aktuellen Wissensstandes zu Auswirkungen gentechnisch veränderter Pflanzen erfolgte. Sofern sich dieser Wissensstand verändert hat und weitere Auswirkungen von GVO bekannt sind, könnten auch bisher unberücksichtigte Indikatoren zusätzlich von Interesse sein.

⁸⁷ Ökologische Flächenstichprobe

Tab. 16: Auswahl von Indikatoren, die für das Themenfeld Bio- und Gentechnologie relevant sein können (nach BRAUNER & TAPPESER 2001). Berücksichtigt werden der Gegenstand der Messung, die Kriterien, die zur Bewertung des jeweiligen Messgegenstandes herangezogen werden sowie Angaben dazu, ob jeweils die Veränderung oder der Zustand des Messgegenstandes gemessen werden. Unter „Quelle/Programm“ wird die Referenz angegeben, auf die sich BRAUNER & TAPPESER (2001) in Hinblick auf den jeweiligen Indikator beziehen.

Indikator	Messgegenstand	Kriterien	Veränderung / Zustand	Quelle / Programm
Anteil gefährdeter Biotoptypen an allen in Deutschland vertretenen nichttechnischen Biotoptypen in %	Biotoptypen	Gefährdung	Zustand	ÖFS
Anteil gefährdeter Biotope	Biotope	Gefährdung	Zustand	WALZ et al. 1997
Protected areas as a percentage of total area by ecosystem type	Biotope	Schutzstatus	Zustand	OECD 1993b
Habitat alteration and conversion of land from its natural state	Biotope	Naturnähe	Veränderung	OECD 1993b
Fragmentation of habitats both in the agro-ecosystem and 'natural' habitats	Biotope	-	Fragmentierung	OECD 1999a
Impacts on habitat of different farm practices and systems	Biotope	Beeinträchtigung	Veränderung	OECD 1999b
Anteil gefährdeter / ausgestorbener Tier- und Pflanzenarten	Arten	Gefährdung	Zustand	WALZ et al. 1997
Anzahl Rote-Liste-Arten (Gefäßpflanzen) pro Plot	Arten	Gefährdung	Zustand	ÖFS
Anteil / Anzahl seltener Pflanzenarten	Arten	Seltenheit	Zustand	ÖFS
Vorkommen und Anzahl seltener und/oder gefährdeter Grünlandarten bzw. Ackerwildkräuter und davon direkt oder indirekt abhängige Kleintierarten (Äcker: Insekten wie Laufkäfer, Schwebfliegen)	Arten	Seltenheit, Gefährdung	Zustand	GEIER et al. 1999
Vorkommen und Anzahl von gefährdeten und charakteristischen Konsumenten höherer Ordnungen (Äcker: Rebhuhn, Wachtel, Feldlerche)	Arten	Seltenheit, Charakteristik	Zustand	GEIER et al. 1999
Protected species as a percentage of threatened species	Arten	Schutzstatus	Zustand	OECD 1993b
Change in abundance and / or distribution of a selected core set of species	Arten	?	Veränderung	CBD

Anteil gefährdeter einheimischer Kulturpflanzensorten an der jeweiligen Gesamtzahl	Nutztiere und Kulturpflanzen	Gefährdung	Zustand	BMU 2000
Bio-diversity index based on genetic and habitat variety	Biodiversität	?	Zustand	BUITENKAMP 1999
Impacts on biodiversity of different farm practices and systems	Biodiversität	?	Veränderung	OECD 1999b
Land characteristics of agricultural landscape: Natural features, covering, for example, the land's slope, elevation, soil type, etc.	Landschaft, Landschaftsstruktur	Charakteristik	Zustand	OECD 1999b
Speicherung (Pools): Inwieweit kann das System Schwankungen in der Verfügbarkeit von Energie, Nährstoffen und Wasser ausgleichen?	Landschaft, Landschaftsstruktur	Funktionsfähigkeit des Naturhaushalts	Potenzial	BARKMANN et al. 2001
Flächenanteil besonders extensiver Landbewirtschaftungsverfahren an der Landesfläche	Landnutzung	Nutzungsintensität	Zustand	BMU 2000
Agricultural intensity: area used for intensive arable land	Landnutzung	Nutzungsintensität	Zustand	EU KOMMISSION & EUROSTAT 1999
Fertiliser consumption per hectare	Dünge- und Pflanzenschutzmittel	?	Belastung	EEA 1999
Belastung Grundwasser / Trinkwasser mit Pflanzenschutzmitteln	Dünge- und Pflanzenschutzmittel, Wasser	?	Belastung	WALZ et al. 1997
Biotische Wassernutzung: Wie effizient können die biotischen Elemente eines Ökosystems die zur Verfügung stehenden Wasserressourcen erschließen?	Wasserhaushalt	?	Zustand	BARKMANN et al. 2001
Soil tests	Boden	?	Zustand	OECD 2001
Soil quality	Boden	?	Zustand	OECD 2001
Erosion, Erosionsrisiko (auf Gesamtdeutschland bezogen)	Boden	?	Zustand, Veränderung	WALZ et al. 1997
Marktanteil von Lebensmitteln aus ökologischem Anbau	Lebensmittel	?	Zustand, Veränderung	BMU 2000

An dieser Stelle soll noch einmal konkret auf die in Kap. 4.6 formulierten Anforderungen an Kriterien und Indikatoren eingegangen werden. Zu diesen zählen Relevanz, Validität, Erforderlichkeit und Anpassung an die Datengrundlage. In Hinblick auf die Relevanz wurde bereits herausgestellt, dass ggf. zu überprüfen ist, ob die Indikatoren in der dargestellten Form tatsächlich problemadäquat ausgewählt wurden. In Bezug auf die Validität ist festzustellen, inwieweit der Indikator dafür geeignet ist, das Indikandum zu indizieren. Wie bereits erwähnt, ist bei den in Tab. 16 angeführten Indikatoren das Indikandum häufig nur unzureichend definiert oder überhaupt nicht angegeben, weshalb auch eine Überprüfung der Validität nicht in allen Fällen vorgenommen werden kann. Die Erforderlichkeit eines Indikators bedingt, dass er – innerhalb eines Indikatorensystems – nicht redundant zu einem anderen Indikator sein darf. Die Zusammenstellung von BRAUNER & TAPPESER (2001) gewährt einen Überblick zu möglichen Indikatoren, erhebt aber nicht den Anspruch ein in sich geschlossenes und anwendbares Indikatorensystem zu sein, weshalb eine Überprüfung der Erforderlichkeit der betrachteten Indikatoren auf dieser Ebene nicht sinnvoll ist. Eine Anpassung an die Datengrundlage führt dazu, dass nur Indikatoren verwendet werden können, für die Daten vorhanden sind oder – nach Abwägung der Verhältnismäßigkeit – erhoben werden können. Gemäß BRAUNER & TAPPESER (2001, S. 107) verbliebe keiner der vorgeschlagenen Indikatoren in der Auflistung, würde bei der Auswahl das Kriterium „Indikator, für den bereits adäquate Datenreihen erhoben werden“ angelegt werden. Eine Anwendung der hier betrachteten Indikatoren setzt also eine zusätzliche Erhebung von Daten voraus. Es ist somit zu prüfen, ob der Aufwand für die Erhebung der benötigten Daten angesichts des zu erwartenden Schadensausmaßes gerechtfertigt ist.

Für die Erarbeitung eines konkreten Indikatorenkatalogs zur Feststellung und Bewertung der Auswirkungen von GVO stellt die hier betrachtete Zusammenstellung möglicher Indikatoren für den Bereich Bio- und Gentechnologie nach BRAUNER & TAPPESER (2001) zunächst eine hilfreiche Grundlage dar. Sie ist insofern positiv zu bewerten, als die aufgelisteten Indikatoren eine große Bandbreite an Bereichen abdecken, in denen Auswirkungen von GVO vorstellbar sind. Eine kritische Betrachtung der Zusammenstellung hat aber auch Weiterentwicklungsmöglichkeiten aufgezeigt, die bei der Erarbeitung eines anwendbaren Indikatorenkataloges zu beachten sind und die nachfolgend zusammengefasst werden:

- **Überprüfung der Vollständigkeit:** Es ist zu prüfen, ob die betrachtete Indikatorenliste durch weitere Indikatoren zu ergänzen ist. Maßstab hierfür sind die bewertungsrelevanten Auswirkungen und bewertungsrelevanten Schutzgüter bzw. Schutzguteigenschaften.
- **Überprüfung der Relevanz:** Es ist zu prüfen, inwieweit genannte Indikatoren tatsächlich für den Zweck der Feststellung und Bewertung der Auswirkungen von GVO relevant sind.
- **Überprüfung der Erforderlichkeit:** Es ist zu prüfen, auf welche der angeführten Indikatoren aus Gründen der Redundanz ggf. verzichtet werden kann.
- **Überprüfung der Anpassung an die Datengrundlage:** Es ist zu prüfen, welche Daten erhoben werden müssen bzw. welcher Aufwand für die Datenerhebung im Verhältnis zum erwarteten Schadensausmaß als angemessen anzusehen ist.
- Sicherstellung einer **präzisen Angabe von Indikandum** einerseits **und Indikans** andererseits.
- **Überprüfung der Validität:** Es ist zu prüfen, ob der jeweils genannte Indikator tatsächlich in der Lage ist, das Indikandum zu indizieren und ob eine enge Korrelation nachgewiesen ist.

Ergänzend wird auf ein Beispiel für die Aufstellung gentechnikspezifischer Indikatoren eingegangen. HILBECK & MEIER (2001) unterbreiten konkrete Vorschläge möglicher Indikatoren zur Abbildung von Umweltwirkungen herbizidtoleranter und insektenresistenter transgener Pflanzen (vgl. Tab. 17).

Tab. 17: Umweltwirkungen und mögliche Indikatoren bei herbizidtoleranten und insektenresistenten transgenen Pflanzen (aus HILBECK & MEIER 2001)

Umweltwirkung	Indikatoren	Transgene Eigenschaft
Verschiebung in der Zusammensetzung der Ackerbegleitflora	Artenzusammensetzung, Häufigkeit und Deckungsgrad von Beikrautarten	Herbizidtoleranz
Effekte auf mit der Ackerbegleitflora assoziierte Tierarten	Artenzusammensetzung und Artenabundanz von Insekten- und Vogelarten	Herbizidtoleranz, Insektenresistenz
Vertikaler Gentransfer auf verwandte Ackerbeikräuter	Vorhandensein von Transgenen (Markergeren) in verwandten Ackerbeikräutern	Herbizidtoleranz, Insektenresistenz
Horizontaler Gentransfer auf Bodenmikroorganismen	Transgene DNA in Bodenproben, Vorhandensein von Transgenen (Markergeren) in Bodenmikroorganismen	Herbizidtoleranz, Insektenresistenz
Veränderung der Mikroorganismenzusammensetzung im Boden	Zusammensetzung der Bodenmikroorganismen: Nachweis von Mikroorganismengruppen; bei Herbizidtoleranz: Herbizidrückstände und deren Metabolite; bei Insektenresistenz: Erfassung des noch aktiven Genproduktes	Herbizidtoleranz, Insektenresistenz
Effekte auf Nicht-Zielinsekten	Bestandsaufnahme verschiedener Insektenarten	Insektenresistenz
Auftreten von ‚Sekundärschädlingen‘	Populationsdichten von Schadorganismen	Insektenresistenz
Resistenzentwicklung bei den Zielorganismen	Populationsentwicklung des Zielorganismus	Insektenresistenz

Die hier verwendeten Indikatoren sind durch eine sehr niedrige Aggregationsebene gekennzeichnet. Zudem sind sie tendenziell auf dem Niveau von Parametern angesiedelt, d. h. die Indikatoren sind in diesem Beispiel direkt messbar und gleichzeitig Indikans. Das diesem Beispiel zugrunde liegende Verständnis von Indikation entspricht somit eher dem Indikationsprinzip dieses Projektes (vgl. Kap. 4.1) als es im oben betrachteten Beispiel (BRAUNER & TAPPESER 2001) der Fall ist. Auffällig ist, dass sowohl in der tabellarischen Darstellung als auch in der textlichen Erläuterung der Indikatoren als Indikandum die Umweltwirkung angegeben wird. Ein direkter Bezug zu den zugrunde liegenden Schutzgütern wird nicht hergestellt. Eine Präzisierung des Indikandums durch eine direkte Bezugnahme auf das jeweilige Schutzgut ist jedoch erforderlich, um das Indikans genau festlegen zu können. Z. B. ist die Angabe „Effekte auf Nicht-Zielinsekten“ hinreichend präzise, wenn alle Nicht-Zielinsekten als Schutzgut angesehen werden und jede Wirkung, die von den transgenen Pflanzen auf diese Nicht-Zielinsekten ausgeht, angezeigt werden soll. Es ist jedoch denkbar, dass nur ein Teil der Nicht-Zielinsekten, bspw.

gefährdete Arten oder Nützlingsinsekten, Schutzgut und damit bewertungsrelevant ist. Auch ist fraglich, ob alle Auswirkungen zu erfassen sind oder nur solche, die z. B. eine Reduzierung der Populationsdichte nach sich ziehen. Die Präzisierung des Indikandums ermöglicht somit ggf. eine Eingrenzung des Indikans und des damit verbundenen Aufwands bei der Datenerhebung. Eine konkrete Überprüfung der Indikatoren anhand der aufgestellten Prüfkriterien (vgl. Kap. 4.6) wird auch in diesem Beispiel aufgrund der fehlenden Präzisierung von Indikandum und Indikans als nicht sinnvoll erachtet.

Im Zuge der Recherche nach Beispielen von Indikatoren für die Agro-Gentechnik hat sich insbesondere ein Forschungs- und Entwicklungsvorhaben zur konzeptionellen Entwicklung eines Monitoring von Umweltwirkungen transgener Kulturpflanzen als betrachtenswert erwiesen. In diesem unterbreiten ZÜGHART & BRECKLING (2003) am Beispiel von vier transgenen Pflanzen (herbizidresistenter (HR)-Raps, insektenresistenter (B.t.)-Mais, virusresistente (VR)-Zuckerrüben und Kartoffeln mit verändertem Kohlenhydratspektrum) konkrete Vorschläge für die Umsetzung eines Monitorings nach Marktzulassung. Im Zentrum des F&E-Vorhabens stand dabei „die Entwicklung eines methodischen Instrumentariums, anhand dessen ökologische Folgewirkungen des Anbaus gentechnisch veränderter Kulturpflanzen erkannt und dokumentiert werden können“ (ebd., S. 2). Für jedes der vier genannten Fallbeispiele wurden mögliche Umweltwirkungen, die sich bei einem großflächigen Anbau einstellen können, ermittelt. Daraus abgeleitet wurden Ursache-Wirkungshypothesen zusammengestellt. Auf dieser Grundlage wurden schließlich Beobachtungsparameter ausgewählt, anhand derer die Wirkungshypothesen nach einer Marktzulassung überprüft werden können. Bei den Parametern handelt es sich in den meisten Fällen um bewährte Messgrößen (z. B. Bodenart, pH-Wert, C/N-Verhältnis, Artendiversität, Artenspektrum, Dominanzstruktur und Abundanz verschiedener Arten etc.). Zum Teil wurden auch gentechnikspezifische Parameter neu eingeführt (z. B. „mikrobielle Diversität“ oder „Nachweis rekombinanter DNA im Boden“ ZÜGHART & BRECKLING 2003, S. 84).

Als besonders positiv hervorzuheben ist die Sicherstellung der Erhebbarkeit der Parameter. Für jeden Parameter werden konkrete Erhebungsmethoden vorgeschlagen sowie Angaben zum Erhebungsintervall gemacht (z. B. Parameter: „Floristische Kartierung Kreuzungspartner“, Methode: Floristische Häufigkeitsschätzskala nach GARVE (1994), Erhebungsintervall: jährlich im Frühjahr und Sommer). Bei den Parametern selbst handelt es sich um direkt messbare Messgrößen, wobei der Bezug zum Indikandum über die Erläuterung und Zuordnung der Ursache-Wirkungshypothesen sichergestellt ist. Die bei ZÜGHART & BRECKLING (2003) dargestellten Parameter (Indikatoren) wären somit auch im Rahmen des in diesem Projekt vertretenen Indikationsprinzips anwendbar. Es ist jedoch zu bedenken, dass es sich hierbei um Parameter für das Monitoring nach dem Inverkehrbringen handelt. Der Ansatz dieses Forschungsvorhabens geht aber insofern darüber hinaus, als für alle Vollzugsebenen die Erarbeitung eines Indikatorenkatalogs methodisch vorbereitet werden soll, d. h. auch für die Genehmigung von Freisetzung und Inverkehrbringen (vgl. Kap. 4.5.2.1). Auch bei ZÜGHART & BRECKLING wird die Anpassung an die Datengrundlage durch das Kriterium „Erhebbarkeit“ sichergestellt. Im Weiteren werden „Auswertbarkeit der gewonnenen Daten“ und „Handhabbarkeit“ als Kriterien für die Auswahl von Parametern genannt (ebd., S. 48). Inwieweit auch die hier vorgeschlagenen Kriterien Validität, Erforderlichkeit und Relevanz bei ZÜGHART & BRECKLING Berücksichtigung finden, ist nicht sofort ersichtlich und ggf. zu überprüfen. Eine nähere Auswertung (entsprechend Kap. 4.7.2) der von ZÜGHART & BRECKLING (2003) erarbeiteten Ergebnisse kann im Rahmen dieses Projektes nicht vorgenommen werden. In Hinblick auf die in Modul

II des hier durchgeführten F&E-Vorhabens geplante Entwicklung eines konkreten Indikatorenkatalogs zur Feststellung und als Grundlage zur Bewertung der Auswirkungen von GVO bietet es sich jedoch aufgrund der hier kurz dargestellten Vorzüge an, die Ausführungen von ZÜGHART & BRECKLING (2003) einzubeziehen.

4.7.2 Zuordnung der Indikatoren zu Ansatzpunkten in der Wirkungskette

Nachfolgend wird aufgezeigt, an welchen Stellen in der Wirkungskette der Agro-Gentechnik die in Kap. 4.7.1 betrachteten Indikatoren ansetzen. Die Wirkungskette reicht von der Ebene der Technologie über Impulse, Prozesse bis hin zu den Auswirkungen (vgl. Kap. 3.1.2, Abb. 4). Die Ebene der Technologie wird hier nicht weiter berücksichtigt, da die betrachteten Indikatoren ohnehin nicht darauf abzielen, die Gentechnik als Technologie an sich zu überprüfen bzw. in Frage zu stellen. Die Tab. 18 und 19 zeigen die Zuordnung der Indikatoren zu den Ebenen Impulse, Prozesse und Auswirkungen.

Tab. 18: Ansatzpunkte der Indikatoren nach BRAUNER & TAPPESER (2001) in der Wirkungskette der Agro-Gentechnik. (● = der jeweilige Indikator setzt an dieser Stelle in der Wirkungskette an, ? = die Zuordnung ist unklar, - = eine Zuordnung ist nicht möglich)

Indikator	Impulse	Prozesse	Auswirkungen
Anteil gefährdeter Biootypen an allen in Deutschland vertretenen nichttechnischen Biootypen in %			●
Anteil gefährdeter Biotope			●
Protected areas as a percentage of total area by ecosystem type			●
Habitat alteration and conversion of land from its natural state			●
Fragmentation of habitats both in the agro-ecosystem and 'natural' habitats			●
Impacts on habitat of different farm practices and systems			●
Anteil gefährdeter / ausgestorbener Tier- und Pflanzenarten			●
Anzahl Rote-Liste-Arten (Gefäßpflanzen) pro Plot			●
Anteil / Anzahl seltener Pflanzenarten			●
Vorkommen und Anzahl seltener und/oder gefährdeter Grünlandarten bzw. Ackerwildkräuter und davon direkt oder indirekt abhängige Kleintierarten (Äcker: Insekten wie Laufkäfer, Schwebfliegen)			●
Vorkommen und Anzahl von gefährdeten und charakteristischen Konsumenten höherer Ordnungen (Äcker: Rebhuhn, Wachtel, Feldlerche)			●
Protected species as a percentage of threatened species			●
Change in abundance and / or distribution of a selected core set of species			●
Anteil gefährdeter einheimischer Kulturpflanzensorten an der jeweiligen Gesamtzahl			●
Bio-diversity index based on genetic and habitat variety			●
Impacts on biodiversity of different farm practices and systems			●

Land characteristics of agricultural landscape: Natural features, covering, for example, the land's slope, elevation, soil type, etc.			●
Speicherung (Pools): Inwieweit kann das System Schwankungen in der Verfügbarkeit von Energie, Nährstoffen und Wasser ausgleichen?		?	
Flächenanteil besonders extensiver Landbewirtschaftungsverfahren an der Landesfläche	●		
Agricultural intensity: area used for intensive arable land	●		
Fertiliser consumption per hectare	●		
Belastung Grundwasser / Trinkwasser mit Pflanzenschutzmitteln			●
Biotische Wassernutzung: Wie effizient können die biotischen Elemente eines Ökosystems die zur Verfügung stehenden Wasserressourcen erschließen?		?	
Soil tests		-	
Soil quality			●
Erosion, Erosionsrisiko (auf Gesamtdeutschland bezogen)		●	
Marktanteil von Lebensmitteln aus ökologischem Anbau		-	

Tab. 19: Ansatzpunkte der Indikatoren nach HILBECK & MEIER (2001) in der Wirkungskette der Agrotechnik. (● = der jeweilige Indikator setzt an dieser Stelle in der Wirkungskette an, ? = die Zuordnung ist unklar, - = eine Zuordnung ist nicht möglich)

Indikatoren	Impulse	Prozesse	Auswirkungen
Artenzusammensetzung, Häufigkeit und Deckungsgrad von Beikrautarten			●
Artenzusammensetzung und Artenabundanz von Insekten- und Vogelarten			●
Vorhandensein von Transgenen (Markergeren) in verwandten Ackerbeikräutern		●	
Transgene DNA in Bodenproben, Vorhandensein von Transgenen (Markergeren) in Bodenmikroorganismen		●	
Zusammensetzung der Bodenmikroorganismen: Nachweis von Mikroorganismengruppen; bei Herbizidtoleranz: Herbizidrückstände und deren Metabolite; bei Insektenresistenz: Erfassung des noch aktiven Genproduktes		●	
Bestandsaufnahme verschiedener Insektenarten			●
Populationsdichten von Schadorganismen			●
Populationsentwicklung des Zielorganismus			●

Aus den Tab. 18 und 19 ist ersichtlich, dass die meisten der betrachteten Indikatoren auf der Wirkungsebene ansetzen. Besonders eindeutig ist dies z. B. bei Indikatoren, die Veränderungen in der Artenzusammensetzung, der Häufigkeit und des Deckungsgrades von Beikrautarten messen (vgl. Darstellung nach HILBECK & MEIER 2001). Bei zahlreichen Indikatoren aus der Zusammenstellung von BRAUNER & TAPPESER (2001) hingegen ist zunächst unklar, ob das Schutzgut an sich gemessen

werden soll, um z. B. seinen Zustand zu bestimmen, oder ob Veränderungen der Schutzgüter, die sich infolge der Ausbringung von GVO ergeben, angezeigt werden sollen (z. B. „Anteil gefährdeter Biotope“ WALZ et al. 1997, „Anteil / Anzahl seltener Pflanzenarten“, ÖFS). Für die Darstellung in Tab. 18 wird aufgrund des allgemeinen Kontexts davon ausgegangen, dass konkrete Auswirkungen auf die Schutzgüter indiziert werden sollen, weshalb eine Zuordnung zur Wirkungsebene erfolgt.

Einige Indikatoren setzen auf der Prozessebene an. Eindeutig ist dies der Fall bei Indikatoren wie z. B. „Vorhandensein von Transgenen (Markergeren) in verwandten Ackerbeikräutern“ (HILBECK & MEIER 2001). Hier wird durch das Vorhandensein der jeweiligen Transgene in Ackerbeikräutern die Ausbreitung dieser Transgene indiziert, welche der Prozessebene zuzuordnen ist und die im Weiteren Auswirkungen auf der Wirkungsebene nach sich ziehen kann. Keine eindeutige Zuordnung ist indessen bei Indikatoren wie z. B. „Speicherung (Pools): Inwieweit kann das System Schwankungen in der Verfügbarkeit von Energie, Nährstoffen und Wasser ausgleichen?“ (BARKMANN et al. 2001) möglich. Hier ist unklar, ob Veränderungen auf der Prozessebene (wenn z. B. die Störung von Prozessen indiziert wird, aus der dann wiederum Auswirkungen auf der Wirkungsebene resultieren können) oder auf der schutzgutbezogenen Wirkungsebene (wenn z. B. die Funktionsfähigkeit des Systems, also das Vermögen Schwankungen auszugleichen, als Schutzgut definiert wird) indiziert werden sollen.

Nur wenige Indikatoren sind der Impulsebene zuzuordnen. Hierzu gehören Indikatoren, bei denen GVO-bedingte Veränderungen der Landwirtschaftung angezeigt werden (z. B. „Agricultural intensity: area uses for intensive arable land“ EU KOMMISSION & EUROSTAT 1999).

Die meisten der hier dargestellten Indikatoren sind also aufgrund ihres Ansatzes auf der Wirkungsebene für eine retrospektive Bewertung geeignet. Für eine prospektive Bewertung kämen in erster Linie Indikatoren in Frage, die auf der Impulsebene ansetzen (vgl. Kap. 4.5.4). Bisherige Arbeiten zur Aufstellung von Indikatoren für den Bereich der Agro-Gentechnik leisten schwerpunktmäßig einen Beitrag zum Monitoring (vgl. BRAUNER & TAPPESER 2001, HILBECK & MEIER 2001, ZÜGHART & BRECKLING 2003). Es bedarf daher, neben der Aufarbeitung bereits angesprochener Defizite bei bestehenden Indikatoren (vgl. Kap. 4.7.1), der systematischen Zusammenstellung oder Entwicklung von Indikatoren, die sich für eine prospektive Abschätzung der Wirkungen von GVO eignen.

