

METHODISCHE WEITERENTWICKLUNG DER WIRKUNGSABSCHÄTZUNG IN ÖKOBILANZEN (LCA) GENTECHNISCH VERÄNDERTER PFLANZEN

Walter KLÖPFFER
Isa RENNER
Elisabeth SCHMIDT
Beatrix TAPPESER
Carl-Otto GENSCH
Helmut GAUGITSCH

MONOGRAPHIEN
Band 143
M-143

Wien, 2001

Projektleitung

Helmut Gaugitsch (Umweltbundesamt Wien)

Autoren

Walter Klöpffer, Isa Renner, Elisabeth Schmidt (C.A.U. GmbH, Dreieich, D)

Beatrix Tappeser, Carl-Otto Gensch (Öko-Institut e.V. Freiburg, D)

Helmut Gaugitsch (Umweltbundesamt Wien)

Satz/Layout

Manuela Kaitna, Robert Schuh

Titelbild

Allgemeines LCA-Schema nach ISO 14040 (*Renner, Schmid, C.A.U. GmbH, Dreieich*)

Danksagung

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

Impressum

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

Druck: Riegelnik, A-1080 Wien

© Umweltbundesamt GmbH, Wien, 2001
Alle Rechte vorbehalten (all rights reserved)
ISBN 3-85457-597-1

VORWORT

Die vorliegende Publikation ist eine Folgearbeit zu der vom Umweltbundesamt Anfang 2000 publizierten Monographie M-111 „Life Cycle Assessment gentechnisch veränderter Produkte als Basis für eine umfassende Beurteilung möglicher Umweltauswirkungen“ und deren Materialienband „Lebenszyklusanalyse Gentechnik“ (BE-166). Es wird die Anregung aufgegriffen, die Möglichkeiten zu untersuchen, wie die qualitativen und halb-quantitativen Aspekte der Risikoabschätzung in die LCA integriert werden können. Durch eine entsprechende methodische Weiterentwicklung der Wirkungsabschätzung soll letztendlich eine gesamthaftere Betrachtung ermöglicht werden.

Da die von den AutorInnen unternommene Analyse und die vorgeschlagenen methodischen Ansätze international Neuland sind, wurde ein Entwurf der AutorInnen für einen Endbericht in einem Workshop unter Leitung des Umweltbundesamtes zur Diskussion gestellt. An diesem Workshop nahmen ExpertInnen aus unterschiedlichen Bereichen teil. Der Endbericht wurde im Lichte der Kommentare, Stellungnahmen und Vorschläge der ExpertInnen von den AutorInnen in Absprache mit dem Umweltbundesamt modifiziert. Ein Protokoll des Diskussionsworkshops (das sich naturgemäß auf die Vorversion des Endberichts bezieht) ist zur Information als Kapitel 7 der Publikation enthalten.

Mit dieser Arbeit ist die methodische Umsetzung der Einbeziehung von Aspekten der Risikoabschätzung in die Wirkungsabschätzung durch Versuch einer entsprechenden Quantifizierung sicher nicht abgeschlossen. Mit der Publikation dieser Studie und auch mit den im Anhang – trotz offener methodischer Fragen – bewusst vorgenommenen rechnerischen Beispielen für 2 Modellprodukte wird versucht, eine weiter notwendige Diskussion auf ExpertInnenebene zu initiieren.

INHALT

	Seite
VORWORT	3
ZUSAMMENFASSUNG/SUMMARY	9/10
1 EINLEITUNG UND ZIELSETZUNG	11
2 PROBLEMSTELLUNG „GENTECHNIK“ IN DER WIRKUNGSABSCHÄTZUNG	12
2.1 Grundsätzliches	12
2.2 Die Wirkungsabschätzung in der Ökobilanz	13
2.3 Optionen	13
2.4 Vorgehensweise	14
3 GRUNDSÄTZE DER WIRKUNGSABSCHÄTZUNG	15
3.1 Die Bedeutung des Schutzgutes in der Wirkungsabschätzung	15
3.2 Analyse von EN ISO 14042 für das Problem der Quantifizierung/ Operationalisierung „potentieller Umweltwirkungen“ gentechnisch veränderter Nutzpflanzen nach der Norm	16
3.2.1 Begriffe nach 14042 (CEN, 1999) (deutsche Sprachfassung vom 17.11.1999)	16
3.2.2 Erläuterung der wichtigsten Begriffe am Beispiel „Klimaänderung“	18
3.2.3 Auswahl der Wirkungskategorien, Indikatoren und Charakterisierungsmodelle	18
4 QUANTIFIZIERUNG SCHWIERIGER WIRKUNGSKATEGORIEN	21
4.1 Liste der Wirkungskategorien	21
4.2 Stand der Diskussion bei der Quantifizierung der betroffenen Wirkungskategorien	22
4.2.1 Humantoxizität	22
4.2.1.1 Einleitung	22
4.2.1.2 Modelle zur Ermittlung der Charakterisierungsfaktoren	23
4.2.2 Ökotoxizität	27
4.2.2.1 Modelle zur Ermittlung der Charakterisierungsfaktoren	27
4.2.3 Naturraumbeanspruchung	30
4.2.3.1 Vorgehen beim vorhergehenden „Gentechnikprojekt“	30
4.2.3.2 Andere Vorschläge	32
4.3 Entwicklungsstand der Charakterisierung anderer schwierig zu quantifizierender Wirkungskategorien	32
4.3.1 Entnahme abiotischer Ressourcen	32
4.3.2 Entnahme biotischer Ressourcen	33
4.3.3 Lärmbelastung	34
4.3.4 Harte Strahlung	35
4.3.5 Unfälle	36
4.4 Diskussion	36

5	OPERATIONALISIERUNG GENTECHNISCHER RISIKEN	37
5.1	Option 1: Integration in eine bestehende Kategorie	37
5.1.1	Erstellung und Formalisierung einer Liste der potentiellen Risiken	37
5.1.2	Ist die Integration möglich?	39
5.2	Option 2: Entwicklung einer neuen Kategorie „Gentechnik“	39
5.2.1	Anforderungen an eine Wirkungskategorie Gentechnik.....	39
5.2.2	Entwurf eines Modells.....	39
5.2.3	Datengrundlagen	42
6	SCHLUSSFOLGERUNGEN	43
7	DISKUSSIONSWORKSHOP	44
7.1	Protokoll des Diskussionsworkshops „Methodische Weiterentwicklung der Wirkungsabschätzung in Ökobilanzen (LCA) gentechnisch veränderter Pflanzen“	44
7.1.1	Einleitung	44
7.1.2	Strukturierte Zusammenfassung der schriftlich und mündlich vorgebrachten Kommentare der TeilnehmerInnen.....	45
7.1.3	Vorschläge zur Änderung des Endberichts für eine Publikation als UBA Monographie gemeinsam mit der Zusammenfassung des Diskussionsworkshops	47
8	LITERATUR	48
A	ANHANG	51
A.1	Beispiel BT-176 Mais	51
A.1.1	Bestimmung eines Charakterisierungsfaktors für Bt-176 Mais in Mitteleuropa.....	51
A.1.2	Bestimmung des Wirkungsindikatorergebnisses.....	53
A.2	Beispiel Basta-resistenter Winterraps	54
A.2.1	Bestimmung eines Charakterisierungsfaktors für Basta-resistenten Winterraps.....	54
A.2.2	Bestimmung des Wirkungsindikatorergebnisses.....	55

Tabellenverzeichnis

Tab. 3.1: Liste der Schutzgüter nach SETAC (UDO DE HAES, 1999a).....	15
Tab. 3.2: Beispiel Klimaveränderung (Tabelle 1 der EN ISO 14042).	18
Tab. 4.1: Liste der Wirkungskategorien.....	21
Tab. 4.2: Kriterien zur Bestimmung der Bewertungsfaktoren	24
Tab. 4.3: Charakterisierung von Flächen nach Hemerobiestufen, nach LESER & KLINK (1988) und (PEPER et al., 1985)	31
Tab. 4.4: Unterkategorien der Wirkungskategorie „land use“ in WIA-2	32
Tab. 5.1: Liste potentieller Risiken und Zuordnung zu Wirkungskategorien.....	38
Tab. 5.2: Vorschlag zur Charakterisierung der Risikokategorien, nach SRU (1998), erweitert und angepaßt	40
Tab. 9.1: Bestimmung des Charakterisierungsfaktors für BT-176-Mais in Mitteleuropa	51
Tab. 9.2: Flächennutzung ausgewählter Körnermais-Szenarien, bezogen auf die funktionelle Einheit (f. u.) von 1.000 kg Körnermais (KLÖPFER et al., 1999)	53
Tab. 9.3: Berechnung des Wirkungsindikatorergebnisses für ausgewählte Körnermaisszenarien	54
Tab. 9.4: Bestimmung des Charakterisierungsfaktors für Basta-resistenten Winterraps	54
Tab. 9.5: Flächennutzung der Winterraps-Szenarien, bezogen auf die funktionelle Einheit (f. u.) von 1.000 l Rapsöl.....	55
Tab. 9.6: Berechnung des Wirkungsindikatorergebnisses für ausgewählte Winterrapsszenarien	56

ZUSAMMENFASSUNG

Im Vorläuferprojekt „Life Cycle Assessment gentechnisch veränderter Produkte als Basis für eine umfassende Beurteilung möglicher Umweltauswirkungen“ wurden erstmalig die Risiken der Freisetzung gentechnisch veränderter Organismen in eine Ökobilanz einbezogen. Dies erfolgte durch eine Risikoabschätzung als Ergänzung zur quantitativen Wirkungsabschätzung. Da dies methodisch noch sehr unbefriedigend war, beauftragte das Umweltbundesamt die C.A.U. GmbH und das Öko-Institut e.V. mit der methodischen Weiterentwicklung der Wirkungsabschätzung für Risiken der Gentechnik.

Diese Weiterentwicklung hat die Methodik der Wirkungsabschätzung in Ökobilanzen zur Grundlage, wie sie in der Norm EN/ISO14042 festgelegt ist.

Zur Einbindung der Risiken durch die Freisetzung gentechnisch veränderter Organismen wurde von zwei Optionen ausgegangen.

1. Zuordnung der mit der gentechnischen Veränderung verbundenen möglichen Auswirkungen auf Mensch und Umwelt zu bestehenden Wirkungskategorien und Versuch der Quantifizierung innerhalb der existierenden Charakterisierungsmethoden.
2. Schaffung einer neuen Kategorie, z. B. „Auswirkungen gentechnisch veränderter Nutzpflanzen“.

Zur Auslotung der ersten Option wurden verschiedene Charakterisierungsmodelle in den Wirkungskategorien Humantoxizität, Ökotoxizität und Naturraumbeanspruchung analysiert. Die auch in der Vorläuferstudie behandelten Risiken der Gentechnik wurden diesen Wirkungskategorien zugeordnet. Eine Einbindung in bestehende Charakterisierungsmodelle zur Human- und Ökotoxizität erschien nicht möglich, da diese auf Expositions- und Wirkungsfaktoren basieren. Zwar wäre die Bestimmung eines Expositionsfaktors für gentechnisch veränderte Organismen denkbar, jedoch nicht ein geeigneter Wirkungsfaktor.

Weiters wurde untersucht, ob in anderen schwierig zu quantifizierenden Wirkungskategorien übertragbare Lösungsansätze zur Operationalisierung existieren. Dies ist nicht der Fall.

Deshalb wurden erste Schritte zur Entwicklung einer neuen Wirkungskategorie z. B. „Gentechnik“ unternommen. Diese Wirkungskategorie soll die Risiken durch die Freisetzung gentechnisch veränderter Nutzpflanzen im Rahmen des landwirtschaftlichen Anbaus abbilden und den Vergleich verschiedener gentechnisch veränderter Nutzpflanzen untereinander erlauben. Zur Ermittlung des Charakterisierungsfaktors für eine bestimmte transgene Nutzpflanze werden aus den Eintrittswahrscheinlichkeiten für die einzelnen Risikokategorien anhand von Ausbreitungswahrscheinlichkeit in einer definierten Klimazone oder der Anzahl der übertragenen Fremdgene Risikozahlen festgelegt und mit der Anzahl der jeweilig betroffenen Schutzgüter kombiniert. Datengrundlage bilden die Antragsunterlagen.

In der Sachbilanz wird die Anbaufläche (bzw. das Produkt aus Fläche und Nutzungsdauer) der transgenen Pflanze, bezogen auf die funktionelle Einheit, ermittelt. Das Indikatorergebnis erhält man durch Multiplikation mit dem entsprechenden Charakterisierungsfaktor. Dies wird am Beispiel von BT 176 Mais und Basta-resistentem Winterraps vorgestellt.

Die Ergebnisse dieser Studie zeigen, daß es möglich ist, die Risiken des Anbaus gentechnisch veränderter Nutzpflanzen für die Wirkungsabschätzung der Ökobilanz in einer neuen Wirkungskategorie „Gentechnik“ zu operationalisieren. Die Bestimmung von Charakterisierungsfaktoren ist mit den vorhandenen Datengrundlagen möglich.

SUMMARY

In the preceding project „Life Cycle Assessment of genetically modified products as a basis for a comprehensive assessment of possible environmental effects“ for the first time the risks of deliberate release of genetically modified organisms (GMOs) into the environment have been taken into account in a Life Cycle Assessment (LCA). This was performed by a risk assessment in addition to a quantitative impact assessment. As from a methodological perspective this was not satisfactory, the Federal Environment Agency commissioned the C.A.U. GmbH and the Institute of Applied Ecology Freiburg to further develop the impact assessment methodology for the risks of GMOs.

Any further development of the methodology of impact assessment in LCAs has to be performed on the basis of the standard EN/ISO 14042.