4.8 Entwicklung einer Methode zur Bestimmung von Erheblichkeitsschwellen

In Kap. 4.6 wurde erläutert, welche Anforderungen an die Auswahl von Kriterien und Indikatoren gestellt werden. Von den in Kap. 4.1 genannten drei Säulen Kriterien, Indikatoren und Erheblichkeitsschwellen bedarf die Bestimmung von Erheblichkeitsschwellen noch einer Ableitung. In diesem Kapitel soll ein methodischer Ansatz zur Bestimmung von Erheblichkeitsschwellen dargelegt werden. Als Grundlage hierfür werden zunächst bestehende Verfahren zur Bestimmung von Erheblichkeitsschwellen untersucht. Hierzu wird auch auf die in Kap. 4.3 dargestellten Verfahren zurückgegriffen. Daraufhin erfolgt eine Bewertung der methodischen Ansätze zur Bestimmung von Erheblichkeitsschwellen hinsichtlich ihrer Anwendbarkeit zur Operationalisierung ökologischer Schäden in der Agro-Gentechnik. Diese Bewertung mündet in einen Vorschlag, welcher der untersuchten methodischen Ansätze in Hinblick auf die Bewertung ökologischer Schäden am geeignetsten erscheint.

4.8.1 Vergleichende Betrachtung von Ansätzen zur Festsetzung von Erheblichkeitsschwellen

Im Folgenden werden zwei Möglichkeiten der Festsetzung von Erheblichkeitsschwellen untersucht. Zunächst werden Verfahren geprüft, bei denen Erheblichkeitsschwellen von außen gesetzt werden, in der Regel durch ein beauftragtes Gremium oder einen Gutachter. Diese Erheblichkeitsschwellen werden inhaltlich begründet, d. h. im Fall ökologischer Schäden wird mit Hilfe von Schutzgütern, Naturschutzzielen, dem Ausmaß von Beeinträchtigungen begründet, warum eine Auswirkung einen Schaden darstellt. Es handelt sich hierbei also um normativ begründete Schadensschwellen. Daraufhin werden Verfahren analysiert, bei denen sich Erheblichkeitsschwellen vermeintlich aus der Messung ökologischer Zustände ergeben. Sie werden formal begründet, indem eine definierte Abweichung von einem empirisch ermittelten Normalzustand als Schwellenwert festgelegt wird. Eine inhaltliche Begründung über eventuelle Schäden an Schutzgütern spielt hierbei keine Rolle. Daher handelt es sich in diesem Fall um deskriptive Schwellenwerte, aufgrund der fehlenden Normierung aber nicht um o. g. Schadensschwellen.

4.8.1.1 Exogene normative Setzungen

Normative Setzungen bei der ökologischen Risikoanalyse⁸⁸

Bei ökologischen Risikoanalysen werden Erheblichkeitsschwellen auf zweierlei Weise festgelegt:

- Durch eine eindeutige Zuweisung bestimmter Kriterienausprägungen zum Wert des Schutzgutes (Zustands-Wertigkeits-Relationen, vgl. PLACHTER 1994) oder zu Beeinträchtigungen. Bsp.: Eine Verminderung des Deckungsgrades einer wild lebenden Pflanzenart um über 50% wird von KOWARIK et al. (2003) als „hohe Beeinträchtigung“ festgelegt.
- Durch die Verknüpfung bestimmter Kriterienausprägungen nach einem Bewertungsalgorithmus. Anhand des Beeinträchtigungsausmaßes und des Gebietswertes wird ermittelt, ob die Beeinträchtigung erheblich ist. Bsp.: Eine hohe Beeinträchtigung in einem aus Naturschutzsicht

⁸⁸ Zur Anwendung der ökologischen Risikoanalyse in verschiedenen Zulassungsverfahren vgl. auch Kap. 4.3

wertlosen Gebiet wird als unerheblich eingestuft, eine geringe Beeinträchtigung in einem hochwertigen Gebiet hingegen als erheblich (vgl. KOWARIK et al. 2003).

Im Rahmen der ökologischen Risikoanalyse werden zunächst die Erheblichkeitsschwellen bei den einzelnen Kriterien festgelegt und die Kriterien miteinander verknüpft. Die Qualität einer ökologischen Risikoanalyse liegt darin, die Erheblichkeitsschwellen der einzelnen Kriterien und den Bewertungsalgorithmus so festzulegen, dass das Bewertungsergebnis mit naturschutzfachlichen Zielvorstellungen übereinstimmt. Daher muss in einem zweiten Schritt überprüft werden, ob das Bewertungsverfahren normative Gültigkeit besitzt. Hierfür müssen beispielhaft Bewertungen durchgeführt werden. Für den Fall der Zulassung von GVO bedeutet dies zu prüfen, ob nach dem Bewertungsverfahren GVO, die ökologischen Schäden hervorrufen, korrekterweise abgelehnt werden bzw. Arten, die mit hinreichender Sicherheit keine ökologischen Schäden hervorrufen, zugelassen werden.

Die Herangehensweise bei der Bewertung der Schadstoffakkumulation von Organismen (s. u.) ist umgekehrt. Ein bestimmter Schaden wird zunächst anhand eines bestimmten Schadbildes oder des Schadstoffgehaltes im Organismus festgestellt. Die bewertungsrelevante Wirkung wird somit in jedem Fall angegeben. In einem zweiten Schritt kann untersucht werden, welche einzelnen Faktoren für den Schaden verantwortlich sind und wie der Wirkungsmechanismus funktioniert, der zum Schaden führt. Der Unterschied der Herangehensweise in der ökologischen Risikoanalyse und der Bewertung einer Schadstoffakkumulation lässt sich teilweise dadurch erklären, dass hier eine prospektive Bewertung und dort eine retrospektive Bewertung durchgeführt wird.

Normative Setzungen durch Bestimmung von Grenzwerten⁸⁹

Im Immissionsschutz und der Ökotoxikologie hat die Setzung von Grenzwerten bereits eine längere Tradition. Grenzwerte können sich dabei auf die Emission beziehen (z. B. TA Luft), auf die Persistenz einer toxischen Substanz (z. B. RL 91/414/EG mit Angabe von DT90 und DT50 Werten), auf die Exposition⁹⁰ gegenüber chemischen Arbeitsstoffen bei der Arbeit (OEL = occupational exposure limits, vgl. Beschluss der Kommission 95/320/EG, RL 98/24/EG), auf Wirkungen⁹¹ wie Mortalität (LD₅₀-Wert: Letale Dosis, bei der 50% aller Versuchstiere sterben, denen eine bestimmte Giftmenge verabreicht wurde), auf Effektkonzentrationen (NOEC = no observed effect concentration: höchste getestete Konzentration, bei der kein Effekt beobachtet wurde, UBA 2003) oder auf die Akkumulation von Schadstoffen in Organismen (z. B. VDI 3957 Blatt 13).

⁸⁹ „Grenzwerte sind präzise definierte Schadstoffkonzentrationen, die auf keinen Fall überschritten werden sollen Grenzwerte stellen die spezifischste Art von Standards dar und sind in der Praxis des administrativen Vollzugs am leichtesten anzuwenden“ (MAYNTZ 1990, S. 140). Sie stellen hier einen Spezialfall von Schwellenwertsetzungen dar. Grenzwerte zeichnen sich dadurch aus, dass sie auf kardinalen Skalenniveau bestimmt werden und sich auf einfache Parameter (im Gegensatz zu zusammengesetzten) beziehen.

⁹⁰ „Die Exposition ist ein Maß dafür, wie stark ein Organismus oder ein ausgewählter Ort einer chemischen Substanz ausgesetzt ist. Die Exposition wird davon bestimmt, wie lange und in welcher Konzentration die betrachtete Substanz einwirkt. Die Dimension der Exposition ist das Produkt aus einer Konzentrationsdimension und einer Zeitdimension“ (SCHERINGER 1999, S. 70).

⁹¹ In der Ökotoxikologie wird meist von der Wirkung auf „Endpunkte“ gesprochen. Dies sind die Größen, mit denen toxische Wirkungen nachgewiesen werden (vgl. MATHES 1996; KJELLSON 1997).

Insbesondere bei Emissionen besteht eine hohe Unsicherheit bei der Abschätzung von Wirkungen. Emissionswerte lassen sich nur schwer mit entfernt auftretenden und zeitverzögerten Wirkungen quantitativ in Beziehung setzen. In der Regel gibt es keinen deterministischen Zusammenhang zwischen einzelnen Emissionen und dem Überschreiten einer Immissionsgrenze. Der von einer Grenzwertsetzung Betroffene kann leicht argumentieren, dass andere Ursachen für das Erreichen der unerwünschten Schadstoffkonzentration wichtiger sind (MAYNTZ 1990, S. 139). Grenzwerte wie z. B. Emissionsgrenzwerte in der TA Luft werden in solchen Fällen quasi dezisionistisch in einem politischen Prozess gesetzt. „Bei kognitiver Unsicherheit und evaluativem Dissens werden Entscheidungen, überspitzt formuliert eher aufgrund des Verfahrens, in dem sie zustande kamen, als aufgrund ihres Inhalts als angemessen empfunden“ (MAJONE 1982, zit. in MAYNTZ 1990, S. 137f).

4.8.1.2 Vermeintlich endogene normative Setzungen

Das Konzept der natürlichen Variationsbreite sieht vor, Erheblichkeitsschwellen zur Bewertung ökologischer Schäden aus der Variabilität von Organismeneigenschaften oder Systemzuständen abzuleiten. Da mit dem Begriff der Natürlichkeit problematische normative Implikationen verbunden sind (vgl. KOWARIK 1999), kann alternativ die normale Variationsbreite ermittelt werden (SUKOPP 2005, mdl., vgl. POTTHAST 2004).

Die Abweichung von einem Normalzustand kann statistisch ermittelt werden. Voraussetzung ist eine Messreihe mit ausreichend großem Stichprobenumfang. Für diese Messreihe lassen sich statistische Lagekenngrößen ermitteln (z. B. Medianwert, Quantile etc.). Als „auffällig“ werden oft Werte bezeichnet, die außerhalb dieser Lagekenngrößen liegen, z. B. des 95%-Quantils (vgl. LORENZ 1996). Insbesondere für Fälle, in denen diese Lagekenngrößen nicht signifikant vom Normalwert verschieden sind, bietet es sich an, den Schwellenwert für eine auffällige Abweichung über die Standardabweichung der Messwerte festzusetzen. Bereits hier wird aber deutlich, dass die Verwendung von Lagekenngrößen oder einem Vielfachen der Standardabweichung als Maßstab für die Auffälligkeit exogene Setzungen darstellen. Für die Beurteilung der Wirkung von Luftverunreinigungen auf Pflanzen (VDI 3957, Blatt 10) wird beispielsweise festgelegt, dass Immissionswirkungen auf Bioindikatoren dann vorliegen, wenn die Wirkungsnachweisgrenze überschritten wird. Die Wirkungsnachweisgrenze wird dabei als Summe des Grundgehaltes eines Schadstoffes im Indikator (z. B. Graskultur) ohne Immissionsbelastung und der dreifachen Standardabweichung des Grundgehaltes bestimmt. Derzeit sind weitere VDI-Richtlinien im Entwurf, in denen ebenfalls über ein Vielfaches der Standardabweichung „auffällig immissionsbedingt erhöhte Werte“ festgelegt werden (SUKOPP 2005, mdl.).

4.8.2 Anwendbarkeit von Ansätzen zur Festlegung von Erheblichkeitsschwellen für die Bewertung von Schäden durch die Agro-Gentechnik

In den Kapiteln 4.3 und 4.8 wurden verschiedene Ansätze zur Festlegung von Erheblichkeitsschwellen dargestellt. Hierbei handelt es sich einerseits um Schwellenwerte, die extern unabhängig von tatsächlichen Merkmalsausprägungen einer Messreihe gesetzt werden (exogen) und andererseits um Schwellenwerte, die vermeintlich endogen aus der Messung von Prozessen oder Wirkungen hervorgehen.

Es ist zwischen Schwellenwerten und Grenzwerten zu unterscheiden. Grenzwerte sind eine Teilmenge von Schwellenwerten. Sie werden quantitativ bestimmt und beziehen sich in der Regel auf die Ausprägung eines einzelnen Merkmals.

Folgende Aspekte sind darüber hinaus für eine Grenzwertsetzung im Vergleich zu einer Schwellenwertsetzung im weiteren Sinne von Bedeutung.

- Grenzwerte werden durch ein formalisiertes Abstimmungsverfahren festgesetzt (z. B. VDI 1000, DIN 820, Standardsetzung des DVWK, vgl. PLACHTER et al. 2002). Schwellenwertsetzungen in ökologischen Risikoanalysen werden zunächst durch einen Gutachter vorgenommen. Sie müssen sich in der Praxis bewähren und dadurch Anerkennung finden. „ ... Normen, die sich auf die Gestaltung, Handhabung und die Folgen von Technik beziehen, können sich – wie soziale Normen – quasi naturwüchsig entwickeln (und eventuell post hoc verbindlich gemacht werden) ...“ (MAYNTZ 1990, S. 137).
- Grenzwerte zeichnen sich dadurch aus, dass sie quantitativ festgelegt sind. Eine flexible Anpassung an unterschiedliche Situationen ist meist nicht vorgesehen (z. B. verschiedene Umweltbedingungen). Bei der ökologischen Risikoanalyse werden hingegen verschiedenste Parameter einbezogen, deren Ausprägung und Verknüpfung in die Gesamtbewertung einfließen. Auch absolute Angaben wie bei Grenzwerten sind oft nicht angemessen für eine Bewertung ökologischer Wirkungen. So sind beispielsweise zur Konkretisierung von Artenschutzzielen Angaben über die Anzahl zu erhaltender Individuen einer Art nur artspezifisch in einem definierten Bezugsraum sinnvoll. In diesem Forschungsvorhaben geht es aber zunächst darum allgemein anwendbare Erheblichkeitsschwellen zu formulieren. Für das genannte Beispiel der Konkretisierung von Zielen für den Artenschutz wäre es daher sachgemäß, das Ziel der Erhaltung überlebensfähiger Populationen zu formulieren, das fallweise spezifiziert werden kann.

Trotz der genannten Unterschiede ist das Prinzip der Ermittlung der Erheblichkeitsschwellen bei Grenzwerten und in der ökologischen Risikoanalyse dasselbe: der Bezugspunkt der Festlegung von Erheblichkeitsschwellen ist weitgehend unabhängig von Messungen ökologischer Zustände und Prozesse.

Dies gilt nicht für die Ansätze, die Erheblichkeitsschwellen als Abweichung von einem Normalzustand festlegen. Mit diesen Ansätzen sind verschiedene Vor- und Nachteile verbunden. Endogene normative Setzungen aus Wirkungen oder Prozessen sind - zu Unrecht, wie weiter unten erläutert wird - nicht in dem Maße dem Vorwurf der Willkür ausgesetzt wie die Festsetzung von Schwellenwerten in ökologischen Risikoverfahren oder der externen Festlegung von Grenzwerten. Durch zwei Charakteristika täuscht die Festsetzung von Erheblichkeitsschwellen über so genannte endogene Maßstäbe Objektivität vor. Zum einen bezieht sie sich auf in der Statistik formal anerkannte Größen. Zum anderen lässt das Verfahren eine Diskussion über die Schädlichkeit gar nicht erst aufkommen: eine inhaltlich begründete Erheblichkeitsschwelle interessiert nicht, da das Problem auf formale Weise gelöst wurde. Wie noch gezeigt wird, wurde der normative Schritt implizit vorgenommen, da zwar ein Schwellenwert definiert wurde (z. B. für Auffälligkeit im wertfreien Sinne), aber keine **Schadensschwelle**. Das formale Prinzip ist grundsätzlich zur Festlegung von Erheblichkeitsschwellen für alle Bereiche anwendbar, in denen Schäden entstehen. Dadurch entfällt eine schadensfallspezifische inhaltliche Rechtfertigung, die willkürliche Entscheidungen ermöglichen würde. Das Verfahren ist damit scheinbar objektiv.

Diese Form der Festlegung von Erheblichkeitsschwellen bringt auch zahlreiche Probleme mit sich.

Durch das Verfahren werden statistische Größen durch die Hintertür zu normativen Größen. Es ist aber nicht zwingend davon auszugehen, dass statistische Auffälligkeit eine normative Auffälligkeit bedeutet. Tatsächlich stellen die in den VDI-Richtlinien zur Bioindikation genannten Schwellenwerte wohl in erster

Linie Kenngrößen zur Beschreibung von Schadstoffbelastungen dar, auch wenn sie Grundlage für deren Bewertung sind. Bei einer impliziten Verwendung als Erheblichkeitsschwellen setzt man sich dem Vorwurf des naturalistischen Fehlschlusses (BIRNBACHER 1997)⁹² und der Verschleierung normativer Grundlagen aus. Es muss daher verdeutlicht werden, dass statistische Kenngrößen als Schwellenwerte im Prinzip ebenso extern gesetzt werden wie Schwellenwerte bei der ökologischen Risikoanalyse.

Darüber hinaus muss der Bezug von statistisch ermittelten Schwellen zu dem Zweck der Ermittlung normativer Schwellenwerte zur Schadensbestimmung hergestellt werden. Wenn die "normale Variationsbreite" Schutzgut wäre, wäre der Bezug eindeutig, da alles, was in erheblichem Maße außerhalb der normalen Variation liegt, per se als Schaden definiert würde. Allerdings müssten dann Referenzsysteme und Bezugszeiträume angegeben werden, für die die Variationsbreite ermittelt wird, was sich z. B. für Ökosysteme als schwierig erweisen dürfte. Wenn die Variationsbreite ein "Indikator" (SRU 1987) ist, mit dem Auswirkungen auf Schutzgüter bewertet werden sollen, so stellt sich die Frage, was die wertgebende Eigenschaft des Schutzgutes ist, die durch außergewöhnliche "Schwankungen" beeinträchtigt wird.

Weiterhin ist fraglich, inwiefern das Konzept der Variationsbreite auf Populationen, Lebensgemeinschaften und Ökosysteme anwendbar ist. Das Konzept stammt ursprünglich aus der Ökotoxikologie und wurde in der Regel zur Messung der Reaktion einzelner Organismen auf einzelne Schadstoffe angewandt. „However, the large amount of methods used for the assessment of chemicals cannot be directly used for assessing gene product risks of GMOs because methods for assessing chemicals have been developed largely for assessing single substances only“ (MUELLER et al. 1999, S. 175, vgl. hierzu auch MATHES 1996). HAUHS & LANGE (2004) kommen daher zu dem Schluss, dass sich das natürliche Schwankungsmaß über die Ebene des Organismus hinaus als nicht anwendbar erwiesen hat. „Das natürliche Schwankungsmaß funktioniert im Sinne klarer historisch oder experimentell gegebener Normen nur auf der Ebene des Organismus (Lebenszyklus, Bauplan etc.)“ (ebd.: 46).

Hinsichtlich der Frage, welche Methode der Festsetzung von Erheblichkeitsschwellen für die Bewertung ökologischer Schäden durch die Agro-Gentechnik am ehesten anwendbar wäre, ergeben sich daher folgende Schlüsse.

Eine Festlegung von Erheblichkeitsschwellen nach dem Ansatz der ökologischen Risikoanalyse wird der Komplexität von Auswirkungen durch GVO am ehesten gerecht. Zum einen kann in transparenter Weise die Bewertung eines Gesamtschadens durch die Verknüpfung von Kriterien und Indikatoren erfolgen. Zum anderen bietet die ökologische Risikoanalyse auch den Vorteil, wenn notwendig, neben dem Ausmaß der Beeinträchtigung die naturschutzfachliche Bedeutung des Schutzgutes einzubeziehen. Bei der ökologischen Risikoanalyse ist es empfehlenswert, Kriterien und Indikatoren einzubeziehen, die an jeder Stelle der Wirkungskette ansetzen. Dies bietet den Vorteil einer flexiblen, einzelfallbezogenen

⁹² „Ich kann mich zur Rechtfertigung einer Bewertung niemals allein auf (reale oder vermeintliche) Tatsachen der Natur berufen. Die Natur kann niemals als alleinige ‚Grundlage und Maßstab ethischen Handelns‘ dienen. Jeder Versuch sich durch den Rückgriff auf eine objektiv vorgegebene Natur von der Aufgabe (und Verantwortung) einer eigenen Bewertung und Entscheidung zu entlasten, ist zum Scheitern verurteilt“ (BIRNBACHER 1997, S. 225).

Anwendung von Indikatoren und Kriterien (z. B. in Abhängigkeit von der Datenlage, der Vollzugsebene etc., vgl. Kap. 4.5, 4.6).

Eine Schadensbestimmung über eine Grenzwertsetzung für die Ausbringung von GVO ist (im Gegensatz zu Emissionen) nicht sinnvoll, da für das Eintreten von Wirkungen in vielen Fällen andere Faktoren bedeutsamer sind als die Menge der ausgebrachten Individuen. Die Wirkung transgener Organismen ist im Gegensatz zu Chemikalien aufgrund der Fähigkeit, sich selbständig zu vermehren, weitgehend unabhängig von der Menge ihrer Ausbringung⁹³. Allerdings ist es sinnvoll, für jeden GVO zu prüfen, ob seine Ausbringung – unabhängig vom Umfang des ausgebrachten Pflanzmaterials – prinzipiell verboten werden kann.

Vermeintlich endogen aus Wirkungen oder Prozessen abgeleitete Erheblichkeitsschwellen könnten aus theoretischer Sicht nur dann angewandt werden, wenn die normativen Implikationen des Konzepts der Variationsbreite anerkannt sind. Dies dürfte aber nur selten der Fall sein. Darüber hinaus sind mit dieser Art der Schwellenwertsetzungen zahlreiche praktische Probleme verbunden (was ist das Referenzsystem, über das „schädliche Schwankungen“ festgelegt werden, wie lassen sich Schwankungen messen etc.?). Daher wird eine endogen abgeleitete Festlegung von Erheblichkeitsschwellen abgelehnt. Dennoch ist es auf der empirischen Ebene nützlich, Variationsbreiten zu ermitteln, da Normen auch einen Bezug zur Realität haben müssen. Andernfalls unterliegt man dem „normativistischen Fehlschluss“ (HÖFFE 1981; VOSENKUHL 1993). Anders ausgedrückt: Die Ermittlung normaler Variationsbreiten kann einen Hinweis darauf geben, in welchem Bereich Erheblichkeitsschwellen überhaupt sinnvoll anzusetzen sind.

Somit wird als Verfahren für die Bestimmung von Erheblichkeitsschwellen die ökologische Risikoanalyse empfohlen.

Von entscheidender Bedeutung für die Anwendbarkeit von Erheblichkeitsschwellen ist das Verfahren, mit dessen Hilfe diese abgestimmt werden (vgl. Kap. 4.2). Dieser Satz gilt umso mehr für Schäden in der Agro-Gentechnik, als die Auffassungen darüber, welche Auswirkungen als Schäden normiert werden sollen, weit auseinandergehen (vgl. Kap. 1). Eine Einigung hierüber und damit eine politische Legitimation von Erheblichkeitsschwellen erscheint noch notwendiger als eine fachlich begründete Ableitung ihrer Festlegung.

⁹³ Dies gilt allerdings nicht für zahlreiche indirekte Wirkungen, z. B. Wirkungen aufgrund von Herbizideinsatz.

4.9 Verfahren zur Auswahl von Kriterien, Indikatoren und Festlegung von Erheblichkeitsschwellen

In Ableitung aus den in den vorangegangenen Kapiteln zur Operationalisierung (vgl. Kap. 4.1 – 4.8) gewonnenen Erkenntnissen werden nachfolgend die einzelnen Arbeitsschritte, die zur Auswahl von Kriterien und Indikatoren sowie zur Festlegung von Erheblichkeitsschwellen notwendig sind, zusammenfassend dargestellt.

a) Sammlung von Indikatoren und Kriterien

In Kap. 4.7 wurde analysiert, inwiefern die Sammlung von Indikatoren von BRAUNER & TAPPESER (2001) und HILBECK & MEIER (2002) als Grundlage für eine endgültige Indikatorenauswahl ausreicht. Die Analyse ergab folgendes Bild:

- Bestimmte Bereiche (z. B. abiotische Schutzgüter) sind durch Indikatoren unterrepräsentiert.
- Zahlreiche Indikatoren sind nicht hinreichend operabel (und damit keine Indikatoren nach dem Begriffsverständnis in Kap. 4.1).
- Einige Indikatoren sind nicht relevant.
- In vielen Fällen ist unklar, was die Indikatoren indizieren sollen und in welchem Zusammenhang sie mit ökologischen Schäden stehen.
- Die verbleibenden Indikatoren werden in erster Linie über den Gegenstand der Messung und über bestimmte bewertungsrelevante Eigenschaften definiert. Die Anzahl von Gegenständen der Messung und bewertungsrelevanten Eigenschaften, die bei dem Überblick über die untersuchten Indikatoren ermittelt wurde, ist relativ gering. Die anfängliche Vielfalt von Indikatoren lässt sich somit durch eine Untergliederung in die Gegenstände der Messung und in bewertungsrelevante Eigenschaften überschaubar aufbereiten. Allerdings bedarf es einer tiefergehenden Untersuchung, ob insbesondere alle aus Naturschutzsicht bewertungsrelevanten Eigenschaften erfasst sind.

Aus diesen Gründen ist eine grundsätzliche Bestandsaufnahme zur Frage nach geeigneten Indikatoren angebracht. Neben Literatur, die sich ausschließlich auf GVO bezieht (TIEDJE et al. 1989, KJELLSON 1997, BRAUNER & TAPPESER 2001, ZÜGHART & BRECKLING 2003), dürfte sich insbesondere Literatur als ergiebig erweisen, die sich mit der Bewertung der Leistungsfähigkeit des Naturhaushaltes im Rahmen der Landschaftsplanung befasst (z. B. MARKS et al. 1989, KÖPPEL et al. 1998, BASTIAN & SCHREIBER 1999, AUHAGEN et al. 2002, JESSEL & TOBIAS 2002, KAULE 2002). Ziel des Arbeitsschrittes ist, einen umfassenden Überblick über relevante Kriterien und Indikatoren zu gewinnen.

b) Auswertung, welche der in der Literatur als Kriterien und Indikatoren bezeichneten Parameter gemäß den Vorgaben in Kap. 4.1 Kriterien und Indikatoren sind, sowie Zuordnung von Indikatoren zu Bewertungskriterien

Durch diesen Schritt erfolgt eine erste Eingrenzung der Anzahl möglicher Indikatoren und Kriterien. Grundbestandteil der Definition von Indikatoren ist, dass die Ausprägung von Indikatoren direkt messbar sein muss. Darüber hinaus ist zu klären, welche Kriterien über die entsprechenden Indikatoren operationalisiert werden.

c) Überprüfung der Relevanz von Kriterien und Indikatoren, des Indikator-Indikandum-Verhältnisses und seiner Validität (vgl. Kap. 4.6)

Relevant sind Bewertungskriterien, die in Einklang mit Naturschutzziele stehen. Zahlreiche Bewertungskriterien müssen vor ihrer Anwendung kritisch hinterfragt werden, teilweise auch solche, die in der praktischen Anwendung verbreitet sind (z. B. Vielfalt, Repräsentanz von Arten für Lebensgemeinschaften etc.). Es sind somit nur Indikatoren relevant, die relevante Kriterien operationalisieren. Welche Art von Validität angestrebt ist, hängt vom Zweck der Bewertung ab (Kap. 4.5.2, 4.6). Es ist daher zunächst der Indikationszweck festzustellen. Prinzipiell kommen hierfür der Ausschluss von Schäden oder die möglichst präzise Ermittlung von bewertungsrelevanten Auswirkungen in Betracht. Im ersten Fall ist es nicht notwendig, eine quantitative Beziehung zwischen Indikator und Indikandum darzulegen. Häufig ist es ausreichend, wenn anhand des Indikators ein Schaden sicher ausgeschlossen werden kann. Im zweiten Fall hingegen sollte die Korrelation zwischen Indikator und Indikandum möglichst eng und bekannt sein.

d) Einschätzung, für welche Indikatoren in Bezug auf die verschiedenen Vollzugsebenen Daten vorhanden sind oder erhoben werden können (vgl. Kap. 4.5.3)

Die Anhänge II-IV und VII der EU-Freisetzungsrichtlinie, die Entscheidung des Rates 2002/811/EG und die Gentechnik-Verfahrensverordnung enthalten Angaben darüber, welche Daten im Rahmen von Freisetzung, Inverkehrbringen und Monitoring erhoben werden müssen. Für jeden potenziellen Indikator ist zu überprüfen, ob seine Erfassung durch das Untersuchungsprogramm der jeweiligen Vollzugsebene abgedeckt ist. Werden bestimmte Indikatoren durch das Standarduntersuchungsprogramm nicht erfasst, ist zu überprüfen, ob Zusatzuntersuchungen angemessen sind, um Schäden hinreichend genau abschätzen zu können.

e) Überprüfung der Erforderlichkeit von Kriterien und Indikatoren

Gegebenenfalls wird dasselbe Kriterium durch mehrere Indikatoren operationalisiert. In diesem Fall reicht es aus, entweder einen Indikator auszuwählen oder mehrere, die sich hinsichtlich des Indikationszwecks sinnvoll ergänzen (z. B. Fertilität eines GVO und die Entfernung zu kompatiblen Sippen als Indikatoren zur Abschätzung des Hybridisierungspotenzials). Es sind die Indikatoren auszuwählen, die die höchste Validität besitzen und bei gleicher Validität diejenigen, die am leichtesten zu erfassen sind.

f) Festlegung des Bewertungsalgorithmus und Bestimmung von Erheblichkeitsschwellen für die einzelnen Indikatoren und Kriterien

Für Kriterien und Indikatoren werden zunächst Erheblichkeitsschwellen definiert. In einem weiteren Schritt werden Kriterien durch einen Bewertungsalgorithmus verknüpft. Hierdurch wird das Bewertungsverfahren festgelegt. Das Bewertungsverfahren sollte beispielhaft durchgeführt werden. Die Bewertungsergebnisse müssen hinsichtlich ihrer Übereinstimmung mit naturschutzfachlichen Zielen überprüft werden. Möglicherweise entsprechen die Ergebnisse nicht dem angestrebten Schutzziel. In diesem Fall muss die Eichung von Erheblichkeitsschwellen so lange mit Bewertungsergebnissen rückgekoppelt und verändert werden, bis die Bewertungsergebnisse dem angestrebten Schutzziel entsprechen. Durch das vorgeschlagene Verfahren wird die Bestimmung von Erheblichkeitsschwellen begründet (vgl. Kap.4.8).

g) Legitimation des Bewertungsverfahrens (vgl. Kap. 4.2)

Da insbesondere die Setzung von Erheblichkeitsschwellen sich aufgrund unterschiedlicher Werthaltungen nicht ausreichend inhaltlich begründen lässt, kommt dem Entscheidungsverfahren ein besonderer Stellenwert zu. Es gibt mehrere Wege, wie dieses Verfahren formal durchgeführt werden kann (vgl. Kap. 4.2). Neben dem Entscheidungsverfahren ist die Entscheidungsinstanz von großer Bedeutung für die Legitimation eines Verfahrens zur Bewertung von GVO. Ein ausgewähltes Bewertungsverfahren kann nur dann relevant für die Zulassungspraxis werden, wenn betroffene Instanzen das Verfahren mittragen.

5 Schlussbetrachtung

Zur Beantwortung der Frage, welche Auswirkungen von GVO als ökologische Schäden durch die Agro-Gentechnik zu bewerten sind, müssen zunächst Kriterien und Indikatoren bestimmt werden. Für das Schutzgut Arten können Bewertungskriterien beispielsweise Gefährdung, rechtlicher Schutzstatus (z. B. nach FFH-Richtlinie), Repräsentanz oder Schlüsselfunktion im Ökosystem sein (vgl. PLACHTER 1992, 1994, USHER 1994, BRINKMANN 1998). Neben diesen allgemeinen Bewertungskriterien spielen räumlich konkrete Naturschutzzielsetzungen als Maßstab für eine Bewertung eine Rolle, wie sie beispielsweise in Planwerken der Landschaftsplanung oder Schutzgebietsverordnungen formuliert werden. Diese räumlich konkreten Zielsetzungen liegen insbesondere für naturschutzfachlich wertvolle Gebiete vor (FFH-Gebiete, NSG). Unter dem Gesichtspunkt, dass mit dem neuen § 34a BNatSchG die Freisetzung und das Inverkehrbringen von GVO speziell geregelt werden, würde es sich anbieten, exemplarisch für FFH-Gebiete eine Operationalisierung des Schadensbegriffs in Bezug auf räumlich konkrete naturschutzfachliche Zielsetzungen durchzuführen.

Aus der Schadensdefinition ergibt sich bereits, dass nicht schon allein eine bloße Veränderung der Schutzgüter einen Schaden darstellt (wie dies beispielsweise im Konzept der evolutionären Integrität oder des Verfälschungsbegriffs nach ELIOT 1982 der Fall ist). Vielmehr ist zunächst durch Bezugnahme auf die relevanten Schutzgüter festzustellen, welche der von GVO hervorgerufenen Veränderungen als erhebliche Beeinträchtigung anzusehen und somit für die Schadensbewertung von Bedeutung sind. Hierfür bedarf es einer endgültigen Festlegung von Erheblichkeitsschwellen. Da der Prozess der Schwellenfestlegung ebenso wichtig ist wie ihre Begründung, sollte dieser in enger Abstimmung mit einem Expertenkreis in einem formalen Prozessablauf erfolgen.

Mit dem vorliegenden Forschungsbericht wird ein methodischer Ansatz zur Bestimmung ökologischer Schäden in der Agro-Gentechnik gegeben. Eine inhaltliche Ausgestaltung und die konkrete Anwendung eines Verfahrens zur Bewertung von Auswirkungen, die durch GVO verursacht werden, stehen noch aus. Bei der Anwendung des Schadensbegriffs im Vollzug des Gentechnikrechts sind im Kern zusammengefasst folgende Schritte von Bedeutung:

- 1) Auswertung des Wissensstands zu Veränderungen, die von GVO hervorgerufen werden,
- 2) Konkretisierung von Schutzgütern und bewertungsrelevanter Eigenschaften von Schutzgütern,
- 3) Ermittlung der bewertungsrelevanten Veränderungen (Beeinträchtigungen) (Auswahl der unter 1) genannten Veränderungen) und Wirkungsanalyse dieser Veränderungen als Grundlage der Ermittlung von Ansatzpunkten für Kriterien und Indikatoren nach 4),
- 4) Festlegung von Kriterien und Indikatoren zur Bewertung der Bedeutung von Schutzgütern und von Beeinträchtigungen sowie Feststellung der Erheblichkeit der relevanten Beeinträchtigungen auf Basis von Erheblichkeitsschwellen.

Mit diesem Vorhaben wird der methodische Rahmen für die Durchführung der genannten Schritte abgesteckt. In einem Folgevorhaben könnten nun unter Anwendung des hier vorgeschlagenen methodischen Ansatzes bewertungsrelevante Eigenschaften von Schutzgütern inhaltlich konkretisiert

sowie konkrete Kriterien und Indikatoren für die Bewertung von Schutzgütern und Beeinträchtigungen abschließend entwickelt werden.

Dabei sollte eine Operationalisierung des Schadensbegriffs entworfen werden, die flexibel auf allen Vollzugsebenen anwendbar oder mit geringem Aufwand für unterschiedliche Vollzugsebenen spezifizierbar ist. Hierbei sind die notwendigen Unterschiede der Operationalisierung für die einzelnen Vollzugsebenen deutlich herauszuarbeiten.

Darüber hinaus sollte auch eine praktische Bewertung ökologischer Schäden an Fallbeispielen durchgeführt werden, um die Tauglichkeit des Operationalisierungsansatzes zu überprüfen. Neben einer Bewertung für FFH-Gebiete könnte eine exemplarische Bewertung ökologischer Schäden für bestimmte gentechnisch veränderte Pflanzen durchgeführt werden (z. B. Mais, Kartoffel, Raps).

Für eine Auswahl von Kriterien und Indikatoren sollte die vorhandene Literatur systematisch ausgewertet werden. Die Eignung der Kriterien und Indikatoren ist nach dem hier vorgelegten Ansatz zu überprüfen. Hierbei sind über die (insbesondere prozessbezogene) Auswahl von Kriterien und Indikatoren zur Operationalisierung gentechnikspezifischer Beeinträchtigungen (v. a. ZÜGHART & BRECKLING 2003) hinaus Indikatoren aus der Landschaftsplanung zur Bewertung von Arten, Biotopen oder der Leistungsfähigkeit des Naturhaushaltes zu berücksichtigen, die in der Literatur der Gentechnik nur selten genannt werden.

6 Zusammenfassung

Gemäß Gentechnikrecht (Art. 4 (1) RL 2001/18/EG, Art. 4 (1) lit. a & Art. 16 (1) lit. a VO 1829/2003/EG, § 16 (1) GenTG) dürfen mit der Freisetzung und dem Inverkehrbringen von gentechnisch veränderten Organismen (GVO) keine schädlichen Auswirkungen auf die Umwelt verbunden sein, d. h. es dürfen keine so genannten ökologischen Schäden entstehen. Es ist jedoch unklar, wie der Schadensbegriff konkretisiert wird. Zum einen ist im Gentechnikrecht der Schadensbegriff nicht näher definiert. Zum anderen fehlen weitgehend konkrete Maßstäbe oder Kriterien zur Ermittlung bzw. Abschätzung ökologischer Schäden (SRU 2004). Es ist also zunächst eine Definition ökologischer Schäden vorzunehmen. Schließlich ist aufzuzeigen, wie der zuvor definierte Schadensbegriff operationalisiert, d. h. anwendbar gemacht werden kann.

Definition ökologischer Schäden

Die fachliche Diskussion um eine genaue Definition ökologischer Schäden wird kontrovers geführt und hat zahlreiche ähnliche, aber auch sehr unterschiedliche Ansätze hervorgebracht (vgl. LEMKE & WINTER 2001, KOKOTT et al. 2003, SRU 2004, POTTHAST 2004). Der Beitrag der Ökologie als Naturwissenschaft kann dabei lediglich in der Beschreibung der Zustände und Veränderungen von Ökosystemen bestehen. Die Frage danach, welche dieser Veränderungen dann als Schäden zu bewerten sind, hängt hingegen von normativen Vorgaben wie denen des Naturschutzes, der Landnutzung und des menschlichen Gesundheitsschutzes ab (ERZ 1986, SUKOPP 2004). Es ist somit offensichtlich, dass die Frage nach der Definition (und der Operationalisierung) weder allein von der Ökologie noch allein von der Rechtswissenschaft oder einem ökonomischen, philosophischen oder politischen Standpunkt aus betrachtet hinreichend beantwortet werden kann. Vielmehr ist hierfür ein interdisziplinärer Diskurs zwischen allen beteiligten Disziplinen und Gruppen notwendig (vgl. FISAHN 2004). Dieser Diskurs spiegelt sich in verschiedenen konzeptionellen Ansätzen und Vorschlägen zur Definition ökologischer Schäden wider, die es zu berücksichtigen gilt.

Verschiedene konzeptionelle Ansätze und Vorschläge zur Definition ökologischer Schäden aus der fachlichen Diskussion und ihre Eignung für die Agro-Gentechnik

Im **Konzept der evolutionären Integrität** umfasst das Schutzgut u. a. „die Sicherstellung der Nicht-Vermehrung von Transgenen in selbst reproduzierenden Freilandpopulationen und damit den Schutz der Selbstorganisation im Fortgang der evolutionären Dynamik“ (BRECKLING & ZÜGHART 2001, S. 326). Somit werden auch „prinzipiell nicht vorhersagbare Folgewirkungen der Weiterentwicklung von Transgenen in natürlichen Populationen im Rahmen evolutiver Prozesse durch Mutation oder Neukombination mit dem Risiko einer schädlichen Einwirkung auf andere Schutzgüter“ unterbunden (ebd.). Das Konzept der evolutionären Integrität veranschaulicht auf diese Weise eindrücklich die evolutionäre Tragweite möglicher Wirkungen von GVO. Gegen seine vollständige Übernahme für die Definition ökologischer Schäden in der Agro-Gentechnik spricht allerdings eine gewisse Inkonsistenz, die

seiner Argumentation zu Grunde liegt. Bereits die Besiedlung Mitteleuropas, die damit verbundene Einführung des Ackerbaus und die Herausbildung von Kulturlandschaften haben zu einer Beeinflussung der „evolutionären Integrität“ zahlreicher Tier- und Pflanzenarten geführt. Zudem hat der Mensch im Rahmen der konventionellen Züchtung seit jeher in die evolutionäre Integrität eingegriffen (vgl. FISAHN 2004). Im Konzept der evolutionären Integrität wird somit nicht deutlich, worin die besondere Qualität gentechnisch veränderter Organismen gegenüber herkömmlichen menschlichen Einflüssen auf die Umwelt besteht. Darüber hinaus beruht es auf ethisch umstrittenen Prämissen, da es dem Evolutionsprozess oder dem Ergebnis der Evolution eine „Integrität“ zugesteht. Es bietet daher keine ausreichende Basis für eine Definition ökologischer Schäden in der Agro-Gentechnik.

Mit dem **Konzept der Eingriffstiefe** (vgl. GLEICH 1997) wird vorgeschlagen, ökologische Schäden nicht direkt, sondern anhand bestimmter Merkmale der eingesetzten Technologie abzuschätzen. Ähnlich wie andere Konzepte der Umweltgefährdung wendet sich damit das Konzept der Eingriffstiefe von einer wirkungsorientierten Herangehensweise ab und verfolgt stattdessen einen pauschal technologiebezogenen Ansatz (vgl. SUKOPP 2004). Mit dem Konzept der Eingriffstiefe wird der Hinweis gegeben, dass bei der Freisetzung bzw. dem Inverkehrbringen von GVO die Gefahr von Schäden besteht, die noch nicht bekannt oder vorstellbar sind. Hiermit ist es das einzige der untersuchten Konzepte, dass das Vorsorgeprinzip explizit aufgreift. Das Konzept der Eingriffstiefe gibt allerdings keine Hilfestellung für eine einzelfallbezogene Zulassung der Freisetzung bzw. des Inverkehrbringens, wie es im Gentechnikgesetz gefordert wird, weshalb dieser Ansatz nicht weiter verfolgt wird.

Nach dem **Konzept des Selektionsvorteils** spricht man von einem Schaden, wenn der GVO aufgrund eines oder mehrerer Merkmale, die auf die gentechnische Veränderung zurückzuführen sind, „in der Natur einen Selektionsvorteil hat und in der Lage ist, andere Pflanzen zu verdrängen“ (FISAHN 2004, S. 147). Ein Selektionsvorteil eines GVO an sich stellt keinen Schaden dar. Das Konzept des Selektionsvorteils bietet jedoch ein Kriterium für die Indikation ökologischer Schäden sowohl auf genetischer Ebene (Ersatz wild lebender Sippen in Folge von Genintrogression aus einer genetisch veränderten Sippe) als auch auf ökologischer Ebene (Verdrängung wild lebender Sippen aufgrund eines Konkurrenzvorteils einer gentechnisch veränderten Sippe). Insgesamt greift das Konzept des Selektionsvorteils jedoch zu kurz, da es lediglich auf die Gefährdung wild lebender Arten abzielt. Abiotische Schutzgüter und Ökosysteme einschließlich der vielfältigen ökosystemaren Interaktionen werden allenfalls indirekt aber nicht direkt einbezogen. Bei einer Anwendung dieses Konzeptes wäre daher kritisch zu prüfen, ob Schäden an abiotischen Schutzgütern und in Ökosystemen auszuschließen sind, wenn keine Schäden auf der Artebene auftreten.

Gemäß dem **Konzept der natürlichen Variationsbreite** (vgl. SRU 1987, 2004) liegt ein ökologischer Schaden vor, wenn die Auswirkungen von GVO Veränderungen ökosystemarer Größen jenseits der natürlichen Variationsbreiten dieser Größen hervorrufen. Der SRU (2004, S. 409, Tz. 878) versteht als „... *Indikator* für Schäden an der natürlichen Umwelt in ihrem Wirkungsgefüge, die durch gentechnisch veränderte Organismen verursacht werden können, das Überschreiten natürlicher Variationsbreiten, das heißt solche Veränderungen, die über die natürlichen Variationsbreiten der betroffenen genetischen Vielfalt, Populationen oder Ökosysteme hinausgehen“. Für die Definition des ökologischen Schadensbegriffes bietet dieses Konzept wertvolle Hinweise: zum einen wird in einem gewissen Ausmaß

die Möglichkeit zur Veränderung von Ökosystemen eingeräumt, wobei diese Veränderung durch einen Rahmen begrenzt werden muss. Zum anderen werden mit den genannten Schutzgütern alle Ebenen der Biodiversität berücksichtigt, der Ansatz ist also umfassend. Es stellt sich jedoch die Frage, ob die „natürliche Variationsbreite“ den notwendigen Rahmen der Veränderung auf geeignete Weise absteckt. Grundsätzlich ist fraglich, „ob und wie eine Trennung zwischen ‚natürlicher‘ Schwankungsbreite und ihrem Gegenstück, also einer ‚künstlichen‘ bzw. ‚anthropogenen‘, zu ziehen ist“ (POTTHAST 2004, S. 149). Eine Anwendung dieses Konzepts im Rahmen der Agro-Gentechnik würde somit zunächst eine Klärung der normativen Gültigkeit des Bezugs auf die natürliche Variationsbreite voraussetzen.

Im **Konzept der Gleichartigkeit** werden die Auswirkungen der konventionellen Landwirtschaft mit den Auswirkungen der auf Gentechnik basierenden Landwirtschaft verglichen (FISAHN 2004), wobei dieser Vergleich besonders häufig in Hinblick auf das Verwilderungs- und Auskreuzungspotenzial angestrebt wird (LEMKE & WINTER 2001). Das Konzept geht im Kern davon aus, dass Schäden nur durch GVO ausgelöst werden können, die sich von entsprechenden Nicht-GVO unterscheiden. Dies impliziert die Vorstellung, der Einsatz von Nicht-GVO in der konventionellen Landwirtschaft verursache keine oder zumindest gesellschaftlich akzeptierte Beeinträchtigungen naturschutzfachlicher Schutzgüter. Hierin besteht jedoch ein Widerspruch zum Wissensstand über erhebliche direkte und indirekte Auswirkungen der Landwirtschaft auf naturschutzfachliche Schutzgüter auf oder außerhalb von landwirtschaftlichen Nutzflächen (z. B. zum Artenrückgang vgl. Beiträge in KLINGENSTEIN & LUDWIG 1998). Eine Anwendung dieses Konzeptes im Bereich der Agro-Gentechnik wird somit nicht empfohlen.

Neben diesen konzeptionellen Vorstellungen, die Ansätze zur Operationalisierung und teilweise zur Definition ökologischer Schäden aufzeigen, werden in der Fachliteratur zahlreiche Definitionen unterschiedlichen Konkretisierungsgrades diskutiert.

RICHTER (2004, S. 20) schlägt bspw. einen Ansatz mit ökologischem Fokus vor, indem er ökologische Schäden als „**unerwünschte Systemzustände im Naturhaushalt**“ definiert. Ein Vorteil dieser Definition ist die Anknüpfung an den Begriff des „Naturhaushalts“ und die damit einhergehende gute Anschlussfähigkeit an die Praxis (POTTHAST 2004). In diesem Sinne kann bei einer Operationalisierung dieser Definition z. B. auf die in der Praxis der Landschaftsplanung bewährten Schutzgüter Boden, Wasser, Klima/Luft, Arten/Biotope und Landschaftsbild/Erholung zurückgegriffen werden.

Einen güterbezogen-ökonomischen Ansatz unterbreiten BARKMANN & MARGGRAF (2004, S. 65): „Ein ökologischer Schaden ist eine **unfreiwillige Einbuße der Versorgung mit ökologischen Gütern, die durch ein Ereignis hervorgerufen wird**“. Dabei sind unter ökologischen Gütern „Gegenstände menschlichen Strebens [zu verstehen], deren Verfügbarkeit von den Strukturen, Prozessen oder Zuständen ökologischer Systeme abhängt“ (ebd., S. 59). Hervorrufende Ereignisse umfassen sowohl Naturereignisse als auch indirekte und direkte Folgen menschlichen Handelns (ebd.).

Ein **umweltrechtlicher Ansatz** zur Definition ökologischer Schäden besteht im Vorschlag der EU-Umwelthaftungsrichtlinie (RL 2004/35/EG): ein haftungsrelevanter „Umweltschaden“ liegt dann vor, wenn eine nachteilige Veränderung einer natürlichen Ressource oder eine Beeinträchtigung ihrer Funktion, also ein Schaden nach Art. 2 (2), erhebliche nachteilige Auswirkungen auf die Schutzgüter mit sich bringt (Art. 2 Abs. 1). Zu den Schutzgütern gehören Boden, Gewässer, geschützte Arten und natürliche Lebensräume sowie deren Funktionen. Problematisch an dieser Schadensdefinition ist, dass die

Auswahl und Abgrenzung der zu Grunde liegenden Schutzgüter willkürlich anmutet, „und nicht notwendig mit den sachlichen (ökologischen und schutzgutorientierten) Perspektiven zusammen gehen muss und daher zu kontraintuitiven Definitionen ökologischer oder Umweltschäden führen kann“ (POTTHAST 2004, S. 197).

Auch wenn sich die einzelnen Definitionsansätze im Detail unterscheiden, ist allen gemeinsam, dass ein ökologischer Schaden dann vorliegt, wenn in irgendeiner Form eine als unerwünscht angesehene Veränderung des jeweilig zu Grunde liegenden Schutzgutes hervorgerufen wird. Der Unterschied liegt dabei im Wesentlichen in der inhaltlichen Ausgestaltung der Schutzgüter sowie in ihrer Präzisierung. In Hinblick auf die Ableitung einer Definition ökologischer Schäden für die Agro-Gentechnik ist somit die Identifikation der nach Gentechnikrecht relevanten Schutzgüter von entscheidender Bedeutung.