There are 2 options for taking into account risks of deliberate release of GMOs:

1. Allocation of the potential effects resulting from the genetic modification on human beings and the environment to existing categories of the impact assessment and attempt to quantify within those existing methods of characterization
2. Development of a new category, e.g. „effects of genetically modified crop plants“

In order to assess the possibilities under option 1 various models of characterization within the categories human toxicity, ecotoxicity and land use (appropriation of environmental space) have been analyzed. The risks of GMOs identified and dealt with in the preceding study were allocated to these categories. It seemed to be impossible to integrate the risks in existing models of characterization for human toxicity and ecotoxicity, as these are based on exposure and impact factors. The development of a factor for exposure seems possible for GMOs, however a suitable impact factor is not possible to generate.

In addition it was analyzed if in other impact categories which are difficult to quantify any solutions for operationalization exist. This does not seem to be the case.

As a result, first steps to develop a new category, e.g. „genetic engineering“ were undertaken. This impact category shall enable to take into account the risks of the deliberate release of genetically modified crop plants in the course of agricultural production and the comparison of different genetically modified crop plants. For the calculation of a factor for characterizing a specific genetically modified crop plant, a risk number is determined on the basis of the likelihood of each risk category being realized. This depends on the likelihood of dissemination in a specific climate zone as well as on the number of transferred or modified genes. This risk number is combined with the number of the potentially affected areas of protection. The data are gained from the respective notification dossiers for the specific genetically modified plant.

In the inventory analysis the agricultural production area (or the result of the area and the duration of application) of the genetically modified plant, relating to the functional unit, is determined. The resulting indicator is calculated by multiplying with the respective characterizing factor. This is shown taking the 2 model products Bt-maize 176 and herbicide tolerant winter oilseed rape as examples.

The results of this study show that it is possible to operationalize the risks of the planting of genetically modified crop plants for the impact assessment in an LCA via a new category. The calculation of the characterizing factors is possible on the basis of the available data sources.

1 EINLEITUNG UND ZIELSETZUNG

In der im Auftrag des Umweltbundesamtes Wien durchgeführten Ökobilanz-Studie (KLÖPFFER et al., 1999)

Life Cycle Assessment gentechnisch veränderter Produkte als Basis für eine umfassende Beurteilung möglicher Umweltauswirkungen

trat das methodische Problem der Charakterisierung gentechnischer Risiken im Rahmen der Wirkungsabschätzung auf. Dieses Problem wurde in der genannten Studie vorläufig durch eine Kombination quantitativer Charakterisierungen nach CML, SETAC und ISO EN 14042 (HEIJUNGS et al., 1993); KLÖPFFER & RENNER, 1995; UDO DE HAES, 1996; ISO, 2000) und verbal-argumentativen Risikobetrachtungen gelöst. Es war den Erstellern der Studie klar, daß diese Lösung nur eine vorläufige sein konnte, worauf auch im kritischen Gutachten zur Studie hingewiesen wurde.

Mit diesem Projekt soll ein erster Schritt in Richtung auf eine Quantifizierung der gentechnischen Risiken bei Nutzpflanzen getan werden, wobei das in ISO EN 14042 festgeschriebene methodische Vorgehen zugrunde gelegt wird.

Ziel dieser Studie ist es, mögliche Wege zur Einbindung der mit der gentechnischen Veränderung von Nutzpflanzen verbundenen möglichen Risiken in die quantitative Wirkungsabschätzung der Ökobilanz (Life Cycle Impact Assessment, LCIA) aufzuzeigen und ggf. zu einem vorläufigen Indikator oder Set an Indikatoren zu gelangen. Eine vollständige Lösung dieses äußerst komplexen Problems kann in diesem zeitlich und finanziell eng limitierten Projekt nicht geleistet werden. Es soll jedoch versucht werden, die entwickelten Ideen anhand der Daten von einem der untersuchten Systeme (KLÖPFFER et al., 1999) zu illustrieren und damit gangbare Wege für die zukünftige Entwicklung aufzuzeigen.

2 PROBLEMSTELLUNG „GENTECHNIK“ IN DER WIRKUNGSABSCHÄTZUNG

2.1 Grundsätzliches

Die mit der Freisetzung gentechnisch veränderter Nutzpflanzen verbundenen Risiken konnten in Ökobilanzen bisher nur in Form einer verbal-argumentativen Risikobetrachtung behandelt werden (KLÖPFFER et al., 1999). Diese als Übergangslösung gewählte Vorgehensweise ist mit der für die Wirkungsabschätzung zuständigen internationalen Norm ISO EN 14042 (ISO, 2000) nicht kompatibel und muß durch die Entwicklung geeigneter Indikatoren, die den Ansprüchen der Norm genügen, verbessert und formalisiert werden. Ziel ist, ein auf dem gegenwärtigen Forschungsstand beruhendes quantitatives Maß für die von einem gentechnisch modifizierten Pflanzensystem ausgehenden Gefährdungen der Umwelt und des Menschen aufzustellen. Das zu entwickelnde Verfahren muß mit den Erfordernissen und den einschränkenden Bedingungen der der Wirkungsabschätzung vorgeschalteten Sachbilanz verträglich sein und vor allem keine unerfüllbaren Anforderungen an die Datenbasis stellen.

Warum ist heute, nach rund 10 Jahren intensiver Entwicklung der Ökobilanzierung, noch kein geeignetes Verfahren bekannt, das als solches oder nach geringfügiger Anpassung eingesetzt werden könnte? Zur Beantwortung dieser Frage muß berücksichtigt werden, daß die Anwendung der Ökobilanz zunächst auf technische Produkte im engeren Sinn beschränkt war. Die vor etwa fünf Jahren begonnene Einbeziehung konventioneller landwirtschaftlicher Prozesse in die Ökobilanzierung begann verständlicherweise mit der Erstellung von Sachbilanzen und der Erhebung der dazu erforderlichen Daten, die Wirkungsabschätzung wurde, falls überhaupt, mit dem für die industriellen Produktsysteme entwickelten System von Wirkungskategorien (z. B. UDO DE HAES, 1996) durchgeführt. Erste Schritte zur Einbeziehung landwirtschaftlich wichtiger Kategorien sind in der Behandlung der Naturraumbeanspruchung durch KLÖPFFER & RENNERT (1995) und der Biodiversität und ähnlicher Problemfelder durch COWELL (1998, 2000) zu sehen.

Ein weiterer Grund für die mit Ausnahme von KLÖPFFER et al. (1999) völlige Vernachlässigung der von gentechnisch veränderten Pflanzen ausgehenden „potentiellen Wirkungen“ in der Wirkungsabschätzung von Ökobilanzen liegt darin, daß diese Wirkungen im Vergleich zu den „klassischen“ Problemfeldern (z. B. Eutrophierung, Versauerung, Smogbildung, Human- und Ökotoxizität) erst seit relativ kurzer Zeit in das öffentliche Bewußtsein gedrungen sind. Dazu kommt, daß Wirkungen auf natürliche und vom Menschen geschaffene Ökosysteme ungleich schwieriger zu erkennen und zu quantifizieren sind, als solche, die sich auf unbelebte Systeme oder auf einzelne Arten beziehen.

Als Folge der genannten Schwierigkeiten und der Kürze der Zeit seit Erkennung des Problems war die Wissenschaft noch nicht in der Lage, eindeutige und vor allem quantifizierbare Kausalbeziehungen zwischen den verschiedenen gentechnischen Veränderungen und den erwarteten Auswirkungen auf die Ökosysteme aufzustellen. Wohl aber gibt es zahlreiche durch Untersuchungen gestützte Hinweise auf Risiken und Schädwirkungen, die im Sinne des Vorsorgeprinzips ernst genommen werden müssen. Diese Informationen in die Wirkungsabschätzung der Ökobilanz in formalisierter Form aufzunehmen ist die Aufgabe dieser Arbeit.

2.2 Die Wirkungsabschätzung in der Ökobilanz

Der gegenwärtige Entwicklungsstand der Wirkungsabschätzung wird in Abschnitt 3 analysiert. Hier soll nur das prinzipielle Vorgehen vorgestellt werden. Dieses beruht auf folgenden Schritten (ISO, 2000a):

1. Auswahl der Wirkungskategorien, der Wirkungsindikatoren und Modelle
2. Zuordnung der Sachbilanzergebnisse zu den Wirkungskategorien (Klassifizierung)
3. Berechnung der Wirkungsindikatorergebnisse (Charakterisierung)
4. Berechnung der Verhältnisse der Wirkungsindikatorergebnisse zu den Bezugsinformationen (Normalisierung)
5. Ordnung
6. Gewichtung
7. Analyse der Datenqualität.

Die Schritte 1 bis 3 sind bei jeder Ökobilanz nach ISO 14040-43 verbindlich, Schritt 7 nur bei solchen Ökobilanzen, die vergleichende Aussagen („comparative assertions“) machen und der Öffentlichkeit zugänglich gemacht werden. Die Schritte 4 bis 6 sind prinzipiell optional, Der Schritt 6 darf jedoch nicht bei vergleichenden öffentlich zugänglichen Studien angewendet werden.

Wichtig für das vorliegende Problem sind (zunächst) nur die Schritte 1 bis 3. In der Norm 14042 (ISO, 2000a) wird keine Liste von Kategorien vorgegeben und auch die Wahl der Indikatoren (z. B. die Erhöhung der Infrarotstrahlung bei der Kategorie Klimaveränderung) ist nicht vorgeschrieben. Die Wahl der Kategorien und ihre Quantifizierung über Indikatoren, die Charakterisierung, wird nicht festgelegt; sie soll sich vielmehr aus dem Zusammenhang der jeweiligen Studie (Zieldefinition und Festlegung des Rahmens) ergeben und begründet werden; damit wird dem Umstand Rechnung getragen, daß die Wirkungsabschätzung noch in Entwicklung begriffen ist (z. B. UDO DE HAES et al., 1999a) und neue Umweltkategorien bei fortschreitender Umweltforschung und Bewußtseinslage der Öffentlichkeit jederzeit aufgenommen werden können. Genau dieser Fall liegt jetzt bei der Gentechnik vor.

Die Wirkungsabschätzung hat insofern Rückwirkungen auf die vorangehende Komponente „Sachbilanz“, als in dieser die zur Wirkungsabschätzung benötigten Daten erhoben und auf die funktionelle Einheit bezogen werden müssen. Die Wirkungsabschätzung ihrerseits muß auf Daten aufbauen, die in der Sachbilanz mit vertretbarem Aufwand ermittelt werden können.

2.3 Optionen

Für die Einbindung der gentechnischen Risiken in die Wirkungsabschätzung (LCIA) gibt es prinzipiell zwei Wege:

1. Zuordnung der mit der gentechnischen Veränderung verbundenen möglichen Auswirkungen auf Mensch und Umwelt, der sog. „Endpunkte“, zu den bereits vorgeschlagenen Wirkungskategorien (HEIJUNGS et al., 1993 (1995 oder et al., 1993, vgl. Literatur); KLÖPFFER & RENNER, 1995; UDO DE HAES, 1996; UDO DE HAES et al., 1999a, b) und Versuch der Quantifizierung innerhalb der existierenden oder in Entwicklung befindlichen (UDO DE HAES et al. 1999a, b) Charakterisierungsmethoden.
2. Schaffung einer neuen Kategorie „Auswirkungen gentechnisch veränderter Nutzpflanzen“, innerhalb derer die verschiedenen Endpunkte durch einen oder mehrere Indikatoren erfaßt werden.

Der erste Weg hätte den Vorteil, daß bereits praktizierte Lösungsvorschläge vorliegen oder erhebliche Vorarbeiten zur Quantifizierung geleistet wurden – nicht jedoch in Hinblick auf die von der gentechnischen Veränderung ausgehenden möglichen oder erwiesenen Auswirkungen. Die betroffenen Kategorien sind nach einer ersten Analyse:

- Biotische Ressourcen (durch Verdrängung oder Veränderung ihrer Gene)
- Naturraumbeanspruchung (diese Kategorie enthält implizit die direkt schwierig zu quantifizierende Verminderung der Artenvielfalt)
- Humantoxikologische Wirkungen (verschiedene Endpunkte)
- Ökotoxikologische Wirkungen (durch Auskreuzung und Veränderung von Ökosystemen).

Der zweite Weg hätte den Vorteil, daß er, da noch nicht beschritten, größere Freiräume bei der Wahl des Indikators oder der Indikatoren offenläßt, die daher auf das Problem zugeschnitten werden könnten.

2.4 Vorgehensweise

Bei der Erarbeitung von Vorschlägen sind die verschiedenen Randbedingungen zu beachten, die durch die internationalen Normen ISO EN 14040-43 (ISO, 1997, 1998, 2000a, b) für Ökobilanzen festgelegt sind. Vor allem muß der Bezug auf eine funktionelle Einheit möglich sein, d. h. die gewählten Indikatoren müssen sich in der Regel auf eine Masse oder ein Volumen des Produkts oder auf eine erbrachte Dienstleistung beziehen lassen. Es muß beachtet werden, daß ein Produkt, das einen gewissen Nutzen erbringt (hier oft als Nahrungs- oder Futtermittel) auf der Basis von verschiedenen Nutzpflanzensorten, gentechnisch modifiziert oder nicht, hergestellt werden kann. Hier kann es erforderlich sein, gentechnisch veränderte Pflanzensysteme mit konventionell erzeugten und biologisch angebauten zu vergleichen. Zu entwickelnde Indikatoren müssen also flexibel genug sein, um die verschiedenen Ausprägungen der Technik bzw. von Anbausystemen und die damit verbundenen Risiken zu modellieren, dürfen aber andererseits nicht zu kompliziert sein, um mit der vorhandenen Datenbasis der Sachbilanz das Auslangen zu finden. Als Datenbasis ist etwa von den in den Antragsunterlagen enthaltenen Angaben auszugehen.

Bei der Ausarbeitung von Lösungsvorschlägen ist weiterhin von dem in der SETAC-Arbeitsgruppe „Impact Assessment“ (WIA-2) erarbeiteten Grundlagenpapier (UDO DE HAES et al., 1999a, b) auszugehen. Dieses steht auf der Basis von EN ISO 14042 (ISO, 2000a) und versucht, die in der Norm festgelegten Grundsätze bei der Operationalisierung der Wirkungskategorien umzusetzen. Die Norm läßt offen, ob die Indikatoren nahe bei den Endpunkten gewählt werden, die in diesem Fall gut bekannt sein müssen, oder nahe an den sog. „Elementarflüssen“ (in der Praxis: nahe an der Sachbilanz) gewählt werden. Im zweiten Fall müssen die Endpunkte nicht genau bekannt sein (mehr Raum für das Vorsorgeprinzip), es muß jedoch eine wissenschaftlich plausible Beziehung zwischen den gewählten Indikatoren und den Endpunkten bestehen. Eine strenge, quantifizierbare Kausalbeziehung ist nicht zwingend vorgeschrieben.