Nach Gentechnikrecht relevante Schutzgüter

In § 1 (1) GenTG werden als naturschutzfachlich relevante Schutzgüter die „Umwelt in ihrem Wirkungsgefüge, Tiere und Pflanzen“ genannt. Eine nähere Bestimmung des Begriffs „Umwelt in ihrem Wirkungsgefüge“ erfolgt im Gentechnikrecht selbst nicht. Nach HIRSCH & SCHMIDT-DIDCZUHN (1991, S. 33, § 1, Rn. 19) kann bei einer Interpretation Bezug auf den Begriff des Naturhaushalts im Sinne von § 1 BNatSchG genommen werden. Schutzgüter sind somit Boden, Wasser, Luft/Klima sowie die Tier- und Pflanzenwelt. Zudem führt eine „die Vorgaben des Biodiversitätsabkommens beachtende völkerrechtskonforme Auslegung des Schutzguts ‚Umwelt‘ ... dazu, dass Biodiversität als Bestandteil dieses Schutzgutes angesehen werden muss“ (BRAND & WINTER 2004, S. 230). Die Schutzgüter sind vor ökologischen Schäden als eigenständige Schutzgüter (vgl. § 1 BNatSchG), als Bestandteile eines ökologischen Wirkungsgefüges oder hinsichtlich ihrer nachhaltigen Nutzungsfähigkeit (vgl. § 1 BNatSchG) in ihrer Vielfalt zu schützen. Die Bewahrung der Schutzgüter als eigenständige Schutzgüter beinhaltet sowohl ihren Schutz in ihrer Gesamtheit als auch den Schutz ihrer Teile. Darüber hinaus sind die Schutzgüter auch als Bestandteile eines ökologischen Wirkungsgefüges geschützt, wodurch alle Wechselwirkungen innerhalb einzelner und zwischen verschiedenen Ökosystemen und deren Bestandteilen erfasst werden. Zu den Schutzgütern zählt auch die Sicherung ihrer nachhaltigen Nutzungsfähigkeit. Dies entspricht dem Ziel der dauerhaften Sicherung der Regenerationsfähigkeit und nachhaltigen Nutzungsfähigkeit der Naturgüter nach § 1 BNatSchG und dem Ökosystemaren Ansatz der CBD (UNEP 2000). Schließlich sind auch bestimmte Eigenschaften der Schutzgüter zu schützen. Zu diesen Eigenschaften können beispielsweise die Naturnähe oder das Auftreten besonderer Ausprägungen von Biotopen und Ökosystemen gezählt werden.

Definition ökologischer Schäden in der Agro-Gentechnik

Basierend auf den betrachteten konzeptionellen Ansätzen zur Bestimmung ökologischer Schäden und den Vorschlägen zur Definition des Schadensbegriffs wird folgende Definition eines ökologischen Schadens für die Agro-Gentechnik gegeben:

Ein ökologischer Schaden – verursacht durch GVO oder deren Verwendung im Freiland – liegt vor, wenn ein biotisches Schutzgut (Tiere, Pflanzen, Pilze, Mikroorganismen) oder ein abiotisches Schutzgut (Boden, Wasser, Luft/Klima) erheblich beeinträchtigt ist, und zwar

- **hinsichtlich seiner Bestandteile oder in seiner Gesamtheit oder**
- **als Bestandteil eines ökologischen Wirkungsgefüges oder**
- **hinsichtlich der nachhaltigen Nutzungsfähigkeit des Schutzgutes oder des mit ihm verbundenen ökologischen Wirkungsgefüges.**

Von entscheidender Bedeutung ist, dass ein ökologischer Schaden nur vorliegt, wenn das jeweilige Schutzgut erheblich beeinträchtigt wird (vgl. Abb. 1). In dieser Festlegung sind zwei wesentliche normative Setzungen enthalten:

Erstens ist nicht jede Veränderung durch GVO eine Beeinträchtigung. Wollte man jegliche Veränderung ausschließen, wäre die Freisetzung bzw. das Inverkehrbringen von GVO grundsätzlich zu versagen. Dies ist jedoch unangemessen, da Fälle denkbar sind, in denen Freisetzung/Inverkehrbringen von GVO hinnehmbare Veränderungen hervorrufen. Voraussetzung für eine Beeinträchtigung von Schutzgütern der biotischen und abiotischen Umwelt ist deren negative Veränderung (z. B. Verlust von Genotypen durch Hybridisierungen, Verdrängung wild lebender Arten in ihren Lebensräumen). Das Hinzufügen gentechnisch veränderter Sippen in bestehende Ökosysteme wird nicht als ökologischer Schaden gewertet (s. u.), kann aber in naturschutzfachlich bedeutsamen Gebieten einen Indikator für einen ökologischen Schaden darstellen.

Zweitens ist eine negative Veränderung (= Beeinträchtigung) nur dann als ein ökologischer Schaden zu werten, wenn sie erheblich ist. Die Erheblichkeit von Beeinträchtigungen ergibt sich zunächst aus ihrer Intensität: Liegt diese unterhalb eines zu bestimmenden Schwellenwertes, so wird sie als unerheblich angesehen und stellt keinen ökologischen Schaden dar. Durch die Beeinträchtigung wird eine Wertminderung des Schutzgutes bewirkt. Folglich wird der Wert des Schutzgutes, das von den Wirkungen und Folgewirkungen der Freisetzung bzw. des Inverkehrbringens von GVO betroffen ist, in die Bestimmung der Erheblichkeit möglicher Beeinträchtigungen einbezogen. Die Erheblichkeit der Beeinträchtigung resultiert also sowohl aus der Intensität der Beeinträchtigung als auch aus dem Wert des Schutzgutes.

Besonders wichtig hinsichtlich des Verhältnisses zwischen Schadensdefinition und ihrer Operationalisierung ist die Auffassung, dass die Schadensdefinition stets wirkungsbezogen ist, während die Operationalisierung auch an den der Wirkung vorgelagerten Handlungen oder Prozessen ansetzen kann. Unter Schäden werden also nicht inakzeptable Handlungen oder Prozesse verstanden, sondern nur inakzeptable Wirkungen.

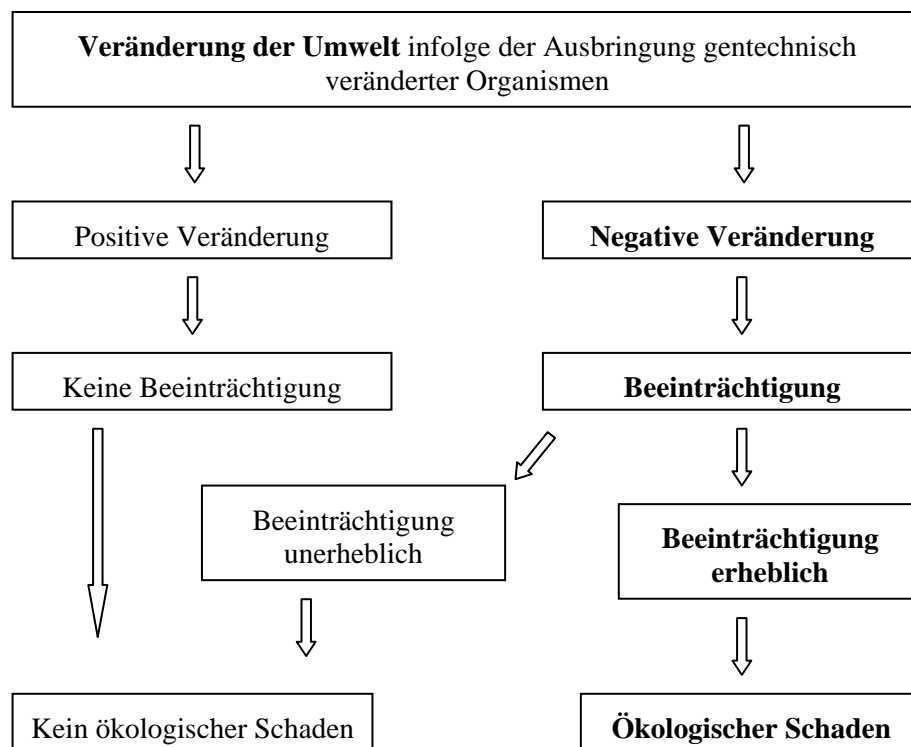


Abb. 1: Ansatz zur Bestimmung des ökologischen Schadens in der Agro-Gentechnik. Eine negative Veränderung der Umwelt wird als ökologischer Schaden definiert, wenn sie zu einer erheblichen Beeinträchtigung der Schutzgüter (Umwelt und deren Bestandteile als Schutzgut an sich, in ihrem Wirkungsgefüge und ihrer nachhaltigen Nutzungsfähigkeit) führt. Die Erheblichkeit der Beeinträchtigung resultiert aus der Intensität der Beeinträchtigung und dem Wert des Schutzgutes.

Methodischer Ansatz zur Operationalisierung des Schadensbegriffs für die Agro-Gentechnik

Die Anwendung des Gentechnikrechts kann auf unterschiedlichen Vollzugsebenen erfolgen. Im Wesentlichen ist hier zwischen Freisetzung, Inverkehrbringen und Monitoring zu unterscheiden. In Abhängigkeit vom Zweck der jeweiligen Vollzugsebene ergeben sich unterschiedliche Anforderungen an die Bewertung ökologischer Schäden. So kann beim Monitoring i. d. R. eine retrospektive Bewertung vorgenommen werden, wogegen vor Freisetzung und Inverkehrbringen eine prospektive Bewertung schädlicher Einwirkungen auf Schutzgüter erfolgt. Bei der Wirkungsprognose (prospektive Bewertung) muss im Falle des Inverkehrbringens von Daten zur Ausbringung (z. B. üblicherweise verwendete Schlaggröße, voraussichtlicher Herbizideinsatz) und bekannten Eigenschaften des GVO auf Prozesse und Auswirkungen geschlossen werden. Bei der Freisetzungsgenehmigung liegen zusätzlich spezifische Daten zur Umwelt der beantragten Freisetzungstandorte vor, an denen der GVO ausgebracht wird. Auswirkungen können also nicht direkt gemessen, sondern nur anhand von Indikatoren in einem Modell abgeschätzt werden. Anders ist dies bei einer retrospektiven Bewertung im Rahmen des Monitorings. In diesem Fall können Veränderungen von Indikatorenausprägungen direkt ermittelt werden. Während beispielsweise prospektiv die Veränderung der Anzahl von Arten der Roten Liste über Indikatoren wie „Einsatz von Herbiziden“ oder „Verdrängung bestimmter Sippen durch GVO“ bestimmt werden müsste, kann diese retrospektiv durch Kartierungen zu verschiedenen Zeitpunkten gemessen werden.

Wirkungskette in der Agro-Gentechnik

Indikationen und Messungen als Grundlage der Abschätzung und Bewertung ökologischer Schäden können also an verschiedenen Stufen in der Wirkungskette der Agro-Gentechnik ansetzen (vgl. Abb. 2). Folgende Stufen der Wirkungskette sind zu unterscheiden:

- a) **Technologie:** Hierbei werden Technologien nach ihrem Schadenspotenzial unterschieden, was bei bestimmten Technologien (Nuklearphysik) zum Ausschluss ihrer Anwendung führen kann. Ein grundsätzliches Versagen von Freisetzungen bzw. Inverkehrbringen von GVO ist nicht möglich, da das Gentechnikgesetz prinzipiell ihren Einsatz zulässt.
- b) **Impuls** als Handlung, die Prozesse in Gang bringt und dadurch letztlich zu Schäden führen kann. Somit kann die Indikation von Schäden auch über Merkmale des Anbaus von GVO erfolgen. Dies ist sinnvoll, wenn Art oder Anbaufläche des GVO eng mit dem Ausmaß eines ökologischen Schadens korreliert sind. Denkbar ist dies bei bestimmten Anbaumethoden, die z. B. durch Einsatz von Breitbandherbiziden Schutzgüter beeinträchtigen können.
- c) **Prozess** als Vorgang, der ausgehend vom Impuls zu einer Schädwirkung führen kann (z. B. Ausbreitungsvorgänge, Anreicherung toxischer Substanzen). Vorteilhaft ist dabei, die Indikation von Schäden prospektiv durchzuführen, d. h. Schäden vorherzusagen, wobei allerdings ein bekannter Zusammenhang zwischen Prozess und Wirkung vorausgesetzt wird.
- d) **Wirkung** auf der Ebene von Schutzgütern. Für eine Schadensprognose sind Modelle erforderlich, die aufgrund zahlreicher Unsicherheiten auf den hierfür relevanten zeitlichen und räumlichen Skalen nur selten sichere Vorhersagen zulassen. Bei einer retrospektiv durchgeführten Schadensermittlung im Rahmen des Monitorings sind dagegen konkrete Schäden empirisch feststellbar.

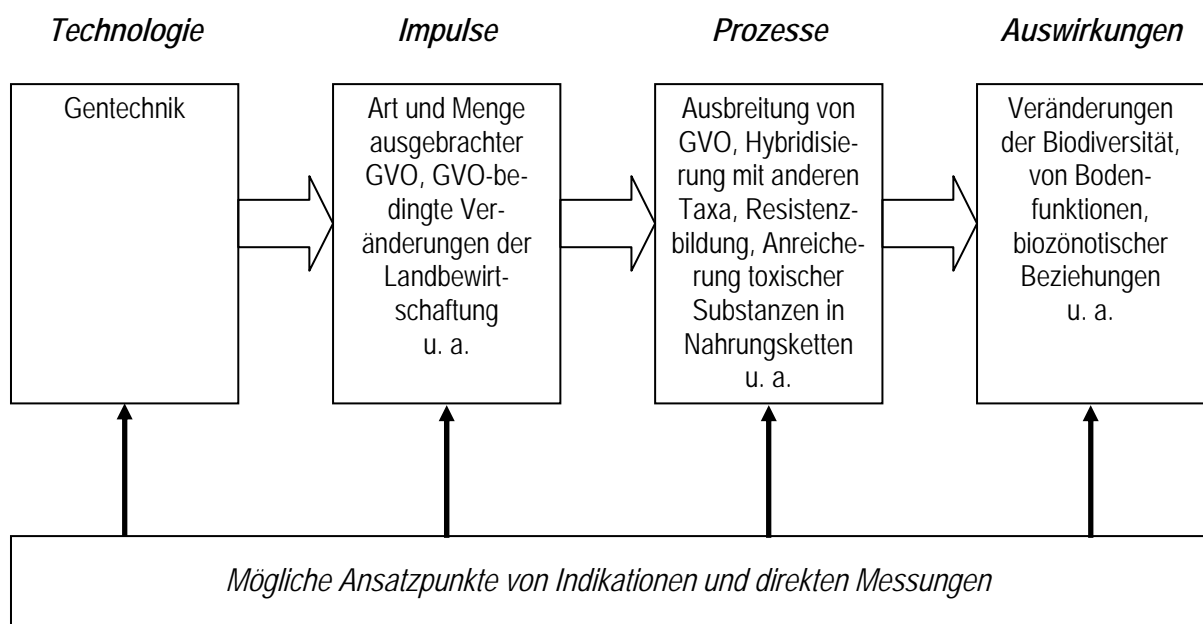


Abb. 2: Anwendungen der Agro-Gentechnik führen im Freiland über eine Kette von Zwischenschritten zu Auswirkungen auf Natur und Landschaft. Die Indikation oder direkte Messung ökologischer Schäden kann an unterschiedlichen Stellen innerhalb dieser Wirkungskette ansetzen. (vgl. SCHERINGER 1999, JAEGER 2002)

Methodischer Rahmen für die Operationalisierung des Schadensbegriffs in der Agro-Gentechnik

Bei der Operationalisierung des Schadensbegriffs im Vollzug des Gentechnikrechts sind im Kern folgende Schritte von Bedeutung:

- 1) Auswertung des Wissensstands zu Veränderungen, die von GVO hervorgerufen werden
- 2) Konkretisierung von Schutzgütern und bewertungsrelevanter Eigenschaften von Schutzgütern,
- 3) Ermittlung der bewertungsrelevanten Veränderungen (Beeinträchtigungen) (Auswahl der unter 1) genannten Veränderungen) und Wirkungsanalyse dieser Veränderungen als Grundlage der Ermittlung von Ansatzpunkten für Kriterien und Indikatoren nach 4),
- 4) Festlegung von Kriterien und Indikatoren zur Bewertung der Bedeutung von Schutzgütern und von Beeinträchtigungen sowie Feststellung der Erheblichkeit der relevanten Beeinträchtigungen auf Basis von Erheblichkeitsschwellen.

Hieraus leiten sich zwei zentrale Fragestellungen ab, auf die nachfolgend gesondert eingegangen wird:

- a) Wie können geeignete Indikatoren und Kriterien für die Abschätzung und Bewertung von Schutzgütern und Beeinträchtigungen ausgewählt werden?
- b) Nach welcher Methode kann die Festlegung von Erheblichkeitsschwellen erfolgen?

Methodischer Ansatz zur Auswahl geeigneter Indikatoren und Kriterien

An die Verwendung von bewertungsrelevanten Indikatoren und Kriterien werden zahlreiche planungsmethodische Anforderungen gerichtet (vgl. KÖHLER 1969, RECK 1990, WINKELBRANDT 1990, BERNOTAT et al. 2002, ROMAHN 2003, LAMNEK 2005). Demgemäß sind bei der Auswahl geeigneter Kriterien und Indikatoren ihre Relevanz, Validität, Erforderlichkeit und die Möglichkeit ihrer Anpassung an die Datengrundlage zu beachten.

Relevanz

Relevanz als Voraussetzung für die Anwendung eines Bewertungskriteriums bedeutet, dass das Kriterium problemadäquat ausgewählt werden und mit den naturschutzfachlichen Zielen korrespondieren muss. So dürfte das Kriterium „Verdrängung gefährdeter Arten durch GVO“ in den meisten Fällen ein relevantes Bewertungskriterium sein, während dies für das Kriterium „Veränderung der Artenvielfalt in einem Lebensraum“ nicht der Fall ist. Zum einen ist Artenvielfalt nicht pauschal anzustreben (vgl. SCHERNER 1994), zum anderen werden Veränderungen im Sinne des hier abgeleiteten Schadenskonzeptes nicht per se negativ bewertet.

Validität (Gültigkeit, Treffsicherheit) unter Berücksichtigung des Vorsorgeprinzips

„Ein Merkmal bzw. seine Messvorschrift ist gültig, wenn es richtige Voraussagen über die Realität zulässt“ (KÖHLER 1969, S.78). Im konkreten Fall bedeutet dies, dass geprüft werden muss, inwieweit der Indikator tatsächlich in der Lage ist, das Indikandum zu indizieren, bzw. inwiefern über Bewertungskriterien das Ausmaß einer bewertungsrelevanten Auswirkung festgestellt werden kann. So kann beispielsweise die Verdrängung von Pflanzenarten über den Deckungsgrad eines GVO in einer Lebensgemeinschaft ermittelt werden. Die Indikation besitzt jedoch nur eine hohe Validität, wenn die Korrelation zwischen „Deckungsgrad eines GVO“ und „Verdrängung von Pflanzenarten“ im Detail bekannt ist. Nimmt man in einer Wirkungskette das erste Ereignis als Parameter zur Abschätzung von Folgeereignissen, so nimmt die Unsicherheit mit jedem Schritt in der Kette zu bzw. die Treffsicherheit ab.

So kann beispielsweise über den Indikator „Vorhandensein wild lebender genetisch kompatibler“ Sippen mit relativ guter Treffsicherheit der Prozess „Genintrogression“ abgeschätzt werden, jedoch kaum mehr die Wirkung „Verlust wild lebender Sippen durch Genintrogression“ oder die Folgewirkung „Rückwirkung des Vorkommens von transgenen Hybriden auf Lebensgemeinschaften“. Ebenso wie bei Indikatoren muss die Validität von Kriterien geprüft werden. Die Ausbreitungsfähigkeit eines GVO ist beispielsweise ein schlechter Prädiktor für die Verdrängung anderer Pflanzenarten durch interspezifische Konkurrenz, da vermutlich nur ein Bruchteil von GVO hierzu in der Lage ist (vgl. zu gebietsfremden Arten KOWARIK 2002). Die Ausbreitungsfähigkeit ist somit kein valides Kriterium für den Eintritt von Schäden.

Grundsätzlich sollten valide Indikatoren und Kriterien weniger validen vorgezogen werden. Inwiefern auch wenig valide Kriterien und Indikatoren verwendet werden können, hängt vom Zweck der Schadensbewertung ab. Im Rahmen der Umweltrisikoprüfung als Grundlage für die Genehmigung von Freisetzung und Inverkehrbringen, bei der es darum geht Schäden auszuschließen, können Indikatoren bzw. Kriterien verwendet werden, die valide sind hinsichtlich eines Ausschlusses, aber nicht hinsichtlich eines Eintritts von Schäden. Dies bedeutet, dass kein Schaden eintreten darf, wenn er nicht prognostiziert wurde (vgl. Tab. 1, Nr. 2), umgekehrt aber hingenommen werden kann, dass ein Schaden nicht eintritt, obwohl er prognostiziert wurde (vgl. Tab. 1, Nr. 3). Dieser Ansatz – Risiken auszuschließen und damit eine Fehleinschätzung unerheblicher Beeinträchtigungen als erheblich zu tolerieren – wird durch das Vorsorgeprinzip legitimiert. Beim Monitoring hingegen geht es darum, möglichst genau zu ermitteln, welche Schäden auftreten. Fehleinschätzungen sollten möglichst selten auftreten, d. h. es wird insgesamt eine hohe Validität angestrebt. Fehleinschätzungen unerheblicher Beeinträchtigungen als erhebliche Beeinträchtigungen, die beim ersten Fall in gewissem Maß in Kauf genommen werden können, sollten vermieden werden.

Tab. 1: Möglichkeiten von Bewertungsfehlern aufgrund mangelnder Validität

Ausgangspunkt ist die Hypothese „Die Ausbringung eines GVO führt zu einem ökologischen Schaden“. Sowohl die auf der Kriterienausprägung basierende Ablehnung als auch die Annahme dieser Hypothese können falsch (Nr. 2 bzw. 3) oder richtig sein (Nr. 1 bzw. 4). Dadurch ergeben sich die vier dargestellten Möglichkeiten. Je geringer die Wahrscheinlichkeit der unter 2. bzw. 3. genannten Fehler ist, desto valider (treffsicherer) ist das Bewertungsverfahren. Das Auftreten des unter 2. genannten Fehlers ist nicht akzeptabel, wenn es darum geht, eine Gefahr auszuschließen. Der unter 3. aufgeführte Fehler kann hingegen in einem gewissen Rahmen toleriert werden. Hierbei ist allerdings der Verhältnismäßigkeitsgrundsatz zu beachten, d. h. ein Schaden sollte mit einer gewissen Wahrscheinlichkeit indiziert werden, um das Versagen der Freisetzung oder des Inverkehrbringens zu rechtfertigen (vgl. ROLLER 2005, mdl.).

		„Wahres“ Bewertungsergebnis	
		erhebliche Beeinträchtigung	keine erhebliche Beeinträchtigung
Prognostiziertes oder beobachtetes Bewertungsergebnis	erhebliche Beeinträchtigung	1. „erhebliche Beeinträchtigung“ richtig	3. „erhebliche Beeinträchtigung“ falsch
	keine erhebliche Beeinträchtigung	2. „keine erhebliche Beeinträchtigung“ falsch	4. „keine erhebliche Beeinträchtigung“ richtig

Erforderlichkeit

Die Erforderlichkeit gibt Auskunft darüber, ob ein Indikator oder Kriterium bereits durch einen anderen bzw. ein anderes hinreichend abgedeckt ist, der bzw. das mit geringerem Aufwand anwendbar ist oder mit höherer Validität Zustände wie Veränderungen der Tier- oder Pflanzenwelt abbildet. Erforderlichkeit ist somit eine relative Anforderung: ob ein Kriterium erforderlich ist, hängt von anderen Kriterien ab, die den gleichen Sachverhalt operationalisieren sollen.

Anpassung der Auswahl an die Datenlage

Es können nur Indikatoren verwendet werden, deren Ausprägung bekannt ist oder erfasst werden kann. Die Indikatorenauswahl ist somit sowohl in qualitativer als auch quantitativer Hinsicht von der Datenlage abhängig. Zu berücksichtigen ist dabei, dass das Prognosemodell, also die Verknüpfung von Indikatoren und Kriterien, der Datenlage angepasst ist. Je ungenauer die Ausgangsdaten sind, desto einfacher muss das Wirkungsmodell sein.

Methodischer Ansatz zur Festlegung von Erheblichkeitsschwellen

Bei der Auswahl eines methodischen Ansatzes zur Festlegung von Erheblichkeitsschwellen werden zwei Möglichkeiten untersucht:

- 1) Verfahren, bei denen Erheblichkeitsschwellen von außen gesetzt werden, i. d. R. durch ein beauftragtes Gremium oder einen Gutachter (exogene normative Setzungen),
- 2) Verfahren, bei denen sich Erheblichkeitsschwellen vermeintlich aus der Messung ökologischer Zustände selbst ergeben (endogene normative Setzungen).

Normative Setzungen von außen

Hier kommen zunächst normative Setzungen in Betracht, wie sie im Verfahren der ökologischen Risikoanalyse⁹⁴ erfolgen. Im Rahmen der ökologischen Risikoanalyse werden zuerst die Erheblichkeitsschwellen bei den einzelnen Kriterien festgelegt und die Kriterien miteinander verknüpft. Die Qualität einer ökologischen Risikoanalyse liegt darin, die Erheblichkeitsschwellen der einzelnen Kriterien und den Bewertungsalgorithmus so festzulegen, dass das Bewertungsergebnis mit naturschutzfachlichen Zielvorstellungen übereinstimmt. Daher muss in einem zweiten Schritt überprüft werden, ob das Bewertungsverfahren normative Gültigkeit besitzt. Hierfür müssen beispielhaft Bewertungen durchgeführt werden. Für den Fall der Zulassung von GVO bedeutet dies zu prüfen, ob nach dem Bewertungsverfahren GVO, die ökologischen Schäden hervorrufen können, tatsächlich abgelehnt werden bzw. Arten, die mit hinreichender Sicherheit keine ökologischen Schäden hervorrufen, zugelassen werden. Zudem können normative Setzungen von außen durch die Bestimmung von

⁹⁴ Die ökologische Risikoanalyse stellt eine Bewertung der Verträglichkeit von Maßnahmen mit Zielen des Naturschutzes dar (vgl. SCHOLLES 2001). Spezifisch für die Bewertung ist dabei die Berücksichtigung potenzieller Beeinträchtigungen einerseits und die Berücksichtigung der Empfindlichkeit von Schutzgütern gegenüber diesen Beeinträchtigungen andererseits. Dieses Verfahren bietet zudem den Vorteil, dass es bei unvollständiger ökologischer Information anwendbar ist, da das Risiko über Kriterien und Indikatoren abgeschätzt wird, die einen Hinweis auf einen Schadenseintritt geben, aber keine genauen Eintrittswahrscheinlichkeiten.

Grenzwerten erfolgen, wie z. B. im Immissionsschutz oder der Ökotoxikologie. Dabei besteht aber eine hohe Unsicherheit bei der Abschätzung von entfernt auftretenden und zeitverzögerten Wirkungen.

Vermeintlich endogene normative Setzungen

Schließlich können in Verfahren Erheblichkeitsschwellen auch aus der Messung ökologischer Zustände selbst begründet werden. So sieht z. B. das Konzept der natürlichen Variationsbreite vor, Erheblichkeitsschwellen zur Bewertung ökologischer Schäden aus der Variabilität von Organismeneigenschaften oder Systemzuständen abzuleiten. Da mit dem Begriff der Natürlichkeit problematische normative Implikationen verbunden sind (vgl. KOWARIK 1999), kann alternativ die normale Variationsbreite ermittelt werden (SUKOPP 2005, mdl.). Die Abweichung von einem Normalzustand kann statistisch ermittelt und über statistische Lagekenngrößen (z. B. Medianwert, Quantile etc.) und die Standardabweichung dargestellt werden. Bereits hier wird aber deutlich, dass die Verwendung von Lagekenngrößen oder einem Vielfachen der Standardabweichung zur Kennzeichnung des Normalzustands exogene Setzungen darstellen. In einem zweiten Schritt werden – meist implizit – statistisch relevante Größen zu normativ relevanten Größen umgewandelt. Dieser Schritt bedarf jedoch einer gesonderten Begründung.

Hinsichtlich der Frage, welche Methode der Festlegung von Erheblichkeitsschwellen für die Bewertung ökologischer Schäden durch die Agro-Gentechnik am ehesten anwendbar wäre, ergeben sich folgende Schlüsse.

Festlegungen von Erheblichkeitsschwellen nach dem Ansatz der ökologischen Risikoanalyse werden der Komplexität von Auswirkungen durch GVO am ehesten gerecht. Zum einen kann in transparenter Weise die Bewertung eines Gesamtschadens durch die Verknüpfung von Kriterien und Indikatoren erfolgen. Zum anderen bietet die ökologische Risikoanalyse auch den Vorteil, wenn notwendig, neben dem Ausmaß der Beeinträchtigung die naturschutzfachliche Bedeutung des Schutzgutes einzubeziehen. Bei der ökologischen Risikoanalyse ist es empfehlenswert, Kriterien und Indikatoren einzubeziehen, die an jeder Stelle der Wirkungskette ansetzen. Dies bietet den Vorteil einer flexiblen, einzelfallbezogenen Anwendung von Indikatoren und Kriterien (z. B. in Abhängigkeit von der Datenlage, der Vollzugsebene etc.).

Eine Schadensbestimmung über eine Grenzwertsetzung für die Ausbringung von GVO ist (im Gegensatz zu Emissionen) nicht sinnvoll, da für das Eintreten von Wirkungen andere Faktoren in vielen Fällen bedeutsamer sind als die Menge der ausgebrachten Individuen. Die Wirkung transgener Organismen ist im Gegensatz zu Chemikalien aufgrund der Fähigkeit, sich selbständig zu vermehren weitgehend unabhängig von der Menge ihrer Ausbringung⁹⁵. Allerdings ist es sinnvoll, für jeden GVO zu prüfen, ob seine Ausbringung – unabhängig vom Umfang des ausgebrachten Pflanzmaterials – prinzipiell verboten werden kann.

Vermeintlich endogen aus Wirkungen oder Prozessen abgeleitete Erheblichkeitsschwellen könnten aus theoretischer Sicht nur dann angewandt werden, wenn die normativen Implikationen des Konzepts der

⁹⁵ Dies gilt allerdings nicht für zahlreiche indirekte Wirkungen, z. B. Wirkungen aufgrund von Herbizideinsatz.

Variationsbreite anerkannt sind. Dies dürfte aber nur selten der Fall sein. Darüber hinaus sind mit dieser Art der Schwellenwertsetzung zahlreiche praktische Probleme verbunden (was ist das Referenzsystem, über das "schädliche Schwankungen" festgelegt werden, wie lassen sich Schwankungen messen etc.?). Daher wird eine endogen abgeleitete Festlegung von Erheblichkeitsschwellen abgelehnt. Dennoch ist es auf der empirischen Ebene nützlich, Variationsbreiten zu ermitteln, da Normen auch einen Bezug zur Realität haben müssen. Andernfalls unterliegt man dem „normativistischen Fehlschluss“ (HÖFFE 1981, VOSSENKUHL 1993). Anders ausgedrückt: Die Ermittlung normaler Variationsbreiten kann einen Hinweis darauf geben, in welchem Bereich Erheblichkeitsschwellen überhaupt sinnvoll anzusetzen sind.

Somit wird als Verfahren für die Bestimmung von Erheblichkeitsschwellen die ökologische Risikoanalyse empfohlen.

Von entscheidender Bedeutung für die Anwendbarkeit von Erheblichkeitsschwellen ist schließlich neben der Methode zu ihrer Bestimmung das Verfahren, durch das sie legitimiert werden. Dieser Satz gilt umso mehr für Schäden in der Agro-Gentechnik, als die Auffassungen darüber, welche Auswirkungen als Schäden normiert werden sollen, weit auseinandergehen. Eine Einigung hierüber und damit eine politische Legitimation von Erheblichkeitsschwellen erscheinen noch notwendiger als eine detaillierte inhaltliche Begründung ihrer Festsetzung.

7 Summary

According to the *Gentechnikrecht* (Genetic Technology Law, GenTG) [Art. 4(1) RL 2001/18/EU, Art. 4 (1) lit. a & Art. 16 (1) lit. a VO 1829/2003/EEC, § 16(1) GenTG], no adverse effects on the environment may be associated with genetically modified organisms (GMOs) that are released or placed on the market, i.e., no ecological damages may occur. It is unclear, however, how the concept of damage is to be actualized. For one, the concept of damage is not further defined in the *Gentechnikrecht*. For another, concrete measures or criteria for determining or estimating ecological damages are mostly absent (SRU 2004). Therefore, first a definition of ecological damage must be supplied. Then how the supplied definition of damage can be operationalized, i.e. how it can be made applicable, must be shown.

Definition of ecological damages

The technical discussion of an exact definition of ecological damages has been controversial and has produced a number of similar, but also some very different, approaches (compare LEMKE & WINTER 2001, KOKOTT et al. 2003, SRU 2004, POTTHAST 2004). The contribution of ecology as a natural science to this discussion may consist of simply describing the conditions of and changes to ecosystems. The next question, as to which of these changes should be seen as damages, depends on normative guidelines such as those of nature conservation, land-use planning, and the protection of human health (ERZ 1986, SUKOPP 2004). It is clear, therefore, that the question of the definition (and operationalization) of ecological damages can not be answered solely from ecology or solely from jurisprudence or from an economic, philosophical, or political standpoint. Instead, an interdisciplinary discourse among all involved disciplines and groups is necessary (see FISAHN 2004). This discourse is reflected in the different conceptual approaches and proposals for a definition of ecological damages, which should be taken into consideration.

Different conceptual approaches and proposals for a definition of ecological damages from the technical discussion and their suitability for agro-genetic modification

Within the **concept of evolutionary integrity**, conservation includes, among other things, “ensuring the nonpropagation of modified genes in self-reproducing, wild populations and therefore the protection of self-organization during the course of evolutionary dynamics” (BRECKLING & ZÜGHART 2001, p. 326). In this way, “essentially unforeseeable consequences of the further transformation of modified genes in natural populations within the framework of evolutionary processes through mutation or recombination with the risk of damaging effects on other conservation resources” are eliminated (ibid). The concept of evolutionary integrity clearly illustrates the evolutionary significance of the possible impacts of GMOs. There is a certain inconsistency, however, that lies at the root of this argument that argues against its wholesale acceptance as the definition of ecological damages in agro-genetic modification. The mere human settlement of Central Europe and the associated introduction of cropland and the development of the cultural landscape have led to an impact on the “evolutionary integrity” of numerous plant and animal species. Furthermore, with conventional breeding, humans have always encroached upon the integrity of the evolutionary process (see FISAHN 2004). It is therefore not clear, within the concept of evolutionary integrity, wherein the distinctive qualities of genetically modified organisms lie in comparison to conventional human influences on the environment. Furthermore, the idea that there is an “integrity” to

the evolutionary process or to the results of evolution rests on ethically disputed premises. The concept, therefore, does not offer a sufficient foundation for a definition of ecological damages in agro-genetic modification.

The *Konzept der Eingriffstiefe* (**concept of intensity of intervention**) (see GLEICH 1997) suggests that ecological damage not be measured directly but rather estimated based on certain features of the technology being applied. Similarly to other concepts of environmental risk, the concept of intensity of intervention rejects an impact-oriented approach and turns instead to an entirely technology-based approach (see SUKOPP 2004). The concept of intensity of intervention indicates that by releasing GMOs or placing them on the market, the risk of as-yet-unknown or unforeseeable damages exists. This is the only one of the concepts presented here that explicitly references the precautionary principle. The concept of intensity of intervention gives no assistance, however, for determining in individual cases whether or not a GMO can be released or placed on the market, as is required in the genetic-modification law; therefore, this approach is not considered further.

According to the **concept of selective advantage**, damage has occurred when GMOs, by virtue of one or more features that are due to genetic modification, “have a selective advantage in nature and are in a position to displace other plants” (FISAHN 2004, p. 147). The selective advantage of a GMO does not, of itself, present a damage. The concept of selective advantage offers, nonetheless, a criterion for the indication of ecological damages both at the genetic level (replacement of a wild-living taxon as a result of genetic introgression from a genetically modified taxon) as well as at the ecological level (displacement of a wild-living taxon due to the competitive advantage of a genetically modified taxon). In general, however, the concept of selective advantage is too limited, in that it is directed solely at risks to wild-living species. Abiotic conservation resources and ecosystems, including the numerous ecosystem interactions, are neither directly nor indirectly included. If this concept were to be applied, it would have to be critically assessed whether damages to abiotic conservation resources and to ecosystems could be ruled out if no damages at the species level occurred.

According to the **concept of natural variation** (see SRU 1987, 2004), an ecological damage occurs when the impacts of a GMO lead to changes in ecosystem measures beyond the natural variation in these measures. The SRU (2004, p. 409, line 878) sees “exceeding the natural variation, i.e. those changes that go beyond the natural variation of the impacted genetic diversity, populations, or ecosystems, [as an]...*indicator* of the damages that can be caused by genetically modified organisms to the natural environment as components of a structural and functional ecological setting.” This concept offers valuable direction for a definition of ecological damages. For one, the possibility of changes to ecosystems is allowed to a certain degree, though the change must be limited. For another, all levels of biodiversity are taken into consideration in the list of conservation resources; the approach is comprehensive. The question remains, however, whether “natural variation” defines the necessary limitations in a suitable way. It is fundamentally questionable “whether and how the distinction between ‘natural’ fluctuation and its counterpart, that is, an ‘artificial’ or ‘anthropogenic’ fluctuation, can be made” (POTTHAST 2004, p. 149). An application of this concept in the framework of agro-genetic modification requires, first of all, a clarification of the normative validity of the idea of natural variation.

According to the **concept of similarity**, the effects of conventional agriculture are to be compared with the effects of agriculture based on genetic modification (FISAHN 2004); this comparison is often directed at the potential for escape and cross-breeding (LEMKE & WINTER 2001). The core of this concept is that the only damages caused by GMOs are those that can be differentiated from accepted changes caused by the corresponding non-GMOs. This implies that the use of non-GMOs in conventional agriculture leads to no adverse effects, or at least to socially accepted adverse effects, on nature conservation resources. This concept, however, contradicts current knowledge on the substantial direct and indirect effects of agriculture on nature conservation resources on and beyond agricultural land (on species decline, for example, see articles in KLINGENSTEIN & LUDWIG 1998). An application of this concept to the field of agro-genetic modification is therefore not recommended.

In addition to these conceptual ideas, which present approaches to operationalizing and partly to defining ecological damage, numerous definitions of varying degrees of concreteness are discussed in the technical literature.

RICHTER (2004, p. 20) recommends, for example, an approach with ecological focus, in which he defines ecological damages as “**undesired systemic conditions of the natural balance.**” One advantage of this definition is the link to the idea of “natural balance” and the associated applicability to practice (POTTHAST 2004). For example, the well-established nature conservation resources of soil, water, climate/air, species/biotopes, and the idea of characteristic landscape/recreation, which are used in the practice of landscape planning, can be made use of in the operationalization of this definition.

A resource-oriented, economic approach is presented by BARKMANN & MARGGRAF (2004, p. 65): “An ecological damage is **an involuntary loss of the supply of ecological resources, initiated by an event.**” Ecological resources are to be understood as “objects of human pursuit whose availability depends on the structures, processes and conditions of ecological systems” (ibid., p. 59). Initiating events include natural occurrences as well as the direct and indirect consequences of human trade (ibid.).

An approach to the definition of ecological damage **based on environmental law** derives from the recommendation for the EU Directive on Environmental Liability (RL 2004/35/EU): a legally relevant “environmental damage” exists when an adverse change to a natural resource or an impairment of the resource’s function (i.e. damage according to Art. 2 (2)) brings with it significantly disadvantageous effects on nature conservation resources (Art. 2 Para. 1). Nature conservation resources include soil, water, protected species, and natural habitats and the functions of these. The problematic aspect of this definition is that the choice and demarcation of the relevant resources appears arbitrary “and does not necessarily correspond to the objective (ecological and conservation-resource-oriented) perspective, and therefore can lead to counterintuitive definitions of ecological or environmental damages” (POTTHAST 2004, p. 197).

Though the individual approaches to a definition may differ in the details, they are all in agreement that an ecological damage exists when, in some form, a change, seen as undesired, occurs to a particular conservation resource. The difference lies, principally, in the semantic description of the resources to be conserved and in the fine details. When deriving a definition of ecological damages for agro-genetic modification, therefore, the identification of the conservation resources that are relevant under the *Gentechnikrecht* is critical.

Conservation resources relevant under the Gentechnikrecht

In § 1 (1) GenTG, the relevant nature conservation resources are listed as the “environment in its structural and functional setting, animals and plants.” A closer definition of the term “environment in its structural and functional setting” is not found in the *Gentechnikrecht* itself. According to HIRSCH & SCHMIDT-DIDCZUHN (1991, p. 33, § 1, 19), an interpretation may consider the balance of nature in the sense of § 1 of the *Bundesnaturschutzgesetz* (Federal Nature Conservation Law, BNatSchG). Thus, conservation resources are soil, water, and air/climate as well as flora and fauna. In addition, “an interpretation of the conservation resource ‘environment’ that heeds the guidelines of the Convention on Biodiversity and conforms to international law... requires that biodiversity be understood as a component of this conservation resource” (BRAND & WINTER 2004, p. 230). Conservation resources, in their diversity, are to be protected from ecological damage as autonomous resources (see § 1 BNatSchG), as components of a structural and functional ecological setting or with a view to their sustainable use (see § 1 BNatSchG). The protection of conservation resources as autonomous resources includes both conservation of their entirety as well as the conservation of their parts. In addition, conservation resources are protected as components of a structural and functional ecological setting, whereby all interactions within and among different ecosystems and within and among ecosystem components are included. The sustainable use of conservation resources is also safeguarded. This requires securing, in perpetuity, the ability of natural resources to regenerate and to be used sustainably according to § 1 BNatSchG and the Ecosystem Approach of the Convention on Biodiversity (CBD, UNEP 2000). Finally, certain features of conservation resources are to be protected. These features may include, for example, the closeness to a natural state or the occurrence of certain manifestations of biotopes or ecosystems.

Definition of ecological damage in agro-genetic modification

Based on the conceptual approaches presented here to defining ecological damage and the proposals for a definition of the idea of damage, the following definition of ecological damages in terms of agro-genetic manipulation is given:

An ecological damage — caused by a GMO or its use in the open landscape — is a significant adverse impact on a biotic conservation resource (animal, plant, mushroom, microorganism) or an abiotic conservation resource (soil, water, air/climate) with regard to the following:

- **The entirety or components of the conservation resource,**
- **the conservation resource as a component of a structural and functional ecological setting or**
- **the sustainable use of the conservation resource or of the structural and functional ecological setting with which it is associated.**

It is of particular significance that an ecological damage occurs only when the relevant conservation resource is significantly adversely affected (see Figure 1). In this determination, two important normative determinations are included:

First, not every change due to a GMO is adverse. If one wished to exclude every change, releasing or placing GMOs on the market would be categorically prohibited. This is, unreasonable, however, as situations are conceivable in which the release/marketing of GMOs results in acceptable changes. A prerequisite for an adverse effect on conservation resources of the biotic and abiotic environment is a

negative change (e.g. loss of genotypes through hybridization, displacement of wild-living species from their habitats). The addition of genetically modified organisms in existing ecosystems is not an ecological damage (see below), but may represent an indicator of ecological damage in areas that are significant for nature conservation.

Second, a negative change (i.e., an adverse effect) is only to be assessed as ecological damage if it is significant. The significance of the adverse effect arises first from its intensity: if this lies below a certain threshold, it is seen as insignificant and presents no ecological damage. An adverse effect brings about a reduction in value of the conservation resource. Consequently, the value of the affected conservation resource is involved in determining the significance of the possible impacts. The significance of the adverse effects results therefore from their intensity as well as from the value of the conservation resource.

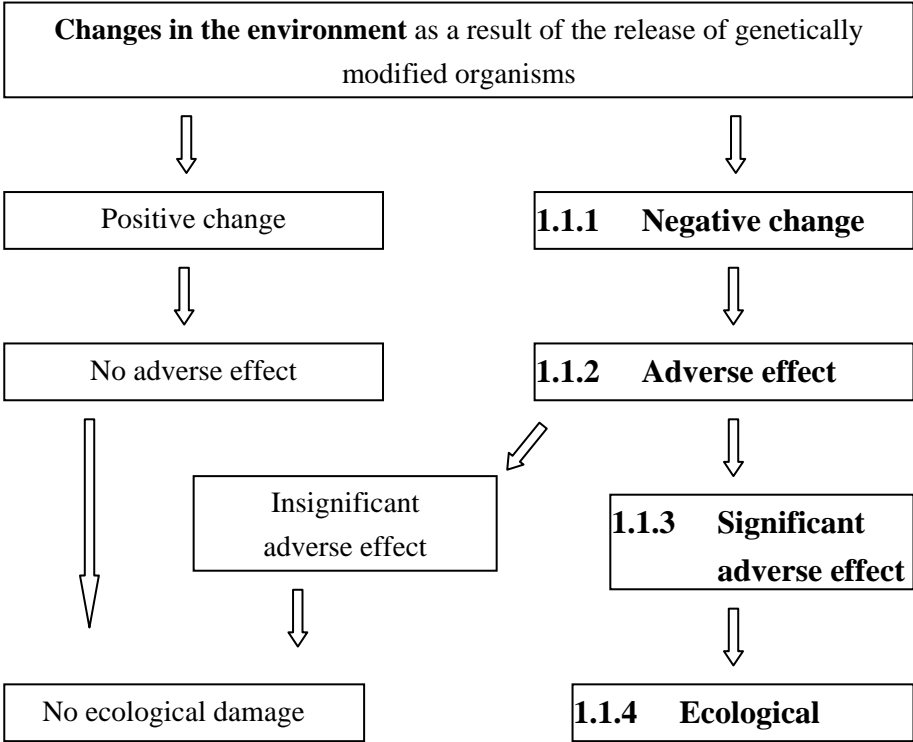


Fig. 1. Approach to ascertaining ecological damages in agro-genetic modification. A negative change to the environment is defined as an ecological damage if it leads to significant adverse effects on conservation resources (the environment and its components as conservation resources in and of themselves, as a part of a structural and functional ecological setting, and in terms of their sustainable use). The significance of the adverse effect results from the intensity of the effect and the value of the conservation resource.

Especially important in terms of the relationship between the definition of damage and its operationalization is the notion that the definition of damage is always related to impact while the operationalization can also be applied to the actions or processes that precede the impact. Only unacceptable effects and not unacceptable actions or processes, therefore, are understood as damages.

Methodological approach to operationalizing the concept of damage for agro-genetic modification

The *Gentechnikrecht* may be executed at different levels. Releasing, placing on the market and monitoring must be fundamentally distinguished. Based on the intended level of execution, there are different standards for the evaluation of ecological damage. Generally, for monitoring, a retrospective evaluation can be undertaken. In contrast, when GMOs are to be released or placed on the market, a prospective assessment of damaging effects on conservation resources takes place. When predicting the impacts of placing a GMO on the market, processes and effects must be inferred from data regarding their release (e.g. typical field size, probable use of herbicides). For the licensing of GMO releases, additional data specific to the environment where the organisms are to be released exists. Effects can not, therefore, be directly measured, but rather can only be estimated based on indicators from a model. This is different from the retrospective analysis that occurs during monitoring. In the retrospective analysis, changes can be determined directly from the expression of certain characteristics of indicators. For instance, while changes to the number of species on the Red List must be assessed prospectively from indicators such as “application of herbicide” or “displacement of certain species through GMOs,” the changes can be measured retrospectively through mapping at different points in time.

The functional chain in agro-genetic modification

Indicators and measurements for estimating and evaluating ecological damage can be linked to different levels of the functional chain of agro-genetic modification (see Figure 2). The following steps in the functional chain can be differentiated:

Technology: Technologies can be differentiated according to their damage potential, which may lead to the prohibition of the use of certain technologies (e.g., nuclear physics for the production of energy). A fundamental prohibition on the release or placing on the market of GMOs is not possible, as the *Gentechnikrecht*, by definition, allows for their use.

Impulse: An action that sets processes in motion which may ultimately lead to damages. Consequently, an indication of damages may result from features of the cultivation of GMOs. This is reasonable when the species or cultivation site of the GMO is closely correlated with the extent of ecological damage. This is conceivable with certain cultivation methods, which can adversely affect conservation resources through, for example, the application of broad-spectrum herbicides.

Process: A sequence which starts from an impulse and can lead to a damaging effect (e.g., dispersion processes, accumulation of toxic substances). It is advantageous to consider the indications of damage prospectively, i.e., to predict damages, where a connection between process and effect is assumed.

Impact: An effect at the level of the conservation resource. In order to make a prognosis of damage, models are required, which by virtue of their numerous chronological and spatial uncertainties only occasionally provide sure predictions. When damages are determined retrospectively during monitoring, however, concrete damages can be empirically ascertained.

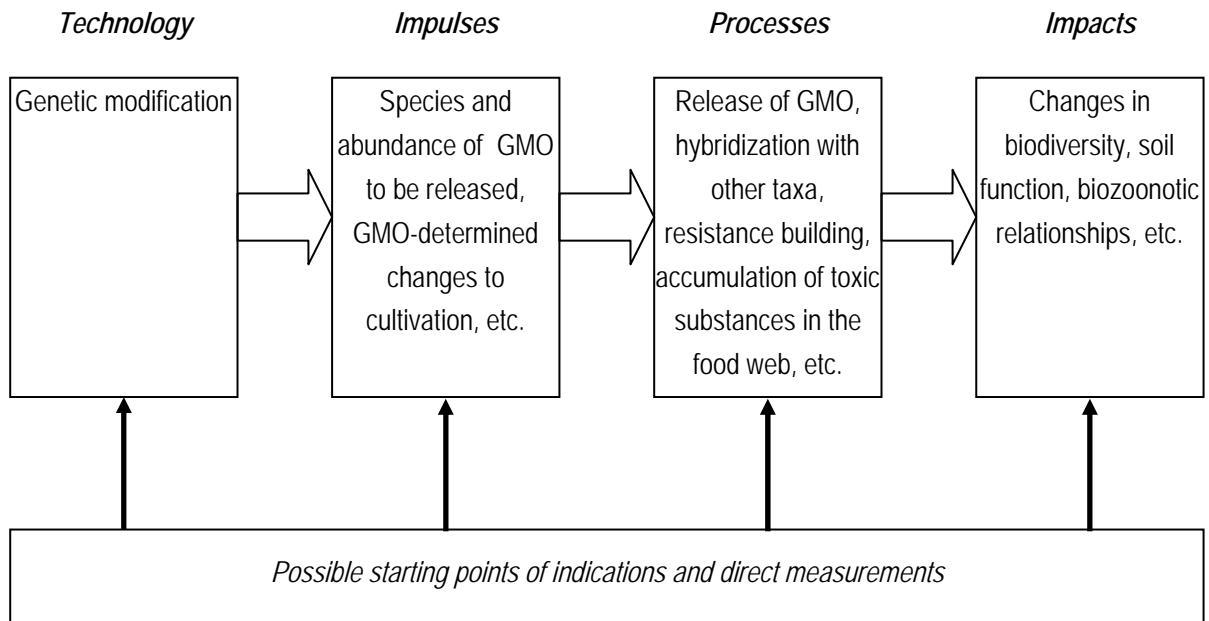


Figure 2. The use of agro-genetically modified organisms in the open landscape leads through a functional chain to impacts on nature and the landscape. Indications or direct measurements of ecological damages can begin at different places along the functional chain. (see SCHERINGER 1999; JAEGER 2002)

Methodological framework for the operationalization of the concept of damage in agro-genetic modification

For operationalizing the concept of damage in the execution of the *Gentechnikrecht*, the following steps are significant:

1. Evaluating the state of knowledge about changes that will be brought about by GMOs.
2. Determining the conservation resources and their attributes that need to be evaluated.
3. Identifying changes (adverse effects) to be evaluated (selection of the changes listed under 1) above) and analyzing the effects of these changes to identify starting points for criteria and indicators according to 4).
4. Determining criteria and indicators for assessing the importance of the conservation resources and of the adverse effects as well as establishing significance thresholds for the adverse effects.

From this, two central questions are derived which will be addressed below:

- a. How can appropriate indicators and criteria be selected for determining and evaluating conservation resources and adverse effects?
- b. By what method can significance thresholds be determined?