Wenn sich aus den Arbeiten ein gangbarer Weg abzeichnet, wird eine beispielhafte Anwendung auf der Basis der Studie (KLÖPFER et al., 1999) versucht.

3 GRUNDSÄTZE DER WIRKUNGSABSCHÄTZUNG

3.1 Die Bedeutung des Schutzgutes in der Wirkungsabschätzung

Die Diskussion der Schutzgüter ist kein Thema in der Normung der Ökobilanz, dient aber dem besseren Verständnis der Komponente Wirkungsabschätzung und der Motivation zur Durchführung von Ökobilanzen generell. In Tab. 3.1 ist die neueste Liste der Schutzgüter („areas of protection“) nach UDO DE HAES (1999a) wiedergegeben. Sie unterscheidet sich von den früher aufgestellten durch die Hinzunahme des Punktes 4 „man-made environments“, übersetzt mit „vom Menschen geschaffene Umwelt“. Mit diesem neuen Schutzgut soll es ermöglicht werden, sowohl Schäden an Agrarökosystemen z. B. durch Ernteverluste als auch an Kultur- und Wirtschaftsgütern wie Baudenkmälern in der Wirkungsabschätzung mit zu betrachten. Für die Auswirkungen gentechnisch veränderter Pflanzen ist dieses neu eingeführte Schutzgut insofern von besonderer Relevanz, als dadurch potentielle Risiken in die Wirkungsabschätzung mit aufgenommen werden können, die von den bisherigen Schutzgütern nicht abgebildet werden. Dies gilt beispielsweise für die Auskreuzung gentechnisch veränderter Pflanzen auf benachbarte konventionell oder biologisch bewirtschaftete Felder und dadurch bedingte ökonomische Einbußen.

Da jeweils mehrere Wirkungskategorien auf ein und dasselbe Schutzgut einwirken, ergeben sich komplexe Wege von den Sachbilanzpositionen (Emissionen, Ressourceninanspruchnahme) über die Wirkungskategorien (Indikatoren) und die Endpunkte (Effekte) bis hin zu den Schutzgütern. Eine vollständige Verknüpfung dürfte im Rahmen von Ökobilanzen sehr schwierig und wahrscheinlich auch nicht nötig sein. Zur Begründung der Auswahl spezieller Wirkungskategorien und der Positionierung der Indikatoren ist die Kenntnis der Schutzgüter aber unerlässlich.

Tab. 3.1: Liste der Schutzgüter nach SETAC (UDO DE HAES, 1999a).

Areas of protection:	Societal values:
1. human health	intrinsic value of human life, economic value
2. natural environment	intrinsic value of nature (ecosystems, species), economic value of life support functions
3. natural resources	economic and intrinsic values
4. man-made environment	cultural, economic and intrinsic values

Zur Positionierung der Indikatoren gibt es prinzipiell drei Möglichkeiten (UDO DE HAES 1999a):

- direkt an der Sachbilanz (zum Beispiel Art der Naturraumbeanspruchung),
- zwischen Sachbilanz und Endpunkten („midpoint“, z. B. Protonenbildung durch saure Schadgase)
- an den Endpunkten („endpoint“, zum Beispiel verkürzte Lebenszeit).

Der erste Ansatz wurde für die Kategorie Naturraumbeanspruchung bereits in der Vorläuferstudie (KLÖPFFER et al., 1999) operationalisiert: entsprechend ihrer Nutzungscharakteristik lassen sich die in der Sachbilanz ermittelten Flächennutzungen Hemerobiestufen zuordnen und innerhalb dieser aufsummieren (vgl. Kapitel 4.2.3 in diesem Bericht).

Der zweite Ansatz benötigt keine detaillierte Kenntnis der gesamten Kausalkette und bringt das Vorsorgeprinzip besser zum Ausdruck. So sind z. B. in der Wirkungskategorie Klimaveränderung durch den Indikator „Erhöhung der Infrarotstrahlung“ mit dem resultierenden Charakterisierungsfaktor GWP auch die möglichen (aber nicht berechenbaren) Sekundärwirkun-

gen einer globalen Temperaturerhöhung miteinfaßt. Die „Erhöhung der Infrarotstrahlung“ ist somit ein typischer „midpoint“-Indikator, der gut berechenbar ist.

Der dritte, an den Endpunkten orientierte Ansatz erfordert genaue Kenntnisse des Mechanismus und kann zur Ausbildung von mehreren Unterkategorien pro Wirkungskategorie führen. Da sämtliche Wirkungen besonders bei den Ökosystemen nicht bekannt sind, besteht bei diesem Verfahren die Gefahr, daß wesentliche Punkte übersehen werden.

Für das vorliegende Problem kann aus diesen Betrachtungen abgeleitet werden, daß ein „midpoint“-Indikator besser geeignet ist, als ein Indikator, der spezielle Effekte abbildet. Die Schutzgüter sind primär „natürliche Umwelt“ und „vom Menschen geschaffene Umwelt“. Sekundär betroffen durch die Freisetzung gentechnisch veränderter Nutzpflanzen ist das Schutzgut „menschliche Gesundheit“. Durch den Verzehr gentechnisch veränderter Nahrungsmittel ist das Schutzgut „menschliche Gesundheit“ direkt und an erster Stelle betroffen.

Welches Schutzgut besonders angesprochen ist, ergibt sich aus dem Kontext jeder spezifischen Ökobilanz und muß in der Zielsetzung definiert werden. In dieser Arbeit, die sich an die Studie KLÖPFER et al. (1999) anschließt, steht die Freisetzung der gentechnisch veränderten Nutzpflanzen im Vordergrund.

3.2 Analyse von EN ISO 14042 für das Problem der Quantifizierung/ Operationalisierung „potentieller Umweltwirkungen“ gentechnisch veränderter Nutzpflanzen nach der Norm

3.2.1 Begriffe nach 14042 (CEN, 1999) (deutsche Sprachfassung vom 17.11.1999)

Die folgende Verweise beziehen sich auf die entsprechenden Kapitel und Bilder innerhalb der EN ISO 14042.

Wirkungsindikator, Indikator (kurz für Wirkungskategorie-Indikator):

Quantifizierbare repräsentierende Darstellung einer Wirkungskategorie (3.1.3)

Anmerkung: damit scheinen qualitative Indikatoren wohl auszuschneiden.

Potentielle Umweltwirkungen:

Diese Wirkungsindikatoren repräsentieren die in ISO 14040 diskutierten „potentiellen Umweltwirkungen“ (Einleitung).

In Fußnote (3) wird erklärt, daß es sich bei den potentiellen Umweltwirkungen um einen *relativen Ausdruck* handelt, da er sich auf die funktionelle Einheit des Produktsystems bezieht.

Wirkungskategorie:

Klasse, die wichtige Umweltthemen repräsentiert und der Sachbilanzergebnisse zugeordnet werden können (3.1.2)

Anmerkung: Demnach unterscheidet sich die Wirkungskategorie vom Umweltthema nur dadurch, daß sie mehrere Umweltthemen umfassen kann.

Wirkungsendpunkt:

Attribut oder Aspekt der natürlichen Umwelt, der menschlichen Gesundheit oder der Ressourcen, der ein wichtiges Umweltthema identifiziert (3.1.4).

Charakterisierungsfaktor:

Faktor, der aus einem Charakterisierungsmodell abgeleitet wurde, das für die Umwandlung der zugeordneten Sachbilanzergebnisse in die gemeinsame Einheit des Wirkungsindikators angewendet wird (3.1.5).

Wirkungsindikatorergebnis, Indikatorergebnis (4.2):

Rechenergebnis für den jeweiligen Wirkungsindikator auf der Basis der der Wirkungskategorie zugeordneten Sachbilanzergebnisse und des Rechenverfahrens (siehe Charakterisierungsfaktor).

Wirkungsabschätzungsprofil (4.2):

Sammlung der Indikatorergebnisse.

Klassifizierung:

Zuordnung der Sachbilanzergebnisse (Bild 1)

Charakterisierung:

Berechnung der Wirkungsindikatorergebnisse (Bild 1)

Normierung (optional):

Berechnung des Verhältnisses der Wirkungsindikatorergebnisse zu einem oder mehreren Referenzwerten (Bild 1).

Verbindliche Bestandteile der Wirkungsabschätzung (4.3):

- Auswahl von Wirkungskategorien und Charakterisierungsmodellen
- Klassifizierung (s. o.)
- Charakterisierung (s. o.)

Optionale Bestandteile der Wirkungsabschätzung (4.3):

- Normierung (s. o.)
- Ordnung
- Gewichtung (darf bei vergleichenden Aussagen, die zur Veröffentlichung bestimmt sind, nicht angewendet werden (§ 9))
- Analyse der Datenqualität.

Anmerkung: In § 9 heißt es: Für Studien, die auf die Unterstützung vergleichender Aussagen abzielen, muss eine Analyse der Ergebnisse der Wirkungsabschätzung auf Sensitivität und Ungenauigkeit durchgeführt werden. Daraus könnte abgeleitet werden, daß die „Analyse der Datenqualität“ in diesem Fall nicht optional, sondern verbindlich ist.

3.2.2 Erläuterung der wichtigsten Begriffe am Beispiel „Klimaänderung“

Das Beispiel Klimaveränderung ist in der folgenden Tabelle ausgeführt.

Tab. 3.2: Beispiel Klimaveränderung (Tabelle 1 der EN ISO 14042).

Begriff	Beispiel
Wirkungskategorie	Klimaänderung
Sachbilanzergebnisse	Treibhausgase ^{a)}
Charakterisierungsmodell	IPCC-Modell
Wirkungsindikator	Verstärkung der Infrarotstrahlung (W/m ²)
Charakterisierungsfaktor	Erderwärmungspotential für jedes Treibhausgas (kg CO ₂ Äquivalente/kg Gas)
Indikatorergebnis	kg der CO ₂ Äquivalent ^{b)}
Wirkungsendpunkt	Korallenriffe, Wald, Ernten ^{c)}
Umweltrelevanz	Maß der Beziehung zwischen dem Wirkungsindikator und dem Wirkungsendpunkt

a) *genauer: Mengen der in der Klassifizierung der Wirkungskategorie Klimaänderung zugeordneten Emissionen pro funktioneller Einheit*

b) *genauer: Summe CO₂ Äquivalente [kg] pro funktioneller Einheit*

c) *ungenau ausgedrückt; hier handelt es sich um verschiedene denkbare Effekte, die auf den nach IPCC modellierten Primäreffekt folgen können, wie auch Klimainstabilitäten, Erhöhung des Meeresspiegels, Änderung von Meeresströmungen usw.*

3.2.3 Auswahl der Wirkungskategorien, Indikatoren und Charakterisierungsmodelle

Dieser verbindliche Bestandteil der Wirkungsabschätzung (5.3) ist neu, d. h. nicht vom SETAC Code of Practice (1993) übernommen.

Die Norm führt hier zunächst aus (5.3.1), daß in den meisten Fällen bereits bestehende Kategorien etc. verwendet werden, daß aber dennoch in jedem Einzelfall die damit in Beziehung stehende Information angegeben werden muß. Unklar ist, ob ein Zitat ausreicht oder ob in jedem Fall eine neuerliche Begründung gegeben werden muß. Dann wird darauf eingegangen, daß die bereits existierenden Kategorien etc. nicht in allen Fällen ausreichen werden:

In einigen Fällen sind jedoch die vorhandenen Wirkungskategorien, Wirkungsindikatoren oder Charakterisierungsmodelle nicht ausreichend, um das festgelegte Ziel und den Untersuchungsrahmen der Ökobilanz-Studie zu erfüllen, und neue müssen festgelegt werden. Wenn neue Wirkungskategorien, Wirkungsindikatoren oder Charakterisierungsmodelle festgelegt werden, gelten auch die Anforderungen und Empfehlungen dieses Unterabschnitts (5.3).

Die Anforderungen für die Auswahl der Wirkungskategorien, Wirkungsindikatoren oder Charakterisierungsmodelle sind in Abschnitt 5.3.2 beschrieben und für die Auswirkungen gentechnisch veränderter Nutzpflanzen von größter Bedeutung.

- a) die Auswahl der Wirkungskategorien, Wirkungsindikatoren und Charakterisierungsmodelle muß in Übereinstimmung mit dem Ziel und dem Untersuchungsrahmen der Ökobilanz-Studie stattfinden;
- b) die Quellen für die Auswahl der Wirkungskategorien, Wirkungsindikatoren und Charakterisierungsmodelle müssen angegeben werden;

Dies gilt für den allgemeinen Fall, daß bereits existierende Methoden übernommen werden;

- c) die Auswahl der Wirkungskategorien, Wirkungsindikatoren und Charakterisierungsmodelle muß begründet werden;
- d) für die Wirkungskategorien und Wirkungsindikatoren müssen korrekte und beschreibende Namen vorgesehen werden;
- e) die Auswahl der Wirkungskategorien muß unter Berücksichtigung des Ziels und des Untersuchungsrahmens einen umfassenden Satz von mit dem zu untersuchenden Produktsystem verbundenen Umweltthemen widerspiegeln;
- f) der Umweltwirkungsmechanismus und das Charakterisierungsmodell, das die Sachbilanzergebnisse zum Wirkungsindikator in Beziehung setzt und die Grundlage für die Charakterisierungsfaktoren liefert, müssen beschrieben werden;

Anm.: Das ist der Kernpunkt für neu entwickelte Methoden.

- g) es muß beschrieben werden, warum die Anwendung des Modells für die Ableitung des Indikators im Zusammenhang mit Ziel und Untersuchungsrahmen der Studie als geeignet angesehen wird.