Methodological approach to the selection of appropriate indicators and criteria

Numerous methodological standards have addressed the use of indicators and criteria that are relevant for assessment (see KÖHLER 1969, RECK 1990, WINKELBRANDT 1990, BERNOTAT et al. 2002, ROMAHN 2003, LAMNEK 2005). According to these, when choosing the appropriate criteria and indicators, relevance, validity, essentiality, and the possibility of suiting the criteria and indicators to the existing data should be considered.

Relevance

Relevance as a prerequisite for the application of an evaluation criterion means that the criterion must be appropriate to the problem and must correspond to nature conservation goals. The criterion “displacement of threatened species by GMOs” may, therefore, be a relevant evaluation criterion in most cases, while the criterion “change of species diversity within a habitat” is not. For one thing, species diversity is not a goal necessarily to be strived for (see KÖHLER 1969, p. 78) and for another, changes in the sense of the concept of damage presented here are not per se to be negatively assessed.

Validity (accuracy) under consideration of the precautionary principle

“An attribute or its measure is valid, when it allows for correct predictions about reality” (KÖHLER 1969, p. 78). In concrete cases this means that it must be demonstrated to what extent the indicator is actually capable of indicating that which is to be indicated or to what extent the magnitude of the evaluated effect can be determined through evaluation criteria. The displacement of plant species, for example, can be measured as the degree of cover of a GMO in a community. The indication, however, only possesses a high validity when the correlation between “degree of cover of a GMO” and “displacement of plant species” is known in detail. If one takes the first event in a functional chain as a parameter for estimating later events, the uncertainty of every step in the chain is increased and the accuracy is decreased. In this way, for example, the indicator “presence of wild-living, genetically compatible” taxa can be used with relative accuracy to evaluate the process “genetic introgression,” but not the effect “loss of wild-living species through genetic introgression” or later “repercussions of the presence of transgenic hybrids on communities.” The validity of criteria must also be tested. The dispersion capability of GMOs, for example, is a poor predictor of the displacement of other plant species through interspecific competition, as likely only a fraction of GMOs are in a position to accomplish this (compare nonnative species KOWARIK 2002). The dispersion capability is therefore, not a valid criterion for the occurrence of damages.

Basically, valid indicators and criteria should be preferred over less valid ones. The extent to which less valid criteria and indicators can be used depends on the purpose of the damage assessment. When evaluating environmental risks in order to license the release and placing on the market of GMOs, for which damages must be excluded, indicators and criteria can be used that are valid in terms of exclusion of a damage but are not valid in terms of the occurrence of a damage. This means that it is not acceptable for a damage to occur that was not predicted

(see Table 1, nr. 2); however it may be acceptable that a damage does not occur although it was predicted (see Table 1, nr. 3). This approach — excluding risks and therefore, accepting the misinterpretation of

insignificant adverse effects as significant — is legitimized by the precautionary principle. During monitoring, in contrast, it is important to determine as exactly as possible what damages occur. Misinterpretation of insignificant adverse effects as significant, which can be taken in stride in the first case to a certain extent, should be avoided.

Tab. 1. Possible mistakes during evaluation due to insufficient validity

The starting point is the hypothesis “the release of a GMO leads to ecological damages.” The rejection or the acceptance of the hypothesis based on the manifestation of certain criteria can be false (nos. 2 and 3) or true (nos. 1 and 4), resulting in the four presented possibilities. The lower the likelihood of the mistake described under nos. 2 and 3, the more valid (accurate) is the evaluation process. The mistake described in no. 2 is not acceptable when attempting to exclude dangers. The mistake described in no. 3, in contrast, can be tolerated to a certain degree. Here, however, proportionality should be kept in mind, i.e., a damage should be indicated with a certain probability in order to justify prohibiting releasing or placing a GMO on the market (see ROLLER 2005, personal communication)

		“True” evaluation result	
		Significant adverse effects	No significant adverse effects
Predicted or observed evaluation result	Significant adverse effects	1. “Significant adverse effects” true	3. “Significant adverse effects” false
	No significant adverse effects	2. “No significant adverse effects” false	4. “No significant adverse effects” true

Essentiality

Essentiality provides information about whether an indicator or criterion is already sufficiently covered by another, which may be applied with less effort or which may represent conditions, such as changes to the flora and fauna, with a higher validity. Essentiality is, therefore, a relative measure: whether a criterion is essential depends on other criteria that operationalize the same facts.

Suitability to the available data

Only indicators whose characteristics are known or can be measured can be used. The choice of indicator, therefore, depends on both a qualitative and quantitative knowledge of the data. The prognosis model, that is the combination of indicators and criteria, must suit the data. The less exact the data are, the simpler the impact model must be.

Methodological approach to determining significance thresholds

When selecting a methodological approach for setting significance thresholds, two possibilities can be examined:

1. Methods in which the thresholds are set externally, generally through a commissioned body or by an expert (exogenous normative standards)
2. Methods in which the thresholds putatively derive from measurements of ecological conditions themselves (endogenous normative standards)

External normative standards

Considered first are normative standards as carried out during an ecological risk assessment⁹⁶. Within the framework of ecological risk assessments, the thresholds for individual criteria are first determined and then the criteria are combined together. The quality of the risk assessment lies in setting the criteria and the evaluation algorithm so that the results of the evaluation correspond with nature conservation goals. Then, a second step must be tested — whether the evaluation process possesses normative validity. For this, sample evaluations must be carried out. When licensing GMOs, this means testing whether GMOs that can cause ecological damages are indeed to be denied permission or if species that are expected, with sufficient certainty, not to cause ecological damages may be permitted. In addition, external normative standards can follow from the determination of threshold values, such as those, for example, in emissions controls or ecotoxicology. In this, however, a high level of uncertainty exists when estimating effects occurring distantly in time or space.

Putative endogenous normative standards

In practice, significance thresholds may be based on the measurement of ecological conditions themselves. In this way, for example, the concept of natural variability allows for ecological-damage thresholds to be inferred from the variability of organism characteristics or system conditions. Because there are problematic normative implications in the term “natural” (see KOWARIK 1999), normal variation can be used instead (SUKOPP 2005, personal communication). Deviation from a normal condition can be statistically determined and presented according to statistical parameters (e.g. median values, quantiles) and standard deviation. It should be clear, however, that the use of parameters or multiples of the standard deviation to designate the normal condition makes use of external standards. In a second step, usually implicit, statistically relevant measures are transformed into normatively relevant measures. This step requires a separate rationale.

Regarding the question of which method is best used to determine thresholds for assessing ecological damage due to agro-genetic modification, the following conclusions can be drawn.

⁹⁶ Ecological risk assessment illustrates an evaluation of the compatibility of measures with the goals of nature conservation (see SCHOLLES 2001). The assessment must specifically consider the potential adverse effects on the one hand and the sensitivity of conservation resources to these adverse effects on the other. This process offers the advantage that it can be used with incomplete ecological information because the risk is estimated through criteria and indicators that provide information about the occurrence of damage, but no exact occurrence probabilities.

Determining thresholds through the approach of ecological risk assessment would do the most justice to the complexity of impacts of GMOs. For one, evaluating damage as a whole follows transparently from the combination of criteria and indicators. For another, the ecological risk assessment offers the advantage, when necessary, of accounting for the nature conservation value of the resource to be protected in addition to the significance of the adverse effects. During an ecological risk assessment it is recommended that criteria and indicators related to every step of the functional chain be included. This offers the advantage of a flexible, case-by-case application of indicators and criteria (e.g. in connection with the available data, level of execution).

A determination of damage based on values beyond a certain threshold is not sensible for the release of GMOs (in contrast to emissions) because for the occurrence of impacts, in many cases, factors other than the number of released individuals are more important. In contrast to chemicals, the impact of transgenic organisms is essentially independent of the scale of release because they are able to propagate themselves⁹⁷. It is reasonable, however, to assess for each GMO, whether its release — independent of the magnitude of the released plant materials — can be fundamentally prohibited.

Thresholds putatively determined endogenously from effects or processes could, theoretically, only be applied when the normative implications of the concept of variation are recognized. This is, however, only rarely the case. Furthermore, there are numerous practical problems associated with this kind of threshold determination. (How is the reference system for “damaging fluctuations” determined? How are fluctuations measured, etc.?). For this reason, an endogenously derived threshold is rejected. Nevertheless, it is still useful to measure variations at the empirical level because norms must be referenced to reality. Otherwise, one succumbs to the “normative fallacy” (HÖFFE 1981; VOSSENKUHL 1993). In other words: the determination of normative variation can provide an indication of the areas in which it is reasonable to set significance thresholds.

Thus, for determining thresholds, the ecological risk assessment is recommended.

Finally, in addition to the method of determining thresholds, the process by which these are legitimized is of decisive significance. This is even more true for damages caused by agro-genetic modification as perceptions are widely divided about which effects should be normalized as damages. Agreement on this and therefore, political legitimation of thresholds, seems more important than a detailed basis for their determination.

⁹⁷ This is not, however, true for numerous indirect effects, e.g. impacts based on herbicide use.

8 Anhang

8.1 Abkürzungsverzeichnis

BMU	Bundesministerium für Umwelt
BNatSchG	Bundesnaturschutzgesetz
B.t.	<i>Bacillus thuringiensis</i> (Bodenbakterium welches so genannte B.t.-Proteine produziert, die die Darmwand einiger Fraßinsekten zerstören können und sich daher als Pflanzenschutzmittel eignen. B.t.-Gene sind gentechnisch isoliert worden und bspw. in das Mais-Genom eingefügt worden.)
BVerwGE	Entscheidung des Bundesverwaltungsgerichts
CBD	Convention on Biological Diversity
dB (A)	Dezibel (Schalldruck) am Punkt A
DIN	Deutsches Institut für Normung
DNA	Desoxyribonukleinacid /Desoxyribonukleinsäure
DT50	Anzahl von Tagen, in der 50% eines Wirkstoffs abgebaut werden
DT90	Anzahl von Tagen, in der 90% eines Wirkstoffs abgebaut werden
DVWK	Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft, Abwasser und Abfall (DWA)
EEA	European Environment Agency
EEB	European Environment Bureau
EFSA	European Food Safety Authority
EG	Europäische Gemeinschaft
EU	Europäische Union
EUROSTAT	Statistisches Amt der Europäischen Gemeinschaften
FFH	Flora Fauna Habitat
GenTG	Gentechnikgesetz
GenTVfV	Gentechnik-Verfahrensverordnung
GM	Genetically modified
GMO	Genetically modified organism/s
GVO	gentechnisch veränderte/r Organismen/Organismus
HR	herbizidresistent
LD₅₀-Wert	Letale Dosis, bei der 50% aller Versuchstiere sterben, denen eine bestimmte Giftmenge verabreicht wurde
LSA	Land Sachsen-Anhalt
MV	Mecklenburg Vorpommern
Nds.	Niedersachsen
NOEC	no observed effect concentration: höchste getestete Konzentration, bei der kein Effekt beobachtet wurde
OECD	Organisation for Economic Cooperation and Development

OEL	occupational exposure limits
ÖFS	Ökologische Flächenstichprobe
PflSchG	Pflanzenschutzgesetz
RL	Richtlinie
Rn	Randnummer
SOG	Gesetz über die öffentliche Sicherheit und Ordnung
SRU	Sachverständigenrat für Umweltfragen
TA Luft	Technische Anleitung zur Reinhaltung der Luft
UBA	Umweltbundesamt
UVP	Umweltverträglichkeitsprüfung
UVPG	Gesetz zur Umweltverträglichkeitsprüfung
UVS	Umweltverträglichkeitsstudie
VDI	Verein Deutscher Ingenieure
VO	Verordnung
VR	virusresistent
VS-RL	Vogelschutz Richtlinie

8.2 Quellenverzeichnis

Richtlinien, Verordnungen, Gesetze

- Richtlinie 2001/18/EG des Europäischen Parlaments und des Rates vom 12. März 2001 über die absichtliche Freisetzung genetisch veränderter Organismen in die Umwelt und zur Aufhebung der Richtlinie 90/220/EWG des Rates (RL 2001/18/EG). Veröffentlicht im Amtsblatt der Europäischen Gemeinschaften L 106/1 [17.4.2001]
- Entscheidung des Rates vom 3. Oktober 2002 über Leitlinien zur Ergänzung des Anhangs VII der Richtlinie 2001/18/EG des Europäischen Parlaments und des Rates über die absichtliche Freisetzung genetisch veränderter Organismen in die Umwelt und zur Aufhebung der Richtlinie 90/220/EWG des Rates (2002/811/EG). Veröffentlicht im Amtsblatt der Europäischen Gemeinschaften L 280/27 [18.10.2002]
- Entscheidung der Kommission vom 24. Juli 2002 über Leitlinien zur Ergänzung des Anhangs II der Richtlinie 2001/18/EG des Europäischen Parlaments und des Rates über die absichtliche Freisetzung genetisch veränderter Organismen in die Umwelt und zur Aufhebung der Richtlinie 90/220/EWG des Rates (2002/623/EG). Veröffentlicht im Amtsblatt der Europäischen Gemeinschaften L 200/22 [30.7.2002]
- Richtlinie 2004/35/EG des Europäischen Parlaments und des Rates vom 21. April 2004 über Umwelthaftung zur Vermeidung und Sanierung von Umweltschäden (RL 2004/35/EG). Veröffentlicht im Amtsblatt der Europäischen Union L 143/56 [30.4.2004]
- Richtlinie des Rates vom 2. April 1979 über die Erhaltung der wildlebenden Vogelarten (RL 79/409/EWG). Veröffentlicht im Amtsblatt der Europäischen Wirtschaftsgemeinschaft L 103 [25.4.1979]
- Richtlinie 92/43/EWG des Rates vom 21. Mai 1992 zur Erhaltung der natürlichen Lebensräume sowie der wildlebenden Tiere und Pflanzen (RL 92/43/EWG). Veröffentlicht im Amtsblatt der Europäischen Wirtschaftsgemeinschaft L 206 [22.7.1992]
- Richtlinie 91/414/EWG des Rates vom 15. Juli 1991 über das Inverkehrbringen von Pflanzenschutzmitteln (RL 91/414/EWG). Veröffentlicht im Amtsblatt der Europäischen Gemeinschaft Nr. L 230 [19.08.1991]
- Richtlinie 98/24/EG des Rates vom 7. April 1998 zum Schutz von Gesundheit und Sicherheit der Arbeitnehmer vor der Gefährdung durch chemische Arbeitsstoffe bei der Arbeit (vierzehnte Einzelrichtlinie im Sinne des Artikels 16 Absatz 1 der Richtlinie 89/391/EWG) (RL 98/24/EG). Veröffentlicht im Amtsblatt der Europäischen Gemeinschaften Nr. L 131/11 [05.05.1998]
- Verordnung des Europäischen Parlaments und des Rates vom 22. September 2003 über genetisch veränderte Lebensmittel und Futtermittel (VO 1829/2003/EG). Veröffentlicht im Amtsblatt der Europäischen Union L 268/1 [18.10.2003]
- Beschluss der Kommission vom 12. Juli 1995 zur Einsetzung eines Wissenschaftlichen Ausschusses für Grenzwerte berufsbedingter Exposition gegenüber chemischen Arbeitsstoffen (95/320/EG). Veröffentlicht im Amtsblatt der Europäischen Gemeinschaft Nr. L 188 [09.08.1995]
- Erklärung von Rio zu Umwelt und Entwicklung (Rio-Deklaration). In: BUNDESMINISTER FÜR UMWELT, NATURSCHUTZ UND REAKTORSICHERHEIT (Hrsg.) (1992): Konferenz der Vereinten Nationen für Umwelt und Entwicklung im Juni 1992 in Rio de Janeiro – Dokumente, Bonn: 39 – 43.
- Gesetz zur Neuordnung des Gentechnikrechts (GenTG) in der Fassung der Bekanntmachung vom 21. Dezember 2004. Veröffentlicht im Bundesgesetzblatt Jahrgang 2005 Teil I Nr. 8, ausgegeben zu Bonn am 3. Februar 2005 (BGBl. I 8), Online im Internet: URL: <http://www.verbraucherministerium.de/data/000BD0C5501B11C0BF6C6521C0A8D816.0.pdf> [Stand: 31. März 2005]

- Verordnung über Antrags- und Anmeldeunterlagen und über Genehmigungs- und Anmeldeverfahren nach dem Gentechnikgesetz (GenTVfV) in der Fassung der Bekanntmachung vom 24. Oktober 1990. Veröffentlicht im Bundesgesetzblatt Jahrgang 1990, Teil I, 2378. (BGBl. I 2378)
- Gesetz über die Umweltverträglichkeitsprüfung (UVPG) in der Fassung der Bekanntmachung vom 12. Februar 1990. Veröffentlicht im Bundesgesetzblatt Jahrgang 1990 Teil I Nr. 205. Neugefasst durch Bek. v. 5.9.2001 (BGBl. I 2350); zuletzt geändert durch Art. 3 G v. 24.6.2004 (BGBl. I 1359).
- Gesetz zum Schutz der Kulturpflanzen. Pflanzenschutzgesetz (PflSchG) in der Fassung der Bekanntmachung vom 14. Mai 1998. Veröffentlicht im Bundesgesetzblatt Jahrgang 1998 Teil I S. 971, berichtigt am 18. Juni 1998 (BGBl. I S. 1527) und am 27. November 1998 (BGBl. I S. 3512), zuletzt geändert durch Art. 4 § 1 G. v. 6. August 2002 (BGBl. I 3082).
- Gesetz zur Neuregelung des Rechts des Naturschutzes und der Landschaftspflege und zur Anpassung anderer Rechtsvorschriften (BNatSchG) in der Fassung der Bekanntmachung vom 25. März 2002. Veröffentlicht im Bundesgesetzblatt Jahrgang 2002 Teil I Nr. 22, ausgegeben zu Bonn am 3. April 2002. (BGBl. I 22)
- Gesetz zu dem Übereinkommen vom 5. Juni 1992 über die biologische Vielfalt (CBD) in der Fassung der Bekanntmachung vom 30. August 1997. Veröffentlicht im Bundesgesetzblatt Jahrgang 1997 Teil II S. 1741. (BGBl. II 1741)
- Gesetz zum Schutz vor schädlichen Bodenveränderungen und zur Sanierung von Altlasten (Bundes-Bodenschutzgesetz - BBodSchG) in der Fassung der Bekanntmachung vom 17. März 1998. Veröffentlicht im Bundesgesetzblatt Jahrgang 1998 Teil I 1998 S. 502. (BGBl. I 502)
- Gesetz über die öffentliche Sicherheit und Ordnung in Mecklenburg-Vorpommern (Sicherheits- und Ordnungsgesetz - SOG MV) in der Fassung der Bekanntmachung vom 25. März 1998 (GVOBl. M-V S. 335), seit dem 19. Februar 1998 geltende Fassung, geändert durch
- Gesetz vom 24. Oktober 2001 (GVOBl. M-V S. 386), in Kraft am 30. Oktober 2001 mit Ausnahme der Änderungen des § 19 Abs. 2 und des § 88 Abs. 3, die am 1. Januar 2002 in Kraft treten,
 - Artikel 2 Abs. 5 des Gesetzes vom 28. März 2002 (GVOBl. M-V S. 154), in Kraft am 18. April 2002,
 - Gesetz vom 18. Mai 2004 (GVOBl. M-V S. 178), in Kraft am 29. Mai 2004
- Niedersächsisches Gesetz über die öffentliche Sicherheit und Ordnung (NDS. SOG) in der Fassung vom 20. Februar 1998 (GVBl. Nr. 6 vom 4.3.1998 S. 101; 2001 S. 664; 2001 S. 701, Art. 10 11.12.2003 S. 414)
- Bekanntmachung der Neufassung des Gesetzes über die öffentliche Sicherheit und Ordnung des Landes Sachsen Anhalt (SOG LSA) vom 23. September 2003. (GVBl. LSA Nr. 23/2003)

Quellen

- ADAMS, J. 1999: Transgenic plants and the management of virtual risks. In: AMMAN, K., JACOT, Y., SIMONSEN, V. & KJELLSSON, G. (Hrsg.): Methods for Risk Assessment of Transgenic Plants. Volume III. Ecological risks and prospects of transgenic plants, where do we go from here? A dialogue between biotech industry and science. Birkhäuser, Basel: 209-212.
- AHLERS, J., SCHWARZ-SCHULZ, B. & STOLZENBERG, H.-C. 2000: Anwendbarkeit des Vorsorgeprinzips. EU-Kommission und Bewertungspraxis. - In: Umweltchem. Ökotox. 12(3): 149-151.
- ALEXY, R. 2001: Theorie der juristischen Argumentation. Suhrkamp, Frankfurt am Main.

- ALONSO, W. 1968: Predicting Best with Imperfect Data. - In: Journal of the American Institute of Planners 34: 248-255.
- AMMANN, D. 2004: A model for defining biological damage thresholds. In: BRECKLING, B. & VERHOVEN, R. (Hrsg.): Risk Hazard Damage - Specification of Criteria to Assess Environmental Impact of Genetically Modified Organisms. In: BUNDESAMT FÜR NATURSCHUTZ (Hrsg.): Naturschutz und Biologische Vielfalt 1, 1 Aufl.: 163-169.
- AMMANN, J. & MAZYAD, P. R. A. 1996: Field release of transgenic crops in Switzerland: an ecological risk assesment of vertical gene flow. In: KÄPPELI, O. (Hrsg.): Gentechnisch veränderte krankheits- und schädlingsresistente Nutzpflanzen. Publikation des Schwerpunktprogramms Biotechnologie des Schweizerischen Nationalfonds, Basel: 103-157.
- AMMANN, K., JACOT, Y., SIMONSEN, V. & KJELLSSON, G. 1997: Methods for Risk Assessment of Transgenic Plants. Volume II. Pollination, Gene Transfer and Population Impacts. Birkhäuser, Basel.
- APPEL, I. 1996: Stufen der Risikoabwehr. Zur Neuorientierung der umweltrechtlichen Sicherheitsdogmatik im Gentechnikrecht. - In: Natur und Recht 5: 227-235.
- ARNDT, U. 1992: Einführung in die Bioindikation. In: KOHLER, A. & ARNDT, U. (Hrsg.): Bioindikatoren für Umweltbelastungen. Hohenheimer Umwelttagung 24, Margraf, Weikersheim: 13-18.
- AUHAGEN, A. 1982: Vorschlag für ein Bewertungsverfahren der Rote-Liste-Arten aufgezeigt am Beispiel für Farn- und Blütenpflanzen von Berlin (W). - In: Landesentwicklung und Umweltforschung 11: 59-76.
- AUHAGEN, A., ERMER, K. & MOHRMANN, R. 2002: Landschaftsplanung in der Praxis. Ulmer, Stuttgart.
- BACHFISCHER, R., DAVID, J. & KIEMSTEDT, H. 1980: Die ökologische Risikoanalyse als Entscheidungsgrundlage für die räumliche Gesamtplanung - dargestellt am Beispiel der Industrieregion Mittelfranken. In: BUCHWALD, K. & ENGELHARDT, W. (Hrsg.): Handbuch der Planung. 3, BLV, München: 524-545.
- BARBER, S. 1999: Transgenic plants and safety regulation. In: AMMANN, K., JACOT, Y., SIMONSEN, V. & KJELLSSON, G. (Hrsg.): Methods for Risk Assessment of Transgenic Plants. Volume III. Ecological risks and prospects of transgenic plants, where do we go from here? A dialogue between biotech industry and science. Birkhäuser, Basel: 155-158.
- BARKMANN, J. & MARGGRAF, R. 2004: Ökologische Schäden durch Vernachlässigung des Vorsorgeprinzips im nachhaltigen Landschaftsmanagement - eine umweltökonomische Perspektive. In: POTTHAST, T. (Hrsg.): Ökologische Schäden. Begriffliche, methodologische und ethische Aspekte. In: BRECKLING, B. (Hrsg.): Theorie in der Ökologie. Bd. 10, Peter Lang, Frankfurt am Main: 57-76.
- BARKMANN, J., BAUMANN, R., MEYER, U., MÜLLER, F. & WINDHORST, W. 2001: Ökologische Integrität: Risikovorsorge im nachhaltigen Landschaftsmanagement. - In: Gaia, Ökologische Perspektiven in Natur-, Geistes- und Wirtschaftswissenschaften 10(2): 97-108.
- BARTSCH, D. 2004: Schadensbegriffe in Zusammenhang mit Europäischen Regelungen zu gentechnisch veränderten Pflanzen. In: POTTHAST, T. (Hrsg.): Ökologische Schäden. Begriffliche, methodologische und ethische Aspekte. In: BRECKLING, B. (Hrsg.): Theorie in der Ökologie. Bd. 10, Peter Lang, Frankfurt am Main: 157-168.
- BASTIAN, O. & SCHREIBER, K. F. 1999: Analyse und ökologische Bewertung der Landschaft. Spektrum, Heidelberg.
- BAYER, K. 1999: Argument und Argumentation - Logische Grundlagen der Argumentationsanalyse. Westdeutscher Verl., Opladen/Wiesbaden.

- BENDER, B., SPARWASSER, R. & ENGEL, R. 2000: Umweltrecht: Grundzüge des öffentlichen Umweltschutzrechts. 4. Aufl., Müller, Heidelberg.
- BENZLER, A. 2004: Effects of genetically modified organisms on biodiversity – a contribution from the viewpoint of nature conservation. In: BRECKLING, B. & VERHOVEN, R. (Hrsg.): Risk Hazard Damage - Specification of Criteria to Assess Environmental Impact of Genetically Modified Organisms. In: BUNDESAMT FÜR NATURSCHUTZ (Hrsg.): Naturschutz und Biologische Vielfalt 1, 13-21.
- BERNOTAT, D. & HERBERT, M. 2001: Verhältnis der Prüfung nach §§ 19c, 19d BNatSchG zur Umweltverträglichkeitsprüfung und zur Eingriffsregelung. - In: UVP-Report 2/2001: 53-80.
- BERNOTAT, D. 2004: Hinweise zur Beurteilung der Erheblichkeit von Beeinträchtigungen im Rahmen der FFH-VP (29.09.2004), Positionspapier auf der Tagung „Auswirkungen von Richtlinien der Europäischen Union auf die Straßenplanung (Teil 1) - Strategische Umweltprüfung (SUP) und FFH-Richtlinie der Vereinigung der Straßenbau- und Verkehrsingenieure in Hessen - 29. September 2004, Friedberg/Hessen". Online im Internet: URL: <http://www.vsvi-hessen.de/downld.htm> [Stand: 12/2004]
- BERNOTAT, D., JEBRAM, J., GRUEHN, D., KAISER, T., KRÖNERT, R., PLACHTER, H., RÜCKRIEM, C. & WINKELBRANDT, A. 2002: Gelbdruck "Bewertung". In: PLACHTER, H., BERNOTAT, D., MÜSSNER, R. & RIECKEN, U. (Hrsg.): Entwicklung und Festlegung von Methodenstandards im Naturschutz. Schr. R. f. Landschaftspfl. u. Naturschutz, 70, Landwirtschaftsverlag: 359-407.
- BIOSICHERHEIT (Hrsg.) 2004: Ergebnisse der Sicherheitsforschung. Auskreuzung, Pollenflug, Durchwachs. Online im Internet: URL: <http://www.biosicherheit.de/raps/252.doku.html> [Stand: 03/2004]
- BIRNBACHER, D. 1997: Ökophilosophie. Reclam, Stuttgart.
- BLAB, J., KLEIN, M. & SSYMANK, A. 1995: Biodiversität und ihre Bedeutung in der Naturschutzarbeit. - In: Natur und Landschaft 70: 11-18.
- BMU (BUNDESMINISTERIUM FÜR UMWELT) 2000: Erprobung der CSD-Nachhaltigkeitsindikatoren in Deutschland, Bericht der Bundesregierung. Berlin.
- BÖTTCHER, M. & PETERS, W. 2002: Biodiversitätskonvention und Eingriffsregelung. Expertenworkshop vom 14. – 17. Oktober 2002 in der internationalen Naturschutzakademie auf der Insel Vilm. Online im Internet: URL: http://www.tu-berlin.de/fb7/ile/fg_lbp/forschung/Workshop%20Biodiv%20ER%200210.pdf [Stand: 11/2004]
- BRAND, V. & WINTER, G. 2004: Rechtliche Maßstäbe der Risikobewertung und des Risikomanagement in der Bundesrepublik Deutschland. In: BRECKLING, B., WINTER, G., FIHSAN, A., BRAND, V. & PAGH, P. (Hrsg.): Fortschreibung des Konzeptes zur Bewertung von Risiken bei Freisetzungen und dem Inverkehrbringen von gentechnisch veränderten Organismen. In: UMWELTBUNDESAMT (Hrsg.): Berichte. Bd. 3/04, Schmidt, Berlin: 212-279.
- BRAND, V. 2004: Der „Schaden für die Umwelt" und seine Definitionen in verschiedenen nationalen Umweltgesetzen – Implikationen für das Gentechnikrecht. In: POTTHAST, T. (Hrsg.): Ökologische Schäden. Begriffliche, methodologische und ethische Aspekte. In: BRECKLING, B. (Hrsg.): Theorie in der Ökologie, Bd. 10, Peter Lang, Frankfurt am Main: 143-156.
- BRAUNER, R. & TAPPESER, B. 2001: Entwicklung von Umweltindikatoren beim Monitoring im Zusammenhang mit gentechnisch veränderten Pflanzen. UBA-Texte 63/01, Umweltbundesamt, Berlin.
- BRECKLING, B. & POTTHAST, T. 2004: Der ökologische Schadensbegriff - eine Einführung. In: POTTHAST, T. (Hrsg.): Ökologische Schäden. Begriffliche, methodologische und ethische Aspekte. In: BRECKLING, B. (Hrsg.): Theorie in der Ökologie, Bd. 10, Peter Lang, Frankfurt am Main: 1-15.

- BRECKLING, B. & ZÜGHART, W. 2001: Die Etablierung einer ökologischen Langzeitbeobachtung beim großflächigen Anbau transgener Nutzpflanzen. In: LEMKE, M. & WINTER, G. (Hrsg.): Bewertung von Umweltauswirkungen von gentechnisch veränderten Organismen im Zusammenhang mit naturschutzbezogenen Fragestellungen. In: UMWELTBUNDESAMT (Hrsg.): Berichte, 3/01, Schmidt, Berlin: 319-343.
- BRINKMANN, R. 1998: Berücksichtigung faunistisch-tierökologischer Belange in der Landschaftsplanung. - In: Informationsdienst Naturschutz Niedersachsen 4/98: 57-128.
- BUITENKAMP, M. 1999: Ten benchmarks for environmental policy integration. EEB position paper on targets, indicators and timetables, tabled for the Helsinki Summit. Online im Internet: URL: <http://www.eeb.org/publication/2001/ten-benchmarks-final-english.pdf> [Stand: 2/2005]
- COP VI/7 2002: Conference of the parties to the convention on biological diversity. Decisions adopted by the conference of the parties to the convention on biological diversity at its sixth meeting., The Hague: 93-113.
- DALE, P. J., CLARKE, B. & FONTES, E. M. G. 2002: Potential of the environmental impact of transgenic crops. - In: Nature Biotechnology 20(6): 567-574.
- DEUTSCHES INSTITUT FÜR NORMUNG 2004: DIN 820 - Normungsarbeit, Grundsätze 1974-2004.
- DÖRNER, D. 1989: Die Logik des Mißlingens. Strategisches Denken in komplexen Situationen. Rowohlt, Reinbek bei Hamburg.
- EBERBACH, W., LANGE, P. & RONELLENFITSCH, M. 2004: Recht der Gentechnik und Biomedizin (GenTR/BioMedR). Bd. 4, 43. Ergänzungslieferung, Müller, Heidelberg.
- EBERHARD, K. 1999: Einführung in die Erkenntnis- und Wissenschaftstheorie. 2. Aufl., Kohlhammer, Stuttgart.
- ELIOT, R. 1982: Faking Nature. - In: Inquiry 25(1): 81-93. (Nachdruck in O'NEILL, J. et al. 2001 - In: Environmental Ethics and Philosophy: 603-615.
- ERZ, W. 1986: Ökologie oder Naturschutz. Überlegungen zur terminologischen Trennung und Zusammenführung. - In: Ber ANL 10: 11-17.
- ESER, U. & POTTHAST, T. 1999: Naturschutzethik. Nomos Verlagsgesell., Baden-Baden.
- EU KOMMISSION & EUROSTAT 1999: A European System of Environmental Pressure Indicators. Online im Internet: URL: <http://e-m-a-i-l.nu/tepi/> [Stand: 2/2005]
- EU-KOMMISSION (KOMMISSION DER EUROPÄISCHEN GEMEINSCHAFTEN) 2000: Mitteilung der Kommission COM 2000 (1): Die Anwendbarkeit des Vorsorgeprinzips. Brüssel.
- EUROPEAN ENVIRONMENT AGENCY (EEA) 1999: Environmental Signals 2000. Environmental assessment report Nr. 6. Online im Internet: URL: <http://themes.eea.eu.int/binary/s/signals2000.pdf> [Stand: 2/2005]
- EUROPEAN FOOD SAFETY AUTHORITY (EFSA) 2004: Draft guidance document for the risk assessment of genetically modified plants and derived food and feed. Online im Internet: URL: http://www.efsa.eu.int/consultation/372_en.html [Stand: 5/2004]
- FISAHN, A. & WINTER, G. 1999: Die Auswirkungen gebietsfremder Organismen - Recht und Praxis. UBA-Texte 20/99, Umweltbundesamt, Berlin.
- FISAHN, A. 2004a: Beschleunigung und der Schadensbegriff im Gentechnikrecht. - In: Natur und Recht 04/3: 145-150.
- FISAHN, A. 2004b: The concept of "Adverse Effects on the Environment" and the regulation of genetically modified organisms. - In: BRECKLING, B. & VERHOEVEN, R. (Hrsg.): Risk Hazard Damage – Specification of Criteria to Assess Environmental Impact of Genetically Modified Organisms. In: BUNDESAMT FÜR NATURSCHUTZ (Hrsg.): Naturschutz und Biologische Vielfalt 1, 215-225.

- FÜRST, D., KIEMSTEDT, H., GUSTEDT, E., RATZBOR, G. & SCHOLLES, F. 1989: Umweltqualitätsziele für die ökologische Planung. 1. Abschlussbericht, 2. Dokumentation der Fachgespräche am 24.11. und 8.12.89 in Berlin. UBA-Texte 34/92, Berlin.
- GARVE, E. 1994: Atlas der gefährdeten Farn- und Blütenpflanzen in Niedersachsen und Bremen. - In: Naturschutz und Landschaftspflege Niedersachsen 30(1-2): 1-896.
- GASSNER, E., BENDOMIR-KAHLO, G., SCHMIDT-RÄNTSCH, A. & SCHMIDT-RÄNTSCH, J. 1996: Bundesnaturschutzgesetz (BNatSchG). Kommentar. Beck, München.
- GAUGITSCH, H. 2004: Environmental risk/safety assessment of GMOs - methods and criteria. In: BRECKLING, B. & VERHOVEN, R. (Hrsg.): Risk Hazard Damage - Specification of Criteria to Assess Environmental Impact of Genetically Modified Organisms. In: BUNDESAMT FÜR NATURSCHUTZ (Hrsg.): Naturschutz und Biologische Vielfalt 1, 185-193.
- GEIER, U., MEUDT, M., RUDLOFF, B., URFEI, G. & SCHICK, H.-P. 1999: Entwicklung von Parametern und Kriterien als Grundlage zur Bewertung ökologischer Leistungen und Lasten der Landwirtschaft - Indikatorensysteme. 42/99, Umweltbundesamt, Berlin.
- GETHMANN, C. F. 1993: Zur Ethik des Handelns unter Risiko im Umweltstaat. In: GETHMANN, C. F. & KLOEPFER, M. (Hrsg.): Handeln unter Risiko im Umweltstaat. Springer, Berlin: 1-54.
- GINZKY, H. 1999: Die rechtliche Regulierung des Ausbringens nichtheimischer Tiere und Pflanzen in die Umwelt. Länderstudie Deutschland einschließlich Vorgaben des internationalen und EG-Rechts. In: FIHSAN, A. & WINTER, G. (Hrsg.): Die Aussetzung gebietsfremder Organismen - Recht und Praxis. In: UMWELTBUNDESAMT (Hrsg.): UBA-Texte, 20/99, Umweltbundesamt, Berlin: 1-59.
- GLEICH, A. V. 1997: Ökologische Kriterien in der Technik- und Stoffbewertung. In: WESTPHALEN, R. G. V. (Hrsg.): Technikfolgenabschätzung als politische Aufgabe. 3 Aufl. Oldenbourg, München: 499-570.
- GÖTZ, V. 2001: Allgemeines Polizei- und Ordnungsrecht. 13. Aufl., Vandenhoeck & Ruprecht, Göttingen.
- GUSTEDT, E., KNAUER, P. & SCHOLLES, F. 1989: Umweltqualitätsziele und Umweltstandards für die Umweltverträglichkeitsprüfung. - In: Landschaft + Stadt 21(1): 9-14.
- HAAREN, C. V. 1988: Beitrag zu einer normativen Grundlage für praktische Zielentscheidungen im Arten- und Biotopschutz. - In: Landschaft + Stadt 20(3): 97-106.
- HABERMAS, J. 1981: Theorie des kommunikativen Handelns, Bd. 1. Suhrkamp, Frankfurt am Main.
- HAUHS, M. & LANGE, H. 2004: Was ist ein ökologischer Schaden? Ein Ansatz für die Bestimmung virtueller Standards. In: POTTHAST, T. (Hrsg.): Ökologische Schäden. Begriffliche, methodologische und ethische Aspekte. In: BRECKLING, B. (Hrsg.): Theorie in der Ökologie., Bd. 10, Peter Lang, Frankfurt am Main: 25-50.
- HEIDT, E. & PLACHTER, H. 1996: Bewerten im Naturschutz: Probleme und Wege zu ihrer Lösung. - In: Beitr Akad Natur- und Umweltschutz 23: 193-252.
- HEIDT, E., SCHULZ, R. & PLACHTER, H. 1997: Konzept und Requisiten der naturschutzfachlichen Zielbestimmung, dargestellt am Beispiel einer Agrarlandschaft Nordostdeutschlands (Uckermark; Brandenburg). - In: Verhandlungen der Gesellschaft für Ökologie 27: 263-272.
- HEMPEL, C. G. 1974a: Grundzüge der Begriffsbildung in der empirischen Wissenschaft. Bertelsmann Universitätsverl., Düsseldorf.
- HEMPEL, C. G. 1974b: Philosophie der Naturwissenschaften. Deutscher Taschenbuch Verl., München.
- HESSE, H. 2004: Umweltschäden und ökologisches Wissen - kleine Zwischenbetrachtung aus philosophischer Sicht. In: POTTHAST, T. (Hrsg.): Ökologische Schäden. Begriffliche, methodologische und ethische Aspekte. In: BRECKLING, B. (Hrsg.): Theorie in der Ökologie., Bd. 10, Peter Lang, Frankfurt am Main: 51-56.

- HIEBERT, R. D. 1997: Prioritizing Invasive Plants and Planning for Management. In: LUKEN, J. O. & THIERET, J. W. (Hrsg.): Assessment and Management of Plant Invasions. In: ALEXANDER, D. E. (Hrsg.): Springer Series on Environmental Management, XIV, Springer, New York: 195-212.
- HILBECK, A. & MEIER, M. 2001: Vorschläge für gentechnikspezifische Indikatoren und eine kurze Begründung der Auswahl. In: BRAUNER, R. & TAPPESER, B. (Hrsg.): Entwicklung von Umweltindikatoren beim Monitoring im Zusammenhang mit gentechnisch veränderten Pflanzen. In: UMWELTBUNDESAMT (Hrsg.): UBA-Texte, 63/01, Umweltbundesamt, Berlin: 137-142.
- HIRSCH, G. & SCHMIDT-DIDCZUHN, A. 1991: Gentechnikgesetz (GenTG) mit Gentechnik-Verordnungen. Kommentar. Beck, München.
- HÖFFE, O. 1981: Sittlich-politische Diskurse. Suhrkamp Verl., Frankfurt.
- HOERSTER, N. 1994: Norm. In: SEIFFERT, H. & RADNITZKY, G. (Hrsg.): Handlexikon zur Wissenschaftstheorie. 2 Aufl. Deutscher Taschenbuch Verl., München.
- HOPPENSTEDT, A. 2002: Straßenbau: Umweltverträglichkeitsstudie zur Ortsumfahrung Arolsen. In: AUHAGEN, A., ERMER, K. & MOHRMANN, R. (Hrsg.): Landschaftsplanung in der Praxis., Stuttgart: 53-66.
- HURKA, H., BLEEKER, W. & NEUFFER, F. 2003: Evolutionary processes associated with biological invasions in Brassicaceae. - In: Biological Invasions 5: 281-291.
- JAEGER, J. 2000: Bedarf nach Unsicherheits-Unterscheidungen. Eine empirische Untersuchung zum Umgang mit Unsicherheit bei der Eingriffsbewertung. - In: Naturschutz und Landschaftsplanung 32: 204-212.
- JAEGER, J. 2002: Landschaftszerschneidung. Eine transdisziplinäre Studie gemäß dem Konzept der Umweltgefährdung. Ulmer, Stuttgart.
- JAX, K. 2000: Der Funktionsbegriff in den Umweltwissenschaften. In: JAX, K. (Hrsg.): Funktionsbegriff und Unsicherheit in der Ökologie. Peter Lang, Frankfurt am Main: 7-17.
- JESSEL, B. 1996: Leitbilder und Wertungsfragen in der Naturschutz- und Umweltplanung. - In: Naturschutz und Landschaftsplanung 28(7): 211-216.
- JESSEL, B. 1998: Das Landschaftsbild erfassen und darstellen. Vorschläge für ein pragmatisches Vorgehen. - In: Naturschutz und Landschaftsplanung 30(11): 356-361.
- KAULE, G. 2002: Umweltplanung. Ulmer, Stuttgart.
- KIAS, U. & TRACHSLER, H. 1985: Methodische Ansätze ökologischer Planung. In: SCHMID, W. A. & JACSMAN, J. (Hrsg.): Ökologische Planung - Umweltökonomie. Schriftenreihe zur Orts-, Regional- und Landesplanung, 34, ETH Zürich, Zürich: 53-77.
- KIEMSTEDT, H. 1992: Leitlinien und Qualitätsziele für Naturschutz und Landschaftspflege. In: HENLE, K. & KAULE, G. (Hrsg.): Naturschutzforschung für Deutschland. Berichte aus der ökologischen Forschung, Forschungszentrum Jülich: 338-342.
- KIENPOINTNER, M. 1992: Alltagslogik, Struktur und Funktion von Argumentationsmustern. Frommann-Holzboog, Stuttgart-Bad Cannstatt.
- KJELLSON, G. 1997: Principles and procedures for ecological risk assessment of transgenic plants. In: KJELLSSON, G., SIMONSEN, V. & AMMANN, K. (Hrsg.): Methods for Risk Assessment of Transgenic Plants. Volume II. Pollination, Gene-Transfer and Population Impacts. Birkhäuser, Basel: 221-237.
- KLINGENSTEIN, F. & LUDWIG, G. 1998: Ursachen des Artenrückgangs von Wildpflanzen und Möglichkeiten zur Erhaltung der Artenvielfalt. Schriftenreihe für Vegetationskunde 29, Bonn.
- KLOEPFER, M. 1989: Umweltrecht. Beck, München.

- KLOEPFER, M. 1993: Handeln unter Unsicherheit im Umweltstaat. In: GETHMANN, C. F. & KLOEPFER, M. (Hrsg.): Handeln unter Risiko im Umweltstaat., Berlin: 55-98.
- KNEMEYER, F. L. 1989: Polizei- und Ordnungsrecht. 3. Aufl., Beck, München.
- KÖHLER, B. 1969: Verfahren der Bewertung. - In: Arbeitsberichte der Planungsmethodik 1.
- KOKOTT, J., KLAPHAKE, A., MARR, S., BEYER, P. & BECKERT, U. 2003: Ökologische Schäden und ihre Bewertung in internationalen, europäischen und nationalen Haftungssystemen - eine juristische und ökonomische Analyse. UBA-Berichte Bd. 3/03, Schmidt, Berlin.
- KOLODZIEJCOK, K.-G., RECKEN, J., APFELBACHER, D. & BENDOMIR-KAHLO, G. 1977: Naturschutz, Landschaftspflege und einschlägige Regelungen des Jagd- und Forstrechts. Ergänzbare Kommentierung und Sammlung der nationalen und internationalen Rechtsgrundlagen, der Sicherung von Natur und Landschaft, des Artenschutzes, des Wildschutzes sowie der Erhaltung des Waldes. Schmidt, Berlin.
- KÖPPEL, J., FEICKERT, U., SPANDAU, L. & STRABER, H. 1998: Praxis der Eingriffsregelung: Schadenersatz an Natur und Landschaft? Ulmer, Stuttgart.
- KOPPERSCHMIDT, J. 2000: Argumentationstheorie zur Einführung. Junius, Hamburg.
- KÖRNER, S. 2000: Das Heimische und das Fremde. Die Werte Vielfalt, Eigenart und Schönheit in der konservativen und in der liberal-progressiven Naturschutzauffassung. In: GRONEMEYER, R., SCHOPF, R. & WIEßMEIER, B. (Hrsg.): Fremde Nähe. Beiträge zur interkulturellen Diskussion, Bd. 14, LIT Verl., Münster.
- KOWARIK, I. & STARFINGER, U. 2002: Biologische Invasionen - eine Herausforderung zum Handeln? Ziele und Ergebnisse der Berliner NEOBIOTA-Tagung. - In: Neobiota 1: 1-4.
- KOWARIK, I. 1995: Time-lags in biological invasions with regard to the success and failure of alien species. In: PYŠEK, P., PRACH, K., WADE, M. & REJMANEK, M. (Hrsg.): Plant invasions. General aspects and special problems. SPB Academic Publ., Amsterdam: 15-38.
- KOWARIK, I. 1999: Natürlichkeit, Naturnähe und Hemerobie als Bewertungskriterien. In: KONOLD, W., BÖCKER, R. & HAMPICKE, U. (Hrsg.): Handbuch Naturschutz und Landschaftspflege. ecomed, Landsberg: 1-18.
- KOWARIK, I. 2002: Biologische Invasionen in Deutschland: zur Rolle nichteinheimischer Pflanzen. - In: Neobiota 1: 5-24.
- KOWARIK, I. 2003: Biologische Invasionen. Neophyten und Neozoen in Mitteleuropa. 1. Aufl., Ulmer, Stuttgart.
- KOWARIK, I., HEINK, U., SCHMITZ, G. & STARFINGER, U. 2002: Evaluation of effects of non-native plant species on nature conservation - conceptual framework of a research project. - In: Neobiota 1: 297-298.
- KOWARIK, I., HEINK, U., SCHMITZ, G. & STARFINGER, U. 2003: Bewertung gebietsfremder Pflanzenarten. Kernpunkte eines Verfahrens zur Risikobewertung bei sekundären Ausbringungen. Angewandte Wissenschaft (Schriftenreihe des BMVEL): Tagungsband des Symposiums "Bedrohung der biologischen Vielfalt durch invasive Arten - Erfassung, Monitoring und Risikoanalyse". Landwirtschaftsverl., Münster-Hiltrup: 131-144.
- KOWARIK, I., HEINK, U., SCHMITZ, G. & STARFINGER, U. 2003: Entwicklung von Bewertungskriterien für die Freisetzung gebietsfremder Pflanzen. Forschungsvorhaben i.A. des Bundesministeriums für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit. unveröff. Abschlussbericht, Berlin.
- KRAFT, D., MEYERDIRKS, J. & WITTIG, S. 2004: Nutzerorientierte Bewertung von ökologischen Schäden - Risikoabschätzung von Klimafolgen am Beispiel eines Küstenökosystems. In: POTTHAST, T. (Hrsg.): Ökologische Schäden. Begriffliche, methodologische und ethische

- Aspekte. In: BRECKLING, B. (Hrsg.): Theorie in der Ökologie, Bd. 10, Peter Lang, Frankfurt am Main: 121-138.
- KÜNST, C. 2004: Chemischer Pflanzenschutz - Gedanken zum ökologischen Schadensbegriff. In: POTTHAST, T. (Hrsg.): Ökologische Schäden. Begriffliche, methodologische und ethische Aspekte. In: BRECKLING, B. (Hrsg.): Theorie in der Ökologie, Bd. 10, Peter Lang, Frankfurt am Main: 139-142.
- LAMBRECHT, H., TRAUTNER, J., KAULE, G. & GASSNER, E. 2004: Ermittlung von erheblichen Beeinträchtigungen im Rahmen der FFH-Verträglichkeitsuntersuchung. Unveröff. Endbericht, FuE- Vorhaben im Rahmen des Umweltforschungsplanes des Bundesministeriums für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit im Auftrag des BfN. Hannover.
- LAMNEK, S. 2005: Qualitative Sozialforschung. 4. Aufl., Beltz Psychologie Verlags Union, Weinheim.
- LANDESUMWELTAMT BRANDENBURG (Hrsg.) 2004: Anbau gentechnisch veränderter Pflanzen. Koexistenz und Umweltbeobachtung im Agrarraum. Studien und Tagungsberichte des Landesumweltamtes, Bd. 48, Potsdam.
- LEHNES, P. 1994: Problematik von Bewertungen und Werturteilen auf ökologischer Grundlage. - In: Verhandlungen der Gesellschaft für Ökologie 23: 421-426.
- LEMKE, M. & WINTER, G. 2001: Bewertung von Umweltwirkungen von genetisch veränderten Organismen im Zusammenhang mit naturschutzbezogenen Fragestellungen. UBA-Berichte 3/01, Schmidt, Berlin.
- LEVIDOW, L. & CARR, S. 1999: Dilemmas of risk- assessment research for transgenic crops. In: AMMANN, K., JACOT, Y., SIMONSEN, V. & KJELLSSON, G. (Hrsg.): Methods for Risk Assessment of Transgenic Plants. Volume III. Ecological risks and prospects of transgenic plants, where do we go from here? A dialogue between biotech industry and science. Birkhäuser, Basel: 213-222.
- LEVIDOW, L., CARR, S., SCHOMBERG, R. V. & WIELD, D. 1996: Regulating agricultural biotechnology in Europe: harmonization difficulties, opportunities, dilemmas. - In: Science and Public Policy 23(3): 135-157.
- LISKEN, H. & DENNINGER, E. 2001: Handbuch des Polizeirechts. 3. Aufl., Beck.
- LORENZ, R. J. 1996: Grundbegriffe der Biometrie. 4. Aufl., Fischer, Stuttgart.
- LOUIS, H. W. & ENGELKE, A. 2000: Bundesnaturschutzgesetz. Kommentar der §§1 bis 19f. 2. Aufl., Schapen, Braunschweig.
- MARKS, R., MÜLLER, M. J., LESER, H. & KLINK, H.-J. 1989: Anleitung zur Bewertung des Leistungsvermögens des Landschaftshaushaltes (BA LVL). Forschg. z. dt. Landeskde, Band 229, Trier.
- MARTINEZ-ALIER, J., MUNDA, G. & O'NEILL, J. 1998: Weak comparability of values as a foundation for ecological economics. - In: Ecological Economics 26: 277-286.
- MATHES, K. 1996: Langzeitbeobachtung und -bewertung von Umweltveränderungen transgener Organismen: Was hat die Ökotoxikologieforschung gebracht? UBA-Texte 58/96, Umweltbundesamt, Berlin: 61-70.
- MAYNTZ, R. 1990: Entscheidungsprozesse bei der Entwicklung von Umweltstandards. - In: Die Verwaltung 9(2): 137-151.
- MEIER, H. 1997: Koordination von Eingriffsregelung und Umweltverträglichkeitsprüfung in Niedersachsen, Aufgaben und Handlungsstrategien der Naturschutzverwaltung im Spannungsfeld zwischen Umweltvorsorge und Verfahrensbeschleunigung, Dissertation, Universität Hannover. Stadthagen.
- MUELLER, W., TORGENSEN, H. & GAUGITSCH, H. 1999: Risk assessment of transgenic plants - a comparison with pesticide regulation. In: AMMANN, K., JACOT, Y., SIMONSEN, V. &