In Abschnitt 5.3.3 werden zusätzliche **Empfehlungen** zum selben Gegenstand wie in 5.3.2 ausgesprochen:

- a) *die Wirkungskategorien, Indikatoren und Modelle sollte international akzeptiert sein, d. h. auf einer internationalen Vereinbarung beruhen oder von einer zuständigen internationalen Körperschaft anerkannt worden sein;*
- b) *die Wirkungskategorien sollten durch die Indikatoren die aggregierten Emissionen oder Ressourcenverbrauchswerte des Produktsystems auf den oder die Wirkungsendpunkt(e) darstellen;*
- c) *die Auswahl der Wirkungskategorien, Wirkungsindikatoren und Charakterisierungsmodelle sollte möglichst wenig auf Werthaltungen und Annahmen beruhen;*
- d) *die Wirkungskategorien, Wirkungsindikatoren und Charakterisierungsmodelle sollten Doppelzählungen vermeiden, es sei denn, dass sie in der Festlegung des Ziels und des Untersuchungsrahmens gefordert sind, z. B. wenn die Studie sowohl die menschliche Gesundheit als auch das Krebserzeugungspotential umfasst;*
- e) *das Charakterisierungspotential für jeden Wirkungsindikator sollte wissenschaftlich und technisch gültig sein, indem es einen eindeutig identifizierbaren Umweltwirkungsmechanismus und/oder nachvollziehbare empirische Beobachtungen verwendet;*
- f) *die Wirkungsindikatoren sollten umweltrelevant sein;*
- g) *bis zu welchem Grad Charakterisierungsmodell und Charakterisierungsfaktor wissenschaftlich und technisch gültig sind, sollte identifiziert werden.*

Diese Empfehlungen (bes. c) und e)) erschweren die Anwendung des Vorsorgeprinzips, es sei denn, eine internationale Körperschaft hat schon – wie beim GWP – Vorarbeit geleistet. Es wird in e) immerhin anerkannt, daß nicht alle Effekte bzw. Wirkungsendpunkte quantitativ beschrieben werden können.

Abschnitt 5.3.4 spricht die räumliche und zeitliche Differenzierung des Modells an, die erwogen werden soll. Hier kann im vorliegenden Fall zumindest die räumliche Komponente eher eingegrenzt werden als bei anderen Wirkungen üblich.

Abschnitt 5.3.5 gibt allgemeine Kriterien zur Umweltrelevanz der Indikatoren und Modelle; es dürfte schwierig sein, daraus konkrete Anleitungen bei der Aufstellung eines Modells abzuleiten.

Zur Klassifizierung wird in der Norm ausgeführt, daß sowohl die Zuordnung zu einer einzigen Wirkungskategorie, wie auch die Zuordnung zu mehreren statthaft ist. Im zweiten Fall sollte zwischen parallelen Wirkungen (Allokation nötig) und seriellen (keine Allokation nötig) unterschieden werden.

Die Zuordnung kann aber in der Zieldefinition abweichend definiert werden.

Die Berechnung der Wirkungsindikatorergebnisse (Charakterisierung) wird in Abschnitt 5.5 behandelt. Die Kernaussagen dieses Abschnitts sind:

Das Resultat der Berechnung ist ein numerisches Indikatorergebnis.

Dieses wird in zwei Schritten erreicht:

- a) Auswahl und Anwendung von Charakterisierungsfaktoren, um die zugeordneten Sachbilanz-ergebnisse in gemeinsame Einheiten umzuwandeln;
- b) Zusammenfassung der umgewandelten Sachbilanzergebnisse zum Indikatorergebnis.

Das Vorgehen wird am Beispiel des GWP erläutert.

Die Kapitel Optionale Bestandteile (§ 6) und Analyse der Datenqualität (§ 7) sind für die vorliegende Fragestellung nicht relevant.

In § 8 (Einschränkungen der Wirkungsabschätzung) werden die bekannten, in der Natur der Ökobilanz bzw. im gegenwärtigen Entwicklungsstand begründeten Warnungen aufgezählt. Diese beziehen sich in drei Punkten auch auf die Sachbilanz (Datenlücken, Datenqualität und Daten für spezifische Wirkungskategorien). Der letzte Punkt ist besonders bei der Einführung einer neuen Wirkungskategorie wichtig, weil damit **neue Anforderungen an die Sachbilanz gestellt werden**. Diese müssen spezifiziert werden.

Die restlichen Kapitel (§ 9 und 10) behandeln die Berichterstattung, Veröffentlichung, kritische Prüfung etc. Diese Angaben sind bei der Durchführung von Wirkungsabschätzungen im Rahmen spezieller Ökobilanzen von Bedeutung.

Im (normativen) Anhang A werden die Beziehungen der Komponente Wirkungsabschätzung zu den drei anderen Komponenten zusammengefaßt. Auch dieser Anhang ist mehr bei der Durchführung spezieller Ökobilanzen zu beachten, als für die Neuentwicklung einer Wirkungskategorie bzw. bei der Einfügung neuer Wirkungsendpunkte an die vorhandenen Kategorien.

4 QUANTIFIZIERUNG SCHWIERIGER WIRKUNGSKATEGORIEN

4.1 Liste der Wirkungskategorien

Als Startpunkt für die Diskussion, ob aus den vorhandenen Indikatoren und Quantifizierungen („Charakterisierung“) der etablierten Wirkungskategorien etwas für das hier diskutierte Problem gelernt werden könnte, ist in Tab. 4.1 eine Liste der heute gebräuchlichen Kategorien wiedergegeben.

Tab. 4.1: Liste der Wirkungskategorien.

Bezeichnung nach SETAC-Europe WIA-1 (1) und WIA-2 (2)	Deutsche Bezeichnungen nach EN 14042 (3), DIN/NAGUS (4) bzw. Übersetzung nach WIA-2 (5)
A Input related categories (1,2)	A Input-bezogene Kategorien (5)
Extraction of abiotic resources (2)	Entnahme abiotischer Ressourcen (5)
Extraction of biotic resources (2)	Entnahme biotischer Ressourcen (5)
Land use (2) Subcategories (2): Increase of land competition Degradation of Life Support Systems Bio-diversity degradation	Naturraumbeanspruchung (4) (Konzept der Hemerobiestufen: 7 Stufen, welche die Naturnähe bzw. Naturferne charakterisieren) #
B Output related categories (1,2)	B Output-bezogene Kategorien (5)
Climate change (2)	Klimaänderung (3)
Stratospheric ozone depletion (2)	Stratosphärischer Ozonabbau (4)
Human toxicity (2)	Humantoxizität (5)
Eco-toxicity (2)	Ökotoxizität (5)
Photo-oxidant formation (1,2)	Bildung von Photooxidantien (5) / Sommersmog (4)
Acidification (1,2)	Versauerung (3,4)
Nuttrification (2)	Eutrophierung (4)
Odour (1)*	Geruchsbelastung **
Noise (1)*	Lärmbelastung (4)
Radiation (1) *	Harte Strahlung (5) ***)
Casualties (1) *	Unfälle (5)

WIA-1, WIA-2: Working group Impact Assessment 1 (UDO DE HAES, 1996) bzw 2 (seit 1998, Grundsatzpapier UDO DE HAES et al., 1999 a, 1999 b)

* Kategorie nicht in WIA-2 bearbeitet

** Wortbildung in Analogie zu „Lärmbelastung“

*** einschränkende Interpretation von „radiation“

die 7 Hemerobiestufen (KLÖPFER & RENNERT, 1995) können entweder als Unterkategorien interpretiert werden oder als ordinale Skala für den Indikator „Naturferne“

Da die internationale Norm keine Kategorienliste vorgibt, sondern nur beispielhaft einige Wirkungskategorien zitiert, sind die in der Tabelle aufgeführten Kategorien neueren Publikationen der SETAC-Europe entnommen (UDO DE HAES, 1996; UDO DE HAES et al., 1999a, 1999b).

Folgende Kategorien fügen sich gut in das von ISO EN 14042 geforderte Indikatormodell ein:

- Klimaänderung
- Stratosphärischer Ozonabbau
- Bildung von Photooxidantien (Sommersmog)
- Versauerung
- Eutrophierung
- Geruchsbelästigung.

Bereits in die Methodenerweiterung der Effekte gentechnisch veränderter Pflanzen einbezogen (siehe Kap. 2.3) sind die folgenden Wirkungskategorien:

- Naturraumbeanspruchung
- Humantoxizität
- Ökotoxizität.

Für diese Kategorien bestehen zwar Vorschläge für Indikatoren und Charakterisierungsmodelle, es gibt aber noch keinen internationalen Konsens über eine standardisierte Ausführung. Indikatoren „nahe an den Elementarflüssen“, d. h. ohne genaue Aufschlüsselung der sog. Endpunkte, können mit einem Indikator auskommen. Umgekehrt erfordert ein Eingehen auf die Endpunkte notwendigerweise die Bildung von Unterkategorien, um die einzelnen Effekte (Endpunkte) oder Gruppen von solchen zu charakterisieren. Der Stand der Entwicklung wird in Kap. 4.2 dargestellt.

Die folgenden Wirkungskategorien verlangen entweder noch nach einer Konvention (d. h. einer internationalen Übereinkunft über ihre einheitliche und normgerechte Behandlung) oder bieten grundsätzliche Schwierigkeiten im Rahmen der von ISO EN 14042 vorgeschriebenen Methodik der Indikatoren:

- Entnahme abiotischer Ressourcen
- Entnahme biotischer Ressourcen
- Lärmbelastung
- Harte Strahlung
- Unfälle.

Diese Kategorien sollen auf Lösungsansätze hin geprüft werden, die möglicherweise Anhaltspunkte für das Problem der gentechnisch veränderten Pflanzen geben könnten (Kap. 4.3), auch wenn sie nicht direkt Effekte durch gentechnisch veränderte Organismen abbilden.

4.2 Stand der Diskussion bei der Quantifizierung der betroffenen Wirkungskategorien

4.2.1 Humantoxizität

4.2.1.1 Einleitung

Die Wirkungskategorie Humantoxizität betrachtet die Gefährdung des Menschen durch die Emissionen von Schadstoffen. Nach Tab. 4.1 wird diese Kategorie von DIN/NAGUS (1996) als „Toxische Gefährdung des Menschen“, von SETAC-Europe (UDO DE HAES, 1996) als „Human toxicological impacts“ bezeichnet. In der zweiten Arbeitsgruppe von SETAC-Europe zur Wirkungsabschätzung in der Ökobilanz (WIA-2) wird die Bezeichnung „Human toxicity“ vorgeschlagen und die Einbeziehung weiterer Kategorien, die für die menschliche Gesundheit relevant sind, wie z. B. Strahlung, angeregt (UDO DE HAES et al., 1999 a, b).

Die Arbeitsgruppe „Impact Assessment of Human and Eco-toxicity in Life Cycle Assessment“ der SETAC-Europe (JOLLIET, 1996) hat, ohne sich auf eine der vorgeschlagenen Methoden festzulegen, folgende allgemeine Formel für das Indikatorergebnis vorgeschlagen:

$$S_i^{nm} = E_i^m F_i^{nm} M_i^n$$

E.....Effektfaktor

F.....Fate (Verteilung und Abbau)

M.....Masse (Fracht pro funktioneller Einheit)

Links steht der Effekt „score“ einer Substanz i für das Kompartiment m , wobei die ursprüngliche Emission in das Kompartiment n erfolgte ($n=m$ ist der Fall, der bei der einfachen Gewichtung ausschließlich betrachtet wird). Es wird versucht, Exposition und Wirkung in einer Gleichung zu vereinen, ein Grundprinzip der Hazardabschätzung (hazard = Schadwirkungspotential, verzichtet zum Unterschied von der Risikoabschätzung auf eine quantitative Angabe der Schadenshöhe und der Eintrittswahrscheinlichkeit) (KLÖPFFER, 1993). Das erste Glied auf der rechten Seite ist der Effektfaktor, der die betrachtete Schädigung im Kompartiment m gewichtet. Dieser Faktor kann den üblichen Gewichtungsfaktoren sehr ähnlich sein, z. B.:

$$E_i^m = 1/NEC_i^m$$

NEC = „no effect concentration“ oder

NOEC = „no observed effect concentration“ der Substanz i im Medium m
(z. B. Benzol in Luft oder Nitrat im Boden)

Das zweite Glied ist der Expositionsfaktor („fate and exposure factor“ (JOLLIET, 1996)) der Substanz i , die in das Kompartiment n emittiert und ins Kompartiment m transferiert wurde (z. B. durch Verdampfung, Deposition etc.). Dabei werden Abbauprozesse und Akkumulation berücksichtigt. Man sieht, daß dieser Faktor praktisch nur durch Modellrechnungen oder Abschätzungen bei Kenntnis der physikalisch-chemischen Eigenschaften des Moleküls möglich ist.

Das dritte Glied schließlich gibt den Eintrag in das Primärkompartiment n an (Luft, Wasser, Boden). Diese Angabe kann aus der Sachbilanz übernommen werden.

Die Gesamtgewichtung ergibt sich aus der Summierung über alle i , m und n :

$$S = \sum_i \sum_m \sum_n S_i^{nm}$$

Zur Bestimmung von Charakterisierungsfaktoren existieren Vorschläge von mehreren Arbeitsgruppen, die im folgenden erläutert werden.

4.2.1.2 Modelle zur Ermittlung der Charakterisierungsfaktoren

4.2.1.2.1 HAUSCHILD et al., 1998

Diese Methodik ist Teil des „Environmental Design of Industrial Products“ (EDIP). Das toxische Potential einer Substanz wird für die Kompartimente Luft, Wasser, Boden und Grundwasser ermittelt.

Die von HAUSCHILD et al. (1998) verwendeten „Equivalency Factors“ (EF(htc)) entsprechen Charakterisierungsfaktoren. Das „htc“ steht für „Humantoxisches Potential im compartment c“.