- KJELLSSON, G. (Hrsg.): Methods for Risk Assessment of Transgenic Plants. Volume III. Ecological risks and prospects of transgenic plants, where do we go from here? A dialogue between biotech industry and science. Birkhäuser, Basel: 175-182.
- NEUMANN, K. & BOEGNER, S. 2002: Methoden und Inhalte landschaftsplanerischer Fachbeiträge. In: AUHAGEN, A., ERMER, K. & MOHRMANN, R. (Hrsg.): Landschaftsplanung in der Praxis., Stuttgart: 53-66.
- NIDA-RÜMELIN, J. 1996: Angewandte Ethik. Die Bereichsethiken und ihre theoretische Fundierung. Ein Handbuch. Kröner, Stuttgart.
- NÖH, I. 1996: Bewertung von Umweltwirkungen von gentechnisch veränderten Organismen. Gentechnik in der Landwirtschaft: Chancen und Nutzen. Dokumentation der Anhörung der F.D.P.-Fraktion im Schleswig-Holsteinischen Landtag., Kiel: 79-90.
- NOSS, R. F. 1990: Indicators for monitoring biodiversity: a hierarchical approach. - In: Conservation Biology 4(4): 355-364.
- OECD (ORGANISATION FOR ECONOMIC CO-OPERATION AND DEVELOPMENT) 1993: Safety considerations for biotechnology. Scale-up of Crop Plants. Online im Internet: URL: <http://www.oecd.org/dataoecd/26/26/1958527.pdf?channelId=34537&homeChannelId=33703&fileTitle=Safety+Considerations+for+Biotechnology+Scale-up+of+Crop+Plants> [Stand: 12/2004]
- OECD (ORGANISATION FOR ECONOMIC CO-OPERATION AND DEVELOPMENT) 1993: OECD core set of indicators for Environmental Performance reviews - A synthesis report by the Group on the State of the Environment. In: OECD (Hrsg.): Environment Monographs. 83, Paris.
- OECD (ORGANISATION FOR ECONOMIC CO-OPERATION AND DEVELOPMENT) 1999: Environmental Indicators for Agriculture - Volume 2 Issues and Design, The York Workshop. OECD, Paris.
- OECD (ORGANISATION FOR ECONOMIC CO-OPERATION AND DEVELOPMENT) 1999: Environmental Indicators for Agriculture - Volume 1 Concepts and framework. OECD, Paris.
- OECD (ORGANISATION FOR ECONOMIC CO-OPERATION AND DEVELOPMENT) 2001: Environmental Indicators for Agriculture - Volume 3 Methods and Results - The stocktaking report. Executive Summary; 131st session, 17. - 19. April 2000. OECD, Paris.
- OECD (ORGANISATION FOR ECONOMIC CO-OPERATION AND DEVELOPMENT) 2005: An Introduction to the Biosafety Consensus Documents of OECD's Working Group for Harmonization in Biotechnology. Head of Publication Service, OECD, Paris.
- OLDEN, J. D., POFF, N. L., DOUGLAS, M. R., DOUGLAS, M. E. & FAUSCH, K. D. 2004: Ecological and evolutionary consequences of biotic homogenisation. - In: Trends in Ecology and evolution 19(1): 18-24.
- OTT, K. 1999: Zur ethischen Bewertung von Biodiversität. In: HUMMEL, M. E., SIMON, H.-R. & SCHEFFRAN (Hrsg.): Konfliktfeld Biodiversität: Erhalt der biologische Vielfalt - Interdisziplinäre Problemstellungen. Arbeitsbericht der Interdisziplinären Arbeitsgruppe Naturwissenschaft, Technik und Sicherheit (IANUS): 45-64.
- PARKER, J. 1998: Precautionary Principle. In: CHADWICK, R. (Hrsg.): The Concise Encyclopedia of the Ethics of New Technologies. Academic Press, San Diego: 341-349.
- PFORDTEN, D. v. d. 1996: Ökologische Ethik. Zur Rechtfertigung menschlichen Verhaltens gegenüber der Natur. Rowohlt.
- PHELOUNG, P. C., WILLIAMS, P. A. & HALLOY, S. R. 1999: A weed risk assessment model for use as a biosecurity tool evaluating plant introductions. - In: Journal of Environmental Management 57: 239-251.
- PIEPER, A. 2000: Einführung in die Ehtik. 4. Aufl., Francke, Tübingen.

- PLACHTER, H. 1989: Naturschutzplanung auf wissenschaftlicher Grundlage. - In: Schriftenreihe Bayerisches Landesamt für Umweltschutz 80: 58-89.
- PLACHTER, H. 1992: Grundzüge der naturschutzfachlichen Bewertung. - In: Veröff Naturschutz Landschaftspflege Bad -Württ 67: 9-48.
- PLACHTER, H. 1994: Methodische Rahmenbedingungen für synoptische Bewertungsverfahren im Naturschutz. - In: Zeitschrift für Ökologie und Naturschutz 3(94): 87-105.
- PLACHTER, H., BERNOTAT, D., MÜSSNER, R. & RIECKEN, U. 2002: Entwicklung und Festlegung von Methodenstandards im Naturschutz. Landwirtschaftsverlag, Münster.
- POTTHAST, T. 1996: Transgenic organisms and evolution: Ethical implications. In: TOMIUK, J., WÖHRMANN, K. & SENTKER, A. (Hrsg.): Transgenic organisms: Biological and social implications. Birkhäuser, Basel: 227-240.
- POTTHAST, T. 2000: Funktionssicherung und/oder Aufbruch ins Ungewisse? Anmerkungen zum Prozeßschutz. In: JAX, K. (Hrsg.): Funktionsbegriff und Unsicherheit in der Ökologie. In: BRECKLING, B. (Hrsg.): Theorie in der Ökologie, Bd. 2, Peter Lang, Frankfurt/ Main: 65-81.
- POTTHAST, T. 2004: Ökologische Schäden - eine Synopse begrifflicher, methodologischer und ethischer Aspekte. In: POTTHAST, T. (Hrsg.): Ökologische Schäden. Begriffliche, methodologische und ethische Aspekte. In: BRECKLING, B. (Hrsg.): Theorie in der Ökologie, Bd. 10, Peter Lang, Frankfurt am Main: 189-209.
- PRIM, R. & TILMANN, H. 1977: Grundlagen einer kritisch-rationalen Sozialwissenschaft. 3. Aufl., Quelle & Meyer, Heidelberg.
- RAUSCHMAYER, F. 2001: Philosophical Aspects of Incommensurability and Incomparability. - In: Informatica 12(1): 119-132.
- RECK, H. 1990: Zur Auswahl von Tiergruppen als Biotopskriptoren für den tierökologischen Fachbeitrag zu Eingriffsplanungen. - In: Schr R f Landschaftspfl u Naturschutz 32: 99-119.
- RECK, H. 1996: Bewertungsfragen im Arten- und Biotopschutz und ihre Konsequenzen für biologische Fachbeiträge zu Planungsvorhaben. Laufener Seminarbeiträge., Laufen/Salzach: 37-52.
- RECK, H., RASSMUS, J., KLUMP, G. M. & ET AL. 2001: Auswirkungen von Lärm und Planungsinstrumente des Naturschutzes. Ergebnisse einer Fachtagung - ein Überblick. - In: Naturschutz und Landschaftsplanung 33(5): 145-149.
- REICH, M. & WEID, R. 1992: Analyse und Bewertung im Arten- und Biotopschutzprogramm Bayern. - In: Schriftenreihe Bayer Landesanstalt für Umweltschutz 100: 75-85.
- REICHARD, S. H. & HAMILTON, C. W. 1997: Predicting invasions of woody plants introduced into North America. - In: Conservation Biology 11: 193-203.
- RENN, O. 1997: Die Wertbaumanalyse 1913. In: HOLDEREGGER, A. (Hrsg.): Ökologische Ethik als Orientierungswissenschaft - Von der Illusion zur Realität. Universitätsverl., Freiburg: 34-67.
- RICHTER, M. 2004: Ökologische Schäden - Definition und Begriffsverständnis. In: POTTHAST, T. (Hrsg.): Ökologische Schäden. Begriffliche, methodologische und ethische Aspekte. In: BRECKLING, B. (Hrsg.): Theorie in der Ökologie Bd. 10, Peter Lang, Frankfurt am Main: 17-23.
- ROLLER, G., FÜHR, M., LEWIN, D., BIZER, K., KLEIHAUER, S., BARGINDA, K. & HÜNECKE, K. 2004: Vorläufiger Abschlußbericht zum Projekt EG-Umwelthaftungsrichtlinie und Biodiversität, gefördert aus den Mitteln des BMU durch das BfN. Bingen.
- ROMAHN, K. 2003: Rationalität von Werturteilen im Naturschutz. Peter Lang, Frankfurt/ Main.
- RÜCKRIEM, C. & SSYMANK, A. 1997: Erfassung und Bewertung des Erhaltungszustandes schutzwürdiger Lebensraumtypen und Arten in Natura-2000-Gebieten. - In: Natur und Landschaft 72(11): 467-473.

- RÜCKRIEM, C. 1997: Umsetzung der Berichtspflicht in der Kontinentalen Region im Rahmen des Life-Projekts "Beurteilung des Erhaltungszustandes natürlicher Lebensräume gemäß FFH-Richtlinie". - In: *Natur und Landschaft* 72(11): 481-485.
- SATTLER, R. 1986: *Biophilosophy. Analytic and holistic perspectives*. Springer, Berlin.
- SCHABER, P. 1994: Sind alle Werte vergleichbar? Kosten-Nutzen-Analyse und das Inkommensurabilitätsproblem. - In: *Analyse und Kritik* 16(2): 153-161.
- SCHEPKER, H. 2004: Problematische Neophyten in Deutschland - Ergebnisse einer bundesweiten Befragung von Naturschutzbehörden. - In: *BfN-Skripten* 108: 55-84.
- SCHERINGER, M. 1999: *Persistenz und Reichweite von Umweltchemikalien*. Wiley-VCH, Weinheim.
- SCHERNER, E. 1994: Realität oder Realsatire der "Bewertung" von Organismen und Flächen. - In: *NNA-Berichte* 7(1): 50-67.
- SCHLEE, M. 2004: Probleme der Erhaltung biologischer Vielfalt in der Kulturlandschaft - Ökologische Schäden durch verfehlte Pflegekonzepte. In: POTTHAST, T. (Hrsg.): *Ökologische Schäden. Begriffliche, methodologische und ethische Aspekte*. In: BRECKLING, B. (Hrsg.): *Theorie in der Ökologie* Bd. 10, Peter Lang, Frankfurt am Main: 95-120.
- SCHNITTLER, M. & LUDWIG, G. 1996: Zur Methodik der Erstellung Roter Listen. - In: *Schriftenreihe für Vegetationskunde* 28: 709-739.
- SCHNUR, R. 1967: Der Begriff der „herrschenden Meinung“ in der Rechtsdogmatik. – In: K. DOEHRING (Hrsg.): *Festschrift f. E. Forsthoff*, Beck, München: 43-64.
- SCHOLLES, F. 1997: Abschätzen, Einschätzen und Bewerten in der UVP. Weiterentwicklung der Ökologischen Risikoanalyse vor dem Hintergrund der neueren Rechtslage und des Einsatzes rechnergestützter Werkzeuge. Verein zur Förderung der Umweltverträglichkeitsprüfung Dortmund e.V., Dortmund.
- SCHOLLES, F. 2001: Die ökologische Risikoanalyse und ihre Weiterentwicklung. In: FÜRST, D. & SCHOLLES, F. (Hrsg.): *Handbuch Theorien und Methoden der Raum- und Umweltplanung. Handbücher zum Umweltschutz*, Bd. 4, 252-267.
- SCHÖNFELD, J., DIETZ-PFEILSTETTER, A., METGE, K. & ZWERGER, P. 1996: Analyse verwilderter Rapspflanzen von Ruderalstandorten - Grundlage für die Abschätzung des Ausbreitungspotenzials von Transgenen aus Kulturpflanzen. - In: *Mitt BBA* 54(396): 319-320.
- SCHUBERT, R. 1991: *Bioindikation in terrestrischen Ökosystemen*. Fischer, Jena.
- SCHULTE, E. 2000: TA-Projekt „Nachhaltige Landwirtschaft und Grüne Gentechnik“ - Fazit und Ausblick. In: SCHULTE, E. & KÄPPELI, O. (Hrsg.): *Ergebnisse zum Forschungsprojekt: Nachhaltige Landwirtschaft und Grüne Gentechnik im Rahmen des TA-Projektes Nachhaltige Landwirtschaft - Kriterien für Pflanzenzüchtung und Pflanzenproduktion unter besonderer Berücksichtigung des Potentials der modernen Biotechnologie.*, Basel: 1-22.
- SCHÜTTE, G., STACHOW, U. & WERNER, A. 2001: *Agronomic and Environmental Aspects of the Cultivation of transgenic Herbicide resistant plants*. UBA-Texte 11/04, Umweltbundesamt, Berlin.
- SEIFFERT, H. 1996: *Einführung in die Wissenschaftstheorie*, Bd. 1, Sprachanalyse - Deduktion - Induktion in Natur- und Sozialwissenschaften. Beck, München.
- SKORUPINSKI, B. & OTT, K. 2000: *Technikfolgenabschätzung und Ethik*. vdf Hochschulverl., Zürich.
- SKORUPINSKI, B. 2004: Gentechnik und ökologische Schäden als Gegenstand von Risikoforschung und partizipativer Technikfolgenabschätzung - Stand und Perspektiven. In: POTTHAST, T. (Hrsg.): *Ökologische Schäden. Begriffliche, methodologische und ethische Aspekte*. In: BRECKLING, B. (Hrsg.): *Theorie in der Ökologie* Bd. 10, Peter Lang, Frankfurt am Main: 169-188.

- SOLBRIG, O. T. 1994: Biodiversität. Wissenschaftliche Fragen und Vorschläge für die internationale Forschung. Rheinischer Landwirtschaftsverl., Bonn.
- SRU (SACHVERSTÄNDIGENRAT FÜR UMWELTFRAGEN) 1987: Umweltgutachten 1987. Kohlhammer-Verl., Stuttgart.
- SRU (SACHVERSTÄNDIGENRAT FÜR UMWELTFRAGEN) 1994: Umweltgutachten 1994. Für eine dauerhaft-umweltgerechte Entwicklung. Stuttgart:
- SRU (SACHVERSTÄNDIGENRAT FÜR UMWELTFRAGEN) 1998: Umweltgutachten 1998. Umweltschutz: Erreichtes sichern - Neue Wege gehen. Bundestags-Drucksache 15/3600, Bundesanzeiger Verlagsgesell., Stuttgart.
- SRU (SACHVERSTÄNDIGENRAT FÜR UMWELTFRAGEN) 1999: Umwelt und Gesundheit. Risiken richtig einschätzen, Sondergutachten 1999. Bundestags-Drucksache 14/2300, Bundesanzeiger Verlagsgesell., Bonn.
- SRU (SACHVERSTÄNDIGENRAT FÜR UMWELTFRAGEN) 2004: Umweltpolitische Handlungsfähigkeit sichern, Umweltgutachten 2004 des Rates von Sachverständigen für Umweltfragen. Nomos Verlagsgesell., Berlin.
- SSYMANK, A., HAUKE, U., RÜCKRIEM, C., SCHRÖDER, E. & MESSER, D. 1998: Das europäische Schutzgebietssystem Natura 2000. In: Bundesamt für Naturschutz (BfN) (Hrsg.): Schriftenreihe für Landschaftspflege und Naturschutz, 53, Bonn-Bad Godesberg.
- SUKOPP, H. & SCHOLZ, H. 1997: Herkunft der Unkräuter. - In: Osnabrücker Naturwissenschaftliche Mitteilungen 23: 327-333.
- SUKOPP, U. & SUKOPP, H. 1993: Das Modell der Einführung und Einbürgerung nicht einheimischer Arten - Ein Beitrag zur Diskussion über die Freisetzung gentechnisch veränderter Kulturpflanzen. - Gaia 2(5): 267-288.
- SUKOPP, U. & SUKOPP, H. 1994: Ökologische Langzeit-Effekte der Verwilderung von Kulturpflanzen. - In: DAELE, W. V. D., PÜHLER, A. & SUKOPP, H. (Hrsg.): Verfahren zur Technikfolgenabschätzung des Anbaus von Kulturpflanzen mit gentechnisch erzeugter Herbizidresistenz. Vol. 4, p. 1-91, Wissenschaftszentrum Berlin (FS II 94-304).
- SUKOPP, U. 2004: Der naturwissenschaftliche Umgang mit Wissenslücken bei der Risikoanalyse ökologischer Folgen der Freisetzung und des Inverkehrbringens von GVO. In: BRECKLING, B., BRAND, V., WINTER, G., FIHSAN, A. & PAGH, P. (Hrsg.): Fortschreibung des Konzeptes zur Bewertung von Risiken bei Freisetzungen und dem Inverkehrbringen von gentechnisch veränderten Organismen. In: UMWELTBUNDESAMT (Hrsg.): UBA-Berichte, Band 3/04, Schmidt, Berlin: 84-115.
- TACKENBERG, O. 2001: Methoden zur Bewertung gradueller Unterschiede des Ausbreitungspotentials von Pflanzenarten. Philipps-Universität Marburg.
- TAPPESER, B., ECKELKAMP, C. & WEBER, B. 2000: Untersuchung zu tatsächlich beobachteten Effekten von Freisetzungen gentechnisch veränderter Organismen. Wien.
- THEODOROPOULOS, D. I. 2003: Invasion Biology: Critique of a Pseudoscience. Avvar Books, Blythe.
- 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. - In: Ecology 70: 298-315.
- TIMMINS, S. M. & OWEN, S.-J. 2001: Scary species, superlative sites: assessing weed risk in New Zealand's protected natural areas. In: GROVES, R. H., PANETTA, F. D. & VIRTUE, J. G. (Hrsg.): Weed Risk Assessment. CSIRO Publishing, Collingwood: 217-227.
- TOULMIN, S. 1975: Der Gebrauch von Argumenten. Scriptor, Kronberg.
- TRANSGEN 2000: Verunreinigtes Saatgut. Gv-Raps ungewollt auf Europas Feldern. Online im Internet: URL: <http://www.transgen.de/aktuell/archiv/30.doku.html> [Stand: 6/2000]

- TRANSGEN 2002: StarLink-Mais. Der Mais der nur als Futtermittel zugelassen war. Online im Internet: URL: <http://www.transgen.de/sicherheit/allergien/35.doku.html> [Stand: 12/2004]
- TREPL, L. 1991: Forschungsdefizite: Naturschutzbegründungen. - In: HENLE, K. & KAULE, G. (Hrsg.): Arten- und Biotopschutzforschung für Deutschland = Berichte aus der Ökologischen Forschung 4: 424-432.
- UMWELTBUNDESAMT 1999: Eckpunkte für ein Monitoring der Umweltwirkungen von gentechnisch veränderten Pflanzen (GVP). Umweltbundesamt, Berlin: Online im Internet: URL: <http://www.bmu.de/files/pdfs/allgemein/application/pdf/gvp.pdf> [Stand: 3/2005]
- UMWELTBUNDESAMT 2000: EU-Workshop: „Monitoring of Environmental Impacts of Genetically Modified Plants" 9/10 November 2000, Berlin, Germany - Conclusions and Recommendations. Berlin: Online im Internet: URL: <http://www.umweltdaten.de/down-e/workshop.pdf> [Stand: 3/2005]
- UMWELTBUNDESAMT 2003: Leitfaden zur Anwendung umweltverträglicher Stoffe. Für die Hersteller und gewerblichen Anwender gewässerrelevanter Chemischer Produkte. Online im Internet: URL: <http://www.umweltbundesamt.org/fpdf-1/2325.pdf> [Stand: 3/2005]
- UNEP (UNITED NATIONS ENVIRONMENTAL PROGRAMME) 2000: Report of the fifth meeting of the conference of the parties to the convention on biological diversity. Nairobi.
- USHER, M. B. 1994: Erfassen und Bewerten von Lebensräumen: Merkmale, Kriterien, Werte. In: USHER, M. B. & ERZ, W. (Hrsg.): Erfassen und Bewerten im Naturschutz. Quelle & Meyer, Heidelberg, Wiesbaden: 17-47.
- VDI (VEREIN DEUTSCHER INGENIEURE) 1999: VDI -Richtlinie VDI 1000 Richtlinienarbeit: Grundsätze und Anleitungen. Beuth Verlag GmbH, Berlin.
- VDI (VEREIN DEUTSCHER INGENIEURE) 2004: VDI-Richtlinie: VDI 3957 Blatt 10: Biologische Messverfahren zur Ermittlung und Beurteilung der Wirkung von Luftverunreinigungen auf Pflanzen (Bioindikation) - Emittentenbezogener Einsatz pflanzlicher Bioindikatoren. Beuth, Berlin.
- VDI (VEREIN DEUTSCHER INGENIEURE) 2004: VDI-Richtlinie: VDI 3957 Blatt 13: Biologische Messverfahren zur Ermittlung und Beurteilung der Wirkung von Luftverunreinigungen auf Flechten (Bioindikation) - Kartierung der Diversität epiphytischer Flechten als Indikator für die Luftgüte. Beuth, Berlin.
- VOSENKUHL, W. 1993: Normativität und Deskriptivität in der Ethik. - In: ECKENSBERGER, L. H. & GÄHDE, U. (Hrsg.): Ethische Norm und empirische Hypothese. Suhrkamp Taschenbuch Verl., Frankfurt a. M.: 133-150.
- WALTER, R., RECK, H., KAULE, G., LÄMMLE, M., OSINSKI, E. & HEINL, T. 1998: Regionalisierte Qualitätsziele, Standards und Indikatoren für die Belange des Arten- und Biotopschutzes in Baden-Württemberg. Das Zielartenkonzept - ein Beitrag zum Landschaftsrahmenprogramm des Landes Baden - Württemberg. - In: Natur und Landschaft 73(1): 9-25.
- WALZ, R., BLOCK, N., EICHHAMMER, W., HIESSL, H., NATHANI, C., OSTERTAG, K. & SCHÖN, M. 1997: Grundlagen für ein nationales Umweltindikatorensystem - Weiterentwicklung von Indikatorensystemen für die Umweltberichterstattung. In: UMWELTBUNDESAMT (Hrsg.): UBA-Texte, 37/97, Umweltbundesamt, Berlin.
- WBGU (Wissenschaftlicher Beirat der Bundesregierung für Globale Umweltveränderungen) 1999: Welt im Wandel: Strategien zur Bewältigung globaler Umweltrisiken. Jahrestgutachten 1998. Springer, Berlin.
- WHITE, J. L. 1999: The concept of familiarity and its role in the commercialization of pest resistant genetically engineered plants. In: AMMANN, K., JACOT, Y., SIMONSEN, V. & KJELLSSON, G. (Hrsg.): Methods for Risk Assessment of Transgenic Plants. Volume III.

Ecological risks and prospects of transgenic plants, where do we go from here? A dialogue between biotech industry and science. Birkhäuser, Basel: 225-226.

- WIEGLEB, G. 1997: Leitbildmethode und naturschutzfachliche Bewertung. - In: Z Ökologie u Naturschutz 6: 43-62.
- WILLIAMSON, G. & HULPKE, H. 2000: Das Vorsorgeprinzip - Internationaler Vergleich, Möglichkeiten und Grenzen, Lösungsvorschläge. - In: UWSF- Z Umweltchem Ökotox 12(1): 27-39 u. 91-96.
- WINKELBRANDT, A. 1990: Anforderungen an Bioindikatoren (Tierarten und -gruppen) aus Sicht von Landschaftsplanung und Fachplanungsbeiträgen von Naturschutz und Landschaftspflege. - In: Schriftenreihe für Landschaftspflege und Naturschutz 32: 75-83.
- ZEHLIUS-ECKERT, W. 1998: Arten als Indikatoren in der Naturschutz- und Landschaftsplanung. Definitionen, Anwendungsbedingungen und Einsatz von Arten als Bewertungsindikatoren. - In: Laufener Seminarbeiträge 8(98): 9-32.
- ZOGLAUER, K., AURICH, C., KOWARIK, I. & SCHEPKER, H. 2000: Freisetzung transgener Gehölze und Grundlagen für Confinements. UBA-Texte 31/00, Umweltbundesamt, Berlin.
- ZOHARY, M. 1962: Plant life of Palestine. Ronald Press, New York.
- ZÜGHART, W. & BRECKLING, B. 2003: Konzeptionelle Entwicklung eines Monitoring von Umweltwirkungen transgener Kulturpflanzen, Teil 1. In: UMWELTBUNDESAMT (Hrsg.): UBA-Texte, 50/03, Umweltbundesamt, Berlin: 1-162.
- ZÜGHART, W. & BRECKLING, B. 2003: Konzeptionelle Entwicklung eines Monitoring von Umweltwirkungen transgener Kulturpflanzen, Teil 2. In: UMWELTBUNDESAMT (Hrsg.): UBA-Texte, 50/03, Umweltbundesamt, Berlin: 163-543.