Der Equivalency Faktor EF(htc) wird aus dem Quotienten Fate (Schicksal) und Effect (Effekt) gebildet. Der Fate-Term umfaßt die Faktoren Aufnahme des Kompartiments c durch den Menschen (I_c), Transfer einer Substanz i vom Kompartiment c in ein Medium das vom Menschen aufgenommen wird (Pflanzen, Fleisch, Fisch) ($T_{c,i}$) und die biologische Abbaubarkeit der betrachteten Substanz (BIO_i). Der Effekt-Term berücksichtigt mit der Variablen HRD _{i} die Toxizität der Substanz (genauer auf das jeweils betrachtete Kompartiment):

$$EF(htc)_i = \frac{I_c \times T_{c,i} \times BIO_i}{HRD_i}$$

EF(htc)_i.....Equivalency Faktor für Kompartiment c

I_{c, i}.....direkte Aufnahme von Kompartiment c oder indirekt über Medien z. B. Pflanzen etc. [kg c/kg Körpergew./d oder kg Medium/kg Körpergew./d]

T_{c,i} Transfer von Kompartiment c zum aufzunehmenden Medium [m³ c/kg Medium z. B. [m³ Boden/kg Pflanze]

BIO.....biologischer Abbaubarkeits-Faktor [-]

HRD_i..... Human Reference Dose [mg/kg Körpergew. /d] ~ ADI

ADIAcceptable Daily Intake (WHO/FAO)

RfD..... Reference Dose for chronic oral exposure (US-EPA)

T_{c, i} gibt das Verhältnis der Konzentration der Substanz i in dem aufzunehmenden Medium zu der Konzentration im Kompartiment c an.

Die biologische Abbaubarkeit wird in drei Stufen untergliedert. Der Faktor BIO gibt den nicht abbaubaren Anteil einer Substanz an. Er reicht von 0,2 (leicht abbaubar) über 0,5 (potentiell abbaubar) bis 1 (nicht abbaubar).

Human Reference Dose (HRD) ist ein Gegenstück zum ADI oder RfD. Der HRD ist die Dosis [mg/kg Körpergew./d] von der man annimmt, daß sie bei lebenslanger Aufnahme keine Effekte verursacht. Für Substanzen die inhalativ aufgenommen werden, wird die Human Reference Concentration (HRC) verwendet. HRC bzw. HRD werden durch die Division des niedrigsten relevanten und verlässlichen Toxizitätswertes durch den Bewertungsfaktor berechnet. Beispiele für diesen Bewertungsfaktor sind in der folgenden Tabelle zusammengestellt. Er ist abhängig von der zur Verfügung stehenden toxikologischen Wirkungsdatengrundlage.

Tab. 4.2: Kriterien zur Bestimmung der Bewertungsfaktoren

Grundlage der Extrapolation	Bewertungsfaktor
LC ₅₀ oder LD ₅₀ von Tierversuchen	10 ⁵
LC _{L0} oder LD _{L0} von Tierversuchen	5x10 ⁴
LOAEL von Kurzzeit- Tierversuchen	10 ⁴
LC _{L0} oder LD _{L0} von akuten Menschenexperimenten	5x10 ³
NOAEL von Kurzzeit-Tierexperimenten (< 1a) oder von chronischen Experimenten (> 1a)	10 ³
Validierte Langzeit-Tierversuche (> 1a) oder LOAEL aus Exp. mit Menschen oder von der niedrigsten Konzentration mit reizender Wirkung beim Einatmen für den Menschen	10 ²
NOAEL von validierten Langzeitstudien mit Menschen	10

Dabei bedeutet:

LOAEL..... Lowest observed adverse effect level – die niedrigste Dosis, bei der ein Effekt im Testorganismus beobachtet wird.

NOAEL No observed adverse effect level – die höchste Dosis, bei der kein Effekt im Testorganismus beobachtet wird.

4.2.1.2.2 CML-Methode

Ein erster Versuch zur Ableitung von Expositionsfaktoren wurde am Centrum voor Milieukunde (CML) der Universität Leiden entwickelt und von GUINÉE & HEIJUNGS (1993) vorgestellt. Das Humantoxizitätspotential (HTP) berücksichtigt die Aufnahme von Schadstoffen durch die Luft (respiratorisch) und durch die Nahrung (oral); die dermale Aufnahme wurde zunächst offengelassen. Die Exposition über die Umweltmedien wird durch ein „Mackay III“-Modell be-

schrieben, das ein Fließgleichgewicht zwischen den Medien Luft, Wasser, Boden und Sediment in einer sog. „unit world“ (KLÖPFFER, 1996; MACKAY, 1991) beschreibt. In diesem Modell sind die Abbauprozesse berücksichtigt, die allerdings nur für wenige Substanzen wirklich gut quantifiziert sind; das gilt besonders für den Bioabbau, relativ gut quantifizierbar ist der abiotische Abbau in der Luft (ATKINSON, 1989; KLÖPFFER & DANIEL, 1991).

Weiterentwicklungen der oben skizzierten von CML entwickelten Ideen stellen die Berichte von GUINÉE et al. (1996 a, b) und HUIJBREGTS (1999) dar. Als Verteilungsmodell wird USES 1.0 (bzw. 2.0 bei HUIJBREGTS (1999)) (Uniform System for the Evaluation of Substances) benutzt, das zur Unterstützung der Chemikalienbewertung entwickelt wurde. Hierbei werden ihre regionalen Auswirkungen ausgehend von den anfänglichen Emissionsorten Luft, Oberflächenwasser und Boden (landwirtschaftlich, industriell, allgemein) auf den Menschen sowie aquatische und terrestrische Ökosysteme untersucht. In die Umwelt emittierte Substanzen unterliegen verschiedenen Umwandlungs- und Transportprozessen. Bei GUINÉE et al. (1996a) und HUIJBREGTS (1999) werden diese als Fate (Schicksal) und Exposure (Exposition) miteinbezogen. Berücksichtigt werden Persistenz, Bioabbaubarkeit und Transport zwischen den Wirkungsorten (Fate). Daneben werden für die Humantoxizität die Expositionsrouten über Trinkwasser, Fisch, Fleisch, Milchprodukte und Gemüse erfaßt.

In dieser auch als „risk assessment“ bezeichneten Methodik werden Konzentrationen der betrachteten Chemikalien in den (Modellumwelt-) Kompartimenten berechnet (PEC = **P**redicted **E**nvironmental **C**oncentration) und berechneten oder gemessenen Wirkschwellen (PNEC = **P**redicted **N**o **E**ffect **C**oncentration) gegenübergestellt. In den PNEC-Werten sind Sicherheitsfaktoren zwischen 1 und 1000 enthalten, die die Unsicherheiten in der experimentellen Basis kompensieren sollen. Dieser Sicherheitsfaktor ist groß, wenn als Toxizitätswert nur eine akute Toxizität an einer Spezies (z. B. LC₅₀ an *Daphnia magna*) vorliegt und klein, wenn gründliche Studien zur chronischen Toxizität von mehreren Spezies vorliegen; in den Sicherheitsfaktoren steckt sozusagen ein Stück Vorsorgeprinzip. Für die Charakterisierung der hier betrachteten Humantoxizität wird der ADI-Wert (**A**ceptable **D**aily **I**ntake) durch die vorhergesagte Aufnahme (**p**redicted **d**aily **i**ntake – PDI) dividiert. Dieser Faktor wird bei GUINÉE et al. (1996a) MOS (**M**argin **o**f **S**afety) und bei HUIJBREGTS (1999) RCR (**R**isk **C**haracterition **R**atio) genannt und ersetzt in der Humantoxizität den bekannteren PEC/PNEC-Quotienten der Ökotoxikologie.

In HUIJBREGTS (1999) werden Äquivalenzfaktoren bzw. Toxizitätspotentiale für die Humantoxizität für 182 Chemikalien aufgelistet und die Vorgehensweise für die Ableitung neuer, d. h. noch nicht berechneter Stoffe wird angegeben. Dazu wurde das Multimedia-Modell USES-LCA, ein auf USES 2.0 beruhendes Modell, welches LCA – spezifische Änderungen enthält, verwendet. Die bereits berechneten Äquivalenzfaktoren können auch ohne Vorkenntnis des Modells benutzt werden.

Die Äquivalenzfaktoren für das **H**umantoxizitätspotential HTP beziehen sich auf die Referenzsubstanz 1,4-Dichlorbenzol (pDCB) im Kompartiment Luft. Sie wurde vorläufig wegen ihrer mittleren Persistenz und mittleren Toxizität ausgewählt.

Der **H**umantoxizitätsfaktor HTP ist das Verhältnis des gewichteten „human risk characterisation ratio“ (RCR) der Referenzsubstanz zum betrachteten Stoff. Der RCR-Wert dient der quantitativen Risiko-Charakterisierung eines Stoffes in Bezug auf den Menschen und wird zum Beispiel aus der entsprechenden ADI- oder TDI-Angabe (**A**ceptable **D**aily **I**ntake, **T**olerable **D**aily **I**ntake) dividiert durch den PDI-Wert (**P**redicted **D**aily **I**ntake) ermittelt.

Allgemeine Berechnung des Human Toxicity Potential $HTP_{x,i}$:

$$HTP_{x,i} = \frac{\text{Gewichtetes } RCR_{\text{human}, x, i}}{\text{Gewichtetes } RCR_{\text{human}, 1, 4\text{DCB}, \text{air}}}$$

$HTP_{x,i}$	Human Toxicity Potential für Stoff x entlassen in Kompartiment i [1,4-Dichlorbenzol-Luft-Äquivalente]
Gew. $RCR_{\text{human}, x, i}$	gewichtetes „human risk characterisation ratio“(RCR) für Substanz x entlassen in Kompartiment i
Gew. $RCR_{\text{human}, 1, 4\text{DCB}, \text{air}}$	gewichtetes „human risk characterisation ratio“(RCR) der Referenzsubstanz 1,4-Dichlorbenzol als Luftemission

Das „Human Risk Characterisation Ratio“ RCR wird folgendermaßen berechnet:

$$RCR_{\text{human}, x, s, e} = \sum_{r=1}^{r=n} \frac{PDI_{r, x, s, e}}{HLV_{r, x}}$$

$RCR_{\text{human}, x, s, e}$	„Risk Characterisation Ratio“ für den Menschen der Substanz x im geographischen Raum s nach Emission in Kompartiment e
$PDI_{r, x, s, e}$	„Predicted Daily Intake“ vorhergesagte tägliche Aufnahme für den Menschen über den Expositionspfad r der Substanz x im geographischen Raum s nach Emission in Kompartiment e
$HLV_{r, x}$	„Human Limit Value“ Grenzwert für den Expositionspfad r einer Substanz x

4.2.1.2.3 JOLLIET & CRETZAZ, 1997

Eine weitere mögliche Methode zur quantitativen Wirkungsabschätzung von Human- und Ökotoxizität ist die Critical Surface Time-Methodik (CST 95) nach JOLLIET & CRETZAZ (1997). Bei der Berechnung der Wichtungsfaktoren gehen Verteilung und Abbauverhalten in der Umwelt sowie Toxizitätsdaten ein. Dabei wird das Humantoxizitätspotential (HTP) in Blei-Äquivalenten angegeben, das aquatische (AEP) und das terrestrische (TEP) Ökotoxizitätspotential in Zink-Äquivalenten. Für diese Methode wurden in der Studie von KLÖPFER et al. (1999) neue Wichtungsfaktoren für zahlreiche Pestizidwirkstoffe vorgestellt (JOLLIET et al., 1998).

Die Critical-Surface-Time-95-Methode ermöglicht eine semi-empirische Charakterisierung von toxischen Substanzen. Hierzu sind zum einen Angaben zu dem Fate (Schicksal) eines emittierten Stoffes zwischen den Wirkungsorten (Luft, Wasser oder Boden) als auch zu dem Effect (Effekt), das heißt zu ihren ökotoxikologischen Auswirkungen in der Umwelt, notwendig.

Es werden die Unterkategorien Luft, Wasser und Boden betrachtet, welche zu einer Wirkungskategorie Humantoxizität zusammengefaßt werden.

Ausgehend von der Annahme, daß humantoxische Effekte linear verlaufen, kann das Produkt aus Effekt-Faktor E_i und Fate-Exposure-Faktor F_i für einen Stoff i allgemein wie folgt definiert werden:

$$E_i \times F_i = \frac{\text{resorbierte Menge des Stoffes } i}{\text{jährliche global tolerierbare Menge des Stoffes } i}$$

E_i	Effekt-Faktor [(m ² *a)/kg]
F_i	Fate-Exposure-Faktor [kg/kg]
$E_i \cdot F_i$	[(m ² *a)/kg]

Der Effekt-Faktor E_i ist gleich dem Kehrwert der tolerierbaren Masse des emittierten Stoffes i (global und für ein Jahr betrachtet), bei dem keine für den Menschen gesundheitlichen Nachteile zu erwarten sind. Bezugspunkt sind die jeweiligen NEC – (**N**o **E**ffect **C**oncentration) oder der ADI (**A**ceptable **D**aily **I**ntake)-Werte. Einheit ist $[(m^2 \cdot a)/kg]$. Der Fate-Exposure-Faktor F_i drückt den Anteil an der Gesamtmasse des emittierten Stoffes i aus, welcher vom menschlichen Körper resorbiert wurde. Einheit ist $[kg/kg]$. Das Produkt aus dem Effekt- und Fate-Exposure-Faktor hat somit die Einheit $[(m^2 \cdot a)/kg]$.

Das **Human Toxicity Potential** HTP_{CST} eines Stoffes ist allgemein das mathematische Verhältnis (Division) der Produkte aus Effekt- und Fate-Exposure-Faktor eines Stoffes i zu einer Referenzsubstanz ref (Blei als Luftemission).

$$HTP_{CST,i} = \frac{(E_i \times F_i)}{(E_{ref} \times F_{ref})} = \frac{E_i}{E_{ref}} \times \frac{F_i}{F_{ref}}$$

HTPCST.....Human Toxicity Potential [kg Blei-Luft-Luft-Äquivalente/(kg Stoff)]

E_iEffekt-Faktor eines Stoffes i

F_iFate-Exposure-Faktor eines Stoffes i

E_{ref} Effekt-Faktor der Referenzsubstanz (Blei als Luftemission)

F_{ref}Fate-Exposure-Faktor der Referenzsubstanz (Blei als Luftemission)

Die Berechnung des Produktes aus Effekt- und Fate-Exposure-Faktor ist für die einzelnen Unterkategorien Luft, Wasser und Boden (über den Transfer in Nahrungsflanzen) unterschiedlich.

4.2.2 Ökotoxizität

4.2.2.1 Modelle zur Ermittlung der Charakterisierungsfaktoren

Im Gegensatz zur Humantoxizität, welche die persönliche Gesundheit des Menschen (auch des noch nicht geborenen) betrachtet, ist das Schutzzgut der Ökotoxizität die „Gesundheit“ und Funktionsfähigkeit der Systemgemeinschaften (Ökosysteme) als Ganzes, sowie die Vielfalt der Arten, nicht jedoch – mit wenigen Ausnahmen – einzelne Individuen.

4.2.2.1.1 HAUSCHILD et al., 1998

Die Methodik „**Environmental Design of Industrial Products**“ (EDIP) umfaßt etwa 70 Substanzen. Es werden die Wirkungskategorien aquatische und terrestrische Ökotoxizität betrachtet. Sie werden für die Emissionsorte Luft, Wasser und Boden getrennt berechnet, wobei noch nach den Wirkorten Wasser (akute und chronische Ökotoxizität) und Boden (chronisch) unterschieden wird.

Die Charakterisierungsfaktoren heißen bei HAUSCHILD et al. (1998) Equivalency Factor und werden allgemein mit EF(etc) abgekürzt. Das „etc“ steht dabei für „ecotoxicity potential in compartment c“, wobei der Begriff Kompartiment analog der Vorgehensweise bei der Wirkungskategorie Humantoxizität durch die Bezeichnung Wirkungsort ersetzt wurde (vgl. Abschnitt 4.2.1.2.1). Entsprechend der betrachteten Unterkategorie und dem Wirkungsort können verschiedene Equivalency Factors berechnet werden (Bezeichnung in Klammern ist dann jeweils unterschiedlich).

Bei der Bestimmung von EF (etc) werden Fate (Schicksal) und Effect (Effekt) berücksichtigt. Die Fate-Betrachtung umfaßt die Faktoren Verteilung (Variable f_c) und die biologische Abbaubarkeit der betrachteten Substanz (Variable BIO). Die Effekt-Betrachtung berücksichtigt mit der Variable ETF_c die ökologischen Auswirkungen der Substanz auf die Umwelt (genauer auf den jeweils betrachteten Wirkungsort):

$$EF(etc) = f_c * ETF_c * BIO$$

EF(etc) Equivalency Factor für Wirkungsort c [m^3/g]

f_c Distributionsfaktor (Anteil der Emission, welche im Wirkungsort c endet)

ETF_c Ecotoxicity Factor für Wirkungsort c [m^3/g]

BIO biologischer Abbaubarkeits-Faktor

Die Variable f_c (fraction) drückt den Anteil einer emittierten Substanz, welche im betrachteten Wirkungsort c endet. Bei der Berechnung der Höhe von f_c sind zu berücksichtigen:

- bei Luft-Emissionen..... atmosphärische Halbwertszeit
- bei Wasser-Emissionen..... atmosphärische Halbwertszeit, Henry-Konstante¹
- bei Boden-Emissionen atmosphärische Halbwertszeit, Henry-Konstante

Der Ecotoxicity Factor ETF_c repräsentiert die potentielle Gefährdung durch die Substanz für den Wirkungsort c. Für alle Kompartimente ist er mathematisch der Kehrwert der Predicted-No-Effect-Concentration (PNEC). Es handelt sich dabei um die Konzentration einer Substanz im untersuchten Wirkungsort, welche keine für die Umwelt nachteiligen Effekte erwarten läßt. Der PNEC wird experimentell auf der Basis von Labortests ermittelt.

4.2.2.1.2 CML-Methode

Wie schon in Kap. 4.2.1.2.2 erläutert, ist die Grundlage von GUINÉE et al. (1996a) das Modell USES (**U**niform **S**ystem for the **E**valuation of **S**ubstances). USES dient zur quantitativen Risikobewertung von Substanzen. Hierbei werden ihre regionalen Auswirkungen ausgehend von den anfänglichen Emissionsorten Luft, Oberflächenwasser und Boden (landwirtschaftlich, industriell, allgemein) auf den Menschen sowie aquatische und terrestrische Ökosysteme untersucht. Es stehen somit die Unterkategorien für Luft-, Wasser- und Bodenemissionen zur Verfügung, welche aufgrund ihrer Aggregierbarkeit zu einer Wirkungskategorie Ökotoxizität zusammengefaßt werden können.

In die Umwelt emittierte Substanzen unterliegen verschiedenen Umwandlungs- und Transportprozessen. Bei GUINÉE et al. (1996a) werden diese als Fate (Verteilung/Verbleib) und Exposure (Exposition) miteinbezogen. Berücksichtigt werden Persistenz, Bioabbaubarkeit und Transport zwischen den Wirkungsorten (Fate). Der Datenumfang beträgt 181 Substanzen (inklusive einiger Metalle und Pestizide).

Grundlage für die Berechnung der Charakterisierungsfaktoren für die beiden Wirkungskategorien aquatische und terrestrische Ökotoxizität ist das Verhältnis PEC zu PNEC der jeweils betrachteten Substanz zur Referenzsubstanz. PEC ist die „**P**redicted **E**nvironmental **C**oncentration“ (geschätzte Konzentration in der Umwelt), der PNEC die **P**redicted **N**o **E**ffect **C**oncentration (geschätzte Konzentration in der Umwelt ohne nachteilige Effekte für die Umwelt). Das Verhältnis PEC/PNEC dient der Risiko-Charakterisierung einer Substanz. Es ist ein Indikator für die Häufigkeit und das Ausmaß nachteiliger Effekte für die Umwelt.

¹ Die Henry-Konstante H gibt das Verhältnis zwischen der Konzentration einer Substanz in der Gasphase und der Konzentration in wäßriger Lösung im Gleichgewichtszustand an.

Faustregel: Ist für eine Substanz $H > 10^{-3} \text{ atm} \cdot \text{m}^3 / \text{mol}$, dann ist anzunehmen, daß sie sich aus Wasser verflüchtigt ([Hauschild et al., 1998]).

Allgemeine Berechnung des aquatischen Ökotoxizitätspotentials AETP:

$$AETP_i = \frac{\frac{PEC_i}{PNEC_i}}{\frac{PEC_{ref}}{PNEC_{ref}}}$$

- AETP Aquatic Ecotoxicity Potential (Aquatisches Ökotoxizitätspotential)
[kg 1,4-Dichlorbenzol-Wasser-Äquivalente/(kg Stoff)]
- PEC_i Predicted Environmental Concentration (Wasser) für Stoff i [kg/m³]
- PNEC_i Predicted No Effect Concentration (Wasser) für Stoff i [kg/m³]
- PEC_{ref} Predicted Environmental Concentration (Wasser) für Referenzsubstanz
(1,4-Dichlorbenzol Wasser) [kg/m³]
- PNEC_{ref} Predicted No Effect Concentration (Wasser) für Referenzsubstanz
(1,4-Dichlorbenzol Wasser) [kg/m³]
- PEC_{ref}/PNEC_{ref} = 2,078E-5 (1000 kg 1,4-Dichlorbenzol Wasseremissionen)/d

Allgemeine Berechnung des terrestrischen Ökotoxizitätspotentials TETP:

$$TETP_i = \frac{\frac{PEC_i}{PNEC_i}}{\frac{PEC_{ref}}{PNEC_{ref}}}$$

- TETP_i Terrestrial Ecotoxicity Potential (Terrestrisches Ökotoxizitätspotential)
[kg 1,4-Dichlorbenzol-Boden-Äquivalente/(kg Stoff)]
- PEC_i Predicted Environmental Concentration (Wasser) für Stoff i [kg/kg]
- PNEC_i Predicted No Effect Concentration (Wasser) für Stoff i [kg/kg]
- PEC_{ref} Predicted Environmental Concentration (Boden) für Referenzsubstanz
(1,4-Dichlorbenzol Boden) [kg/kg]
- PNEC_{ref} Predicted No Effect Concentration (Boden) für Referenzsubstanz
(1,4-Dichlorbenzol Industrie-Boden) [kg/kg]
- PEC_{ref}/PNEC_{ref} = 2,709E-8 (1000 kg 1,4-Dichlorbenzol Bodenemissionen)/d

4.2.2.1.3 Jolliet & Crettaz (1997)

In der Critical-Surface-Time-95-Methode (siehe Kap. 4.2.1.2.3) gibt es zur Beschreibung der ökotoxikologischen Auswirkungen in der Umwelt die Unterkategorien aquatische und terrestrische Ökotoxizität.

Die Bestimmung des Effekt- und Fate-Exposure-Faktors ist für die aquatische und terrestrische Ökotoxizität gleich. Es fließen die Verweildauer und die Verteilung einer Substanz im betrachteten Kompartiment sowie deren No Effect Concentration (NEC) ein.

$$E_i \times F_i = \frac{t_i}{V_i} \times \frac{1}{NEC_i}$$

- E_i Effekt-Faktor einer Substanz (aquatisch/terrestrisch) [m³/kg]
- F_i Fate-Exposure-Faktor einer Substanz (aquatisch/terrestrisch) [a/m]
- E_i*F_i [(m²*a)/kg]
- t Verweildauer einer Substanz im Wasser/Boden [a]
- V Verteilung einer Substanz im Wasser/Boden [m³/m²]
- NEC No Effect Concentration [mg/m³]

Das aquatische Ökotoxizitätspotential einer Substanz ist das mathematische Verhältnis (Division) des Effektes dieser Substanz zu dem Effekt der Referenzsubstanz.

$$AEP_i = \frac{(E_i \times F_i)}{(E_{ref} \times F_{ref})} = \frac{E_i}{E_{ref}} \times \frac{F_i}{F_{ref}}$$

AEP..... Aquatic Ecotoxicity Potential (Aquatisches Ökotoxizitätspotential)
[kg Zink-Boden-Äquivalente/(kg Stoff)]

E..... Effekt-Faktor eines Stoffes i

F..... Fate-Exposure-Faktor eines Stoffes i

E_{ref}..... Effekt-Faktor der Referenzsubstanz (Zink als Wasseremission)

F_{ref}..... Fate-Exposure- der Referenzsubstanz (Zink als Wasseremission)

Das terrestrische Ökotoxizitätspotential einer Substanz ist das mathematische Verhältnis (Division) des Effektes dieser Substanz zu dem Effekt der Referenzsubstanz.

$$TEP_i = \frac{(E_i \times F_i)}{(E_{ref} \times F_{ref})} = \frac{E_i}{E_{ref}} \times \frac{F_i}{F_{ref}}$$

TEP..... Terrestrial Ecotoxicity Potential (Terrestrisches Ökotoxizitätspotential)
[kg Zink-Boden-Äquivalente/(kg Stoff)]

E..... Effekt-Faktor eines Stoffes i

F..... Fate-Exposure-Faktor eines Stoffes i

E_{ref}..... Effekt-Faktor der Referenzsubstanz (Zink als Wasseremission)

F_{ref}..... Fate-Exposure-Faktor der Referenzsubstanz (Zink als Wasseremission)

4.2.3 Naturraumbeanspruchung

Die Wirkungskategorie Naturraumbeanspruchung soll Wirkungspotentiale in den Bereichen Naturschutz, Artenvielfalt, Bodenschutz und Erosion sowie die direkte Flächenbeanspruchung erfassen. Insbesondere sollen hier die möglichen Schädigungen Berücksichtigung finden, die über die toxischen Effekte von Emissionen hinausgehen. Diese sind Gegenstand der Wirkungskategorien Ökotoxikologie, Versauerung und Eutrophierung, die damit Teilaspekte der oben genannten Problemfelder abdecken.

In der Wirkungskategorie Naturraumbeanspruchung werden die in der Sachbilanz erfaßten Flächennutzungen hinsichtlich ihrer potentiellen Auswirkungen auf den Naturhaushalt eingeordnet. Eine Aggregation zu einer Kennzahl wie bei den anderen quantitativen Wirkungskategorien findet hier bislang nicht statt.

4.2.3.1 Vorgehen beim vorhergehenden „Gentechnikprojekt“

In der Vorläuferstudie (KLÖPFER et al., 1999) wurde eine Methode zur Klassifizierung von Flächennutzungen angewandt, die auf ökologischen Raumbewertungsverfahren basiert und den Einfluß von Flächennutzungen auf das Leistungsvermögen des Landschaftshaushalts (MARKS et al., 1992) berücksichtigt. Diese sind

- Erosionswiderstandsfunktion
- Filter-, Puffer- und Transformatorfunktion
- Grundwasserschutzfunktion
- Grundwasserneubildungsfunktion
- Abflußregulationsfunktion

- Immissionsschutzfunktion (Lärmschutz- und Luftregenerationsfunktion)
- Klimameliorations- und bioklimatische Funktion
- Ökotoptbildungs- und Naturschutzfunktion
- Erholungsfunktion
- Wasserdargebotspotential
- Biotisches Ertragspotential (land- und forstwirtschaftliches Ertragspotential)
- Landeskundliches Potential.

Die unterschiedlichen Nutzungen von Naturräumen durch den Menschen bedingen mehr oder minder starke Störungen dieser natürlichen Funktionen und Potentiale. Das Ausmaß bzw. der Grad der anthropogenen Beeinflussung läßt sich anhand der Hemerobiestufen (Tab. 4.3) bzw. der Natürlichkeitsgrade charakterisieren. Die Verwendung der Hemerobiestufen in der Wirkungsabschätzung wurde von KLÖPFFER & RENNER (1995) vorgeschlagen.

Entsprechend ihrer Nutzungscharakteristik lassen sich die in der Sachbilanz ermittelten Flächennutzungen (Produkt aus Fläche und Nutzungsdauer) den einzelnen Hemerobiestufen zuordnen und innerhalb dieser aufsummieren.

Wie auch in anderen Wirkungskategorien liegt die Problematik darin, eine standort- bzw. expositionsbezogene Methodik auf eine verallgemeinernde Abschätzung von Wirkungspotentialen zu übertragen. Es ist in der Regel nicht möglich, spezifische Daten zu den einzelnen Standorten der Flächennutzung über den gesamten Lebensweg eines Produktes zu erheben. Deshalb erscheint es nicht sinnvoll, sich in der Wirkungsabschätzung auf eine Flächenumwidmung zu beziehen, wie dies z. B. von niederländischen Autoren (HEIJUNGS et al., 1993) vorgeschlagen wurde. Im Gegensatz dazu wurde von einer konstanten Nutzungsart während des gesamten Bilanzzeitraumes ausgegangen.

Die Ackerflächen für den konventionellen Anbau und den Anbau unter Verwendung von GVO werden in die Hemerobiestufe 5 (α -euhemerob, naturfern) eingestuft. Für die Ackerflächen im Bioanbau wird ein höherer Natürlichkeitsgrad (bedingt naturfern) mit der niedrigeren Hemerobiestufe 4 (β -euhemerob) angenommen. Dadurch wird berücksichtigt, daß von der Flächennutzung im Bioanbau geringere Beeinträchtigungen in den Leistungspotentialen

- Erosionswiderstandsfunktion
- Grundwasserschutzfunktion
- Ökotoptbildungs- und Naturschutzfunktion
- Erholungsfunktion

des Naturhaushaltes ausgehen.

Tab. 4.3: Charakterisierung von Flächen nach Hemerobiestufen, nach LESER & KLINK (1988) und (PEPER et al., 1985)

Hemerobiestufe	Natürlichkeitsgrad	Nutzung (Beispiele)
1 ahemerob	natürlich	unbeeinflusstes Ökosystem
2 oligohemerob	naturnah	keine – gelegentliche Nutzung
3 mesohemerob	halbnatürlich	Forstwirtschaft, Wiesen, Weiden (extensiv)
4 β -euhemerob	bedingt naturfern	Forstmonokulturen, Streuobstlagen, Acker- u. Gartenland (ökol.)
5 α -euhemerob	naturfern	Acker- u. Gartenland (konv.), Weinbau
6 polyhemerob	naturfremd	Sportflächen, Bodenabbauflächen, Deponien
7 metahemerob	künstlich	versiegelte Flächen, Deponien mit Basisabdichtung

4.2.3.2 Andere Vorschläge

Im Hintergrunddokument (UDO DE HAES, 1999b) der zweiten Arbeitsgruppe zur Wirkungsabschätzung der SETAC-Europe (WIA-2) wird folgende Aufteilung in Unterkategorien vorgeschlagen:

Tab. 4.4: Unterkategorien der Wirkungskategorie „land use“ in WIA-2

Unterkategorie	Schutzgut	mögliche Indikatoren
Zunahme der Konkurrenz um Flächen	Ressourcen	ausschließliche Landnutzung
Abbau von Funktionen, die Lebensgrundlage sind	Ökosysteme, auch menschliche Gesundheit	z. B. Vegetationsdecke, Bodendurchlässigkeit
Verringerung der Artenvielfalt	Ökosysteme	z. B. Speziesanzahl Gefäßpflanzen

Dabei wird der Begriff „land use“ sowohl für den Sachbilanzparameter als auch für die entsprechende Wirkungskategorie gebraucht. Vorschläge für Charakterisierungsmodelle werden nicht gemacht.

Da Flächennutzung die größte Bedrohung der Artenvielfalt darstellt, schlägt MÜLLER-WENK (1998) die Verringerung der Artenvielfalt als Indikator vor. Anhand von Roten Listen für Gefäßpflanzen lassen sich Schadensfunktionen zwischen Flächen bestimmter Nutzungsintensitäten und prozentualen Anteilen an bedrohten Arten aufstellen. Dieser Vorschlag wird von KÖLLNER & JUNGBLUTH (2000) weiterentwickelt. Am Beispiel der Schweiz bestimmen sie regionale Schadenspotentiale für acht Landnutzungsklassen. Die methodischen Vorschläge von Köllner und von Müller-Wenk wurden im Eco-indicator 99 (GOEDKOOOP et al., 1999) übernommen.

Die Methode von BAITZ & KREYSIG (1998) basiert ebenfalls auf den Leistungspotentialen des Naturhaushaltes. Für acht solcher Potentiale/Funktionen wird ein Scoring-System mit einer Skala von 0-10 Punkten vorgeschlagen.

4.3 Entwicklungsstand der Charakterisierung anderer schwierig zu quantifizierender Wirkungskategorien

4.3.1 Entnahme abiotischer Ressourcen

Für diese Kategorie sind folgende Unterkategorien vorgeschlagen worden (UDO DE HAES et al., 1999b):

- Entnahme von Ablagerungen, z. B. fossile Energieträger und Erze
- Entnahme von „funds“ (Naturkapital), z. B. Grundwasser, Sand und Ton
- Entnahme von „flow resources“, z. B. Solarenergie, Wind und Oberflächenwasser.

KLÖPFFER & RENNER (1995) unterscheiden zwischen nicht erneuerbaren (z. B. fossile Energieträger und Erze) und erneuerbaren abiotischen Ressourcen (Grundwasser), die sog. „flow resources“ wurden als in der Regel reichlich verfügbar eingestuft und daher nicht betrachtet. Das Grundwasser wird als erneuerbare abiotische Ressource eingestuft und muß regional erfaßt werden.

Zur Quantifizierung der nicht erneuerbaren Ressourcen wird meist von der Verfügbarkeit (Knappheit) ausgegangen, wobei entweder nur die (weltweit) vorhandene Menge (D) als Bezugspunkt genommen (Gl. 1), oder die Knappheit explizit über die zeitliche Reichweite einbezogen wird (Gl. 2) (UDO DE HAES, 1996):

$$Q = 1/D \quad (\text{Gl. 1})$$

Q: Charakterisierungsfaktor (Masse⁻¹)
D: weltweiter Vorrat (Masse)

$$Q = U/D \quad (\text{Gl. 2})$$

Q: Charakterisierungsfaktor (Zeit⁻¹)
D: weltweiter Vorrat (Masse)
U: jährliche weltweite Entnahme der Ressource (Masse/Zeit)

In einem dritten Ansatz werden die Faktoren aus (Gl. 1) und (Gl. 2) multiplikativ verknüpft (Gl. 3):

$$Q = (1/D) * (U/D) = U/D^2 \quad (\text{Gl. 3})$$

Q: Charakterisierungsfaktor (Zeit⁻¹ * Masse⁻¹)
D: weltweiter Vorrat (Masse)
U: jährliche weltweite Entnahme der Ressource (Masse/Zeit)

Es ist nicht ersichtlich, warum die doppelte Gewichtung von D sinnvoll und notwendig ist.

4.3.2 Entnahme biotischer Ressourcen

Die Entnahme biotischer Ressourcen bezieht sich auf natürliche in der Umwelt ohne Zutun des Menschen lebende Organismen oder Teile von solchen, nicht jedoch auf Produkte der Landwirtschaft, Forstwirtschaft, Fischzucht etc. Es handelt sich also um den Fang von Meerfischen, das Sammeln von Pilzen, die Entnahme von Holz oder Blüten etc. aus Urwäldern und ähnliche Tätigkeiten. Die Tätigkeiten selbst müssen in der Sachbilanz erfaßt werden, die Ressourcen sind jedoch außerhalb der Systemgrenzen angesiedelt (ähnlich den im Boden liegenden Lagerstätten). Einen Grenzfall stellt die Jagd auf solche Tiere dar, die zum Zwecke der Jagd gefüttert werden und dadurch auf einem ökologisch zu hohen Populationsniveau gehalten werden (z. B. das Rotwild in den Alpen). Dieser Punkt wird im Rahmen von WIA-2 noch diskutiert.

Die biotischen Ressourcen sind, ähnlich wie das Grundwasser, erneuerbar. In der Ökobilanz interessiert der Aspekt der Knappheit, d. h. die Regenerationsrate soll nicht die Entnahme pro Zeit unterschreiten. Zur Quantifizierung wurde von KLÖPFFER & RENNER (1995) eine Formel vorgeschlagen, die für nicht erneuerbare und erneuerbare Ressourcen gleichermaßen eingesetzt werden kann (Gl. 4).

$$Q = (U - P)/D \quad (\text{Gl. 4})$$

Q: Charakterisierungsfaktor (Zeit⁻¹)
D: Vorrat (Masse)
U: jährliche Entnahme der Ressource (Masse/Zeit)
P: Regenerationsrate (Masse/Zeit)

Ob D, U und P auf die weltweite Entnahme, den weltweiten Vorrat und die weltweite (mittlere) Regenerationsrate bezogen wird oder auf regionale Größen, hängt von der Ressource und ggf. auch von der Zielsetzung der Studie ab.

Mit $P = 0$ geht (Gl. 4) in Gleichung (Gl. 2) über. Wenn $P > U$, die Regenerationsrate also größer als die Entnahmerate ist, ist $Q = 0$, eine Übernutzung liegt dann nicht vor.

Eine auf Gleichung (Gl. 3) basierende Quantifizierung wird z. Z. in WIA-2 ebenfalls diskutiert (Gl. 5):

$$Q = (U - P)/D^2 \quad (\text{Gl. 5})$$

Q: Charakterisierungsfaktor ($\text{Zeit}^{-1} * \text{Masse}^{-1}$)
 D: Vorrat (Masse)
 U: jährliche Entnahme der Ressource (Masse/Zeit)
 P: Regenerationsrate (Masse/Zeit)

Die Begründung für dieses Vorgehen ist unklar (siehe Anmerkung bei Gleichung (Gl. 3))

Das Indikatorergebnis nach Gleichung (Gl. 4) ergibt sich durch Summierung über alle Ressourcen i (Gl. 6)

$$CI = \sum_i A_i * Q_i = \sum_i A_i * (U_i - P_i)/D_i \quad (\text{Gl. 6})$$

CI: Indikatorergebnis [Masse (pro fE) Zeit^{-1}]
 A_i: Sachbilanzposition [Masse pro funktioneller Einheit]

Wenn die Masse in kg angegeben wird und jährliche Entnahme- bzw. Regenerationsraten benützt werden, ergibt sich als Einheit für das Indikatorergebnis $[(\text{kg}/\text{fU}) * \text{a}^{-1}]$. Ein Bezug auf eine ausgewählte Ressource zu Äquivalenten ist theoretisch möglich.

Auch wenn Formel (Gl. 4) für alle Ressourcen einsetzbar ist, soll die gemeinsame Darstellung in **einem** Indikatorergebnis nicht empfohlen werden.

4.3.3 Lärmbelastung

Lärmbelastung gehört zusammen mit Geruchsbelastung zu den sog. „Belästigungen“. Allerdings kann langdauernde Lärmbelastung zu Krankheiten führen, weshalb in diesen Fällen die Bezeichnung Belästigung als Euphemismus erscheint.

Während sich die Geruchsbelastung durch den Charakterisierungsfaktor 1/Geruchsschwelle gut in das Indikatorschema nach 14042 einfügt, bereitet die Charakterisierung der Lärmbelastung große Schwierigkeiten. Diese hängen neben dem Ausbreitungsverhalten der Schallwellen vor allem mit der logarithmischen Maßeinheit (Decibel) zusammen, in der eine physikalische Größe, der relative Schalldruck, mit der physiologischen bzw. physischen Lärmempfindung kombiniert sind. Bei lokalisierbaren Lärmquellen kann mit einer geeigneten Meßvorschrift die Lärmbelastung (auch vergleichend, z. B. zwei Rasenmäher) erfaßt werden. Dieser Wert kann aber nicht über verschieden Lärmquellen aggregiert werden.

Als wichtigste Lärmquelle wird in den Industriestaaten der Verkehrslärm betrachtet. Das Problem der Charakterisierung besteht in der Aggregation der verschiedenen diffusen Lärmemissionen und die Inbezugsetzung auf die Sachbilanz und mithin auf die funktionelle Einheit. In der Sachbilanz werden die verkehrsbedingten Belastungen meist als Tonnenkilometer und als Personenkilometer ausgewiesen. Eine allgemein akzeptierte Methode zu diesem Ziel besteht noch nicht. UBA Berlin verwendet ersatzweise das Sachbilanzergebnis (t km) ohne weitere Bearbeitung (SCHMITZ et al., 1995).

Eine Modellrechnung für die Autobahn Mailand-Bologna hat einen Äquivalenzfaktoren für PKW und LKW erbracht (LAFLECHE & SACCHETTO, 1997). Dabei wird die „gestörte Zeit“ der Anwohner rechnerisch erfaßt, die Grenzen der Lärmbelastung, die als Störung gelten kann, wird gesetzlichen Regelungen entnommen. Transportleistungen werden in der Sachbilanz in Personenkilometern (PKW, Bahn, ...) und Tonnenkilometern (LKW, Bahn, Schiff...) erfaßt. Für

den speziellen Fall wurde nun erstmals ein Faktor berechnet, der in Zukunft vielleicht verallgemeinerungsfähig sein könnte; dazu müssten mittlere Anwohnerdichten ermittelt und in die Rechnung eingeführt werden. Weiterhin müssten Punktquellen und Bahntransporte miteinbezogen werden.

$$Q = \text{Anzahl gestörte Menschenstunden/Passagierkilometer (PKW)} = 0,000688$$

$$Q = \text{Anzahl gestörte Menschenstunden/Tonnenkilometer (LKW)} = 0,000747$$

4.3.4 Harte Strahlung

Ohne diese und die Kategorie „Unfälle“ würde die Kernenergie in der Wirkungsbilanz sehr gut abschneiden. Der Treibhauseffekt ist im Vergleich zur thermischen Stromgewinnung zu vernachlässigen und die meisten chemischen Emissionen sind gering – bezogen auf die Energieeinheit. Es verbleibt das Risiko großer Unfälle, das nach der klassischen „Versicherungsformel“

$$\text{Risiko} = \text{Schadenshöhe} \times \text{Eintrittswahrscheinlichkeit}$$

kaum berechnet werden kann, weil

- die Schadenshöhe extrem groß, aber nicht zu beziffern
- die Eintrittswahrscheinlichkeit zwar > 0 , aber sehr klein und nicht zu quantifizieren ist. Es fehlt das statistische Material, das die Basis der Versicherungsrechnungen ist.

Ersatzweise versucht man, aus Analogieschlüssen und allgemeinen technischen Kenntnissen Risikorechnungen zu erstellen, die aber meist sehr kontrovers diskutiert werden.

Weiterhin ist die Endlagerung der radioaktiven Abfälle nicht geklärt und die gelegentliche Emissionen bei Störfällen.

Ein Quantifizierungsversuch der Radioaktivität beruht auf der Anzahl der radioaktiven Zerfälle pro Zeiteinheit [Bq] = [s⁻¹].

Das Becquerel, benannt nach dem Entdecker der Radioaktivität A.H. Becquerel (1852-1908), ist die SI-Einheit der Radioaktivität (ISO 1000). Die Umrechnung in die ältere Einheit Curie erfolgt nach

$$1 \text{ Curie [Ci]} = 37 \cdot 10^9 \text{ Becquerel [Bq]}$$

Weitere für die Wirkung radioaktiver Strahlung wichtige Informationen wären die Art der Strahlung (α , β , γ), die Energie pro Teilchen oder Quant und die Halbwertszeit der radioaktiven Atomkerne. Sachbilanzdaten hierzu finden sich in den Ökoinventaren (ESU-ETH, 1996)

Als Aggregation bietet sich Bq pro funktionelle Einheit an. Ein „offizieller“ Vorschlag existiert noch nicht. Diese Aggregation erfolgt auf der Ebene der Sachbilanz und entspricht daher nicht den Anforderungen von 14042.

SOLBERG-JOHANSEN et al. (1997) schlugen einen Charakterisierungsfaktor für die allgemeine Umweltbelastung durch radioaktive Substanzen vor, betrachten also nicht nur den humantoxischen Aspekt. Unter Vernachlässigung des „fate factors“ ergibt sich

$$Q = 1/\text{MTC}$$

MTC: Maximum Tolerable Concentration der radioaktiven Substanz in einem gegebenen Medium.

Für eine genauere Ausführung wird die Unterteilung in die Medien Luft, Wasser und Boden empfohlen und eine Verknüpfung mit der Methode der „critical surface time“ (JOLLIET & CRETAAZ, 1997) diskutiert.

4.3.5 Unfälle

Diese Wirkungskategorie wird zwar von UDO DE HAES (1996) genannt, es wurde jedoch kein Ansatz zur Operationalisierung genannt. Auch aus der wissenschaftlichen Literatur ist kein Ansatz bekannt, wie die Verknüpfung mit der funktionellen Einheit erfolgen sollte.

4.4 Diskussion

Unter den hier besprochenen Kategorien und Indikatoren ergibt sich allenfalls bei der Kategorie „Harte Strahlung“ eine gewisse Übereinstimmung von der Problemstellung her (Wirkung auf Mensch und Umwelt, Modell vernachlässigt einen Fate-Faktor). Die von SOLBERG-JO-HANSEN et al. (1997) vorgeschlagene Quantifizierung setzt im Kernelement jedoch das Vorhandensein von Grenzwerten voraus, was wiederum langjährige Erfahrung im Umgang mit der Gefahrenquelle bedingt.

5 OPERATIONALISIERUNG GENTECHNISCHER RISIKEN

5.1 Option 1: Integration in eine bestehende Kategorie

5.1.1 Erstellung und Formalisierung einer Liste der potentiellen Risiken

Auf der Grundlage der in der vorangehenden Studie (KLÖPFER et al., 1999) untersuchten gentechnisch modifizierten Nutzpflanzen (Bt-176 Mais und HT-Raps) wird in diesem Abschnitt eine formalisierte Liste potentieller Risiken erstellt und geprüft, inwieweit eine Zuordnung dieser Liste zu bestehenden Wirkungskategorien möglich ist. Dabei ist anzumerken, daß bei dieser Zuordnung lediglich geprüft wird, ob überhaupt ein Zusammenhang zwischen den potentiellen Risiken und den Wirkungskategorien hergestellt werden kann, d. h. die Frage einer wirkungsbezogenen Modellierung bzw. einer Quantifizierung in Form von Wirkungsindikatoren wird hier nicht behandelt.

Wie die erstellte Liste (Tab. 5.1) zeigt, ist eine Zuordnung der hier einbezogenen Risiken zu den Wirkungskategorien Humantoxizität und Ökotoxizität zunächst möglich. Aufgrund der besonderen Eigenschaften gentechnischer Risiken wäre allerdings eine Zuordnung, die sich auf diese Kategorien mit den zugrundeliegenden Schutzgütern „menschliche Gesundheit“ und „natürliche Umwelt“ beschränkt allein noch nicht ausreichend.

Vor diesem Hintergrund ist es naheliegend, auch die Wirkungskategorie „Naturraumbeanspruchung“ in die Zuordnung einzubeziehen. Hier ist allerdings zu berücksichtigen, daß dieser Kategorie in der Ökobilanzpraxis bislang ausschließlich Sachbilanzergebnisse zugeordnet werden, die Entnahmen aus der Umwelt darstellen. Dementsprechend sind die in Abschnitt 4.1 aufgelisteten, im WIA-2-Hintergrundpapier vorgeschlagenen Unterkategorien „Degradation of Life Support Systems“, „Biodiversity degradation“ unter der Rubrik Input-bezogene Kategorien geführt. Risiken durch gentechnisch modifizierte Pflanzen können demgegenüber durch Abgaben an die Umwelt zu Auswirkungen innerhalb dieser Kategorie führen.

Vor diesem Hintergrund ist die nachstehende Liste als vorläufig einzustufen; dennoch wird deutlich, daß die Risiken jeweils mehreren Wirkungskategorien zuordenbar sind bzw. im Sinne einer vollständigen Wirkungsabschätzung zugeordnet werden müssen.

Tab. 5.1: Liste potentieller Risiken und Zuordnung zu Wirkungskategorien.

Potentielle Risiken	Effekte/Pfade	Betroffene Organismen und Funktionen	Schutzgüter	Wirkungskategorien bzw. Unterkategorien
Verwilderung	Bildung eigenständiger Pflanzenpopulationen, dadurch Veränderungen in der Artenzusammensetzung	Flora (und einhergehend Fauna)	Natürliche Umwelt Menschliche Gesundheit	Ökotoxizität Biodiversität lebensunterstützende Funktionen
Auskreuzung	Eigenschaftsübertragung auf Wild- und Kulturpflanzen, dadurch Veränderung Artenzusammensetzung (auch gentechnikfreie landwirtschaftl. Flächen)	Flora (und einhergehend Fauna)	Natürliche Umwelt Vom Menschen geschaffene Umwelt	Ökotoxizität Biodiversität lebensunterstützende Funktionen
Wirkungen der Klonierung (gezielt und sekundär): neue Inhaltsstoffe von Pflanzen(-teilen) und/oder veränderte Zusammensetzung der Inhaltsstoffe	Veränderung Nahrungs/Futtermittelqualität (direkt und über Nahrungsmittelketten)	Tiere, Mensch	Natürliche Umwelt Vom Menschen geschaffene Umwelt Menschliche Gesundheit	Ökotoxizität Humantoxizität
Wirkungen der Klonierung (s. o.)	Aufnahme Insektengift bei Schad- und Nutzinsekten, Nahrungsmittelkette	Tiere, Mensch	Natürliche Umwelt Vom Menschen geschaffene Umwelt Menschliche Gesundheit	Ökotoxizität Humantoxizität
Wirkungen der Klonierung (s. o.)	Geringerer Pilzbefall; geringere toxikologisch relevante unerwünschte Inhaltsstoffe	Tiere, Mensch	Natürliche Umwelt Vom Menschen geschaffene Umwelt Menschliche Gesundheit	Ökotoxizität Humantoxizität
Horizontaler Gentransfer	Antibiotikaresistenz: auf Bakterien des Magen-Darm-Traktes und des Bodens, dadurch antibiotikaresistente Krankheitskeime	Tiere, Mensch	Natürliche Umwelt Vom Menschen geschaffene Umwelt Menschliche Gesundheit	Ökotoxizität Humantoxizität
Horizontaler Gentransfer	Herbizidresistenz: Aufnahme in Mikroorganismen des Bodens	Mikroflora	Natürliche Umwelt Menschliche Gesundheit	Ökotoxizität Biodiversität lebensunterstützende Funktionen
Horizontaler Gentransfer	Bt-Toxin; dadurch Änderung der Mikroflora	Änderung der Mikroflora	Natürliche Umwelt Menschliche Gesundheit	Ökotoxizität Biodiversität lebensunterstützende Funktionen
Induktion Resistenzentwicklung	Resistente tierische Schädlinge und Unkräuter, dadurch Mindererträge (in anderen Systemen)	Flora und Fauna genutzte landwirtschaftliche Systeme	Natürliche Umwelt Vom Menschen geschaffene Umwelt	Ökotoxizität, Biodiversität lebensunterstützende Funktionen

5.1.2 Ist die Integration möglich?

Im Grundsatz zeigt sich, daß eine Zuordnung der spezifischen gentechnischen Risiken zu bestehenden Wirkungskategorien ohne weiteres möglich ist. Eine weitergehende Modellierung bis hin zu Wirkungsindikatoren, die mit den jeweils betroffenen Kategorien und den dahinter stehenden Schutzgütern korrespondieren, erscheint auf der Grundlage des in Kap. 4 dargestellten Standes der Wissenschaft auf absehbare Zeit nicht möglich zu sein:

- Wie dort dargestellt, erfordern die Charakterisierungen in den Kategorien Human- und Ökotoxizität die Bestimmung von Expositions- und Wirkungsfaktoren. Die Bestimmung eines Expositionsfaktors für GVO halten wir für prinzipiell möglich, die Bestimmung eines Wirkungsfaktors nach den existierenden Modellen jedoch nicht.

Die diskutierten Modelle zur Quantifizierung der Human- und Ökotoxizität beruhen – trotz Unterschieden im Detail – allesamt im Grundsatz auf der Kenntnis von Verteilungs- und Expositions-faktoren. Dahinter liegt das Verständnis, daß zwischen der Emission eines Schadstoffes (pro funktioneller Einheit als Position aus der Sachbilanz) und dem Einwirken dieses Schadstoffes ein zumindest quasilinearer Zusammenhang besteht. Bei den hier betrachteten und zu operationalisierenden gentechnischen Risiken besteht aber die Möglichkeit, daß zum Beispiel gentechnisch veränderte Pflanzen verwildern und eigenständige ausbreitende Pflanzenpopulationen bilden. Der bei den bestehenden Modellen unterstellte quantifizierbare Zusammenhang zwischen einer Emission und (potentiellen) Immissionen ist durch die Besonderheit gentechnischer Risiken somit nicht gegeben.

5.2 Option 2: Entwicklung einer neuen Kategorie „Gentechnik“

5.2.1 Anforderungen an eine Wirkungskategorie Gentechnik

Eine neu zu entwickelnde Wirkungskategorie, die die Risiken der Freisetzung von GVO im Rahmen der landwirtschaftlichen Produktion abbildet, muß folgende Anforderungen erfüllen:

- sie ermöglicht den Vergleich verschiedener gentechnisch modifizierter Nutzpflanzen,
- ist konform mit ISO 14042,
- ist eine quantitative Wirkungsabschätzung, d. h. ein quantitatives Sachbilanzergebnis wird mit einem Charakterisierungsfaktor multipliziert.

Zunächst sollte ein Charakterisierungsfaktor für jede GVO-Nutzpflanze, z. B. BT 176-Mais, bestimmt werden. Darüberhinaus ist eine Zuordnung nach Klimazonen erforderlich, d. h. BT 176 in Mitteleuropa, da die Eintrittswahrscheinlichkeiten bestimmter Risiken durch die Freisetzung einer bestimmten GVO-Nutzpflanze nicht überall gleich sind.

5.2.2 Entwurf eines Modells

Im Rahmen der Diskussion zur Risikobewertung transgener Pflanzen wurde bereits von DE VRIES et al. (1992) ein Klassifizierungsschema zur Bewertung des ökologischen Risikos entwickelt. Diese Schema basierte auf der Kenntnis der ökologischen Eigenschaften der konventionell gezüchteten Nutzpflanzen, möglicher vorkommender kreuzungsfähiger Verwandter und der daraus resultierenden Ausbreitungsmöglichkeiten der transgenen Pflanzen oder rekombinanten Sequenzen. Dieses Modell wurde von AMMANN et al. (1996) für die Schweiz aufgegriffen und angepaßt. Auch der Sachverständigenrat für Umweltfragen der Bundesrepublik Deutschland hat in seinem Gutachten 1998 auf diese Modelle Bezug genommen und sie in seinem Gutachten vorgestellt (SRU, 1998). Der Sachverständigenrat betont die Bedeutung

dieser Modelle für eine theoretische Vorabbewertung, stellt aber gleichzeitig fest, daß noch wichtige Aspekte fehlen, da im Rahmen dieser Modelle der Einfluß der Transgene auf Hybridisierungs- und Ausbreitungsmöglichkeiten der transgenen Pflanzen bisher nicht miteinfaßt werde. Er empfiehlt, in Anlehnung an die für die Pflanzen entwickelte Codetabelle, eine Codetabelle zur Erfassung des ökologischen Risikos der transferierten Gene aufzustellen. Hierbei sollte einerseits das Potential der Fremdgene, die Hybridisierungsmöglichkeiten zu beeinflussen, die Pollenausbreitung zu verändern oder die Diasporenausbreitung zu beeinflussen und andererseits der Einfluß der Fremdgene auf Fitneßparameter bewertet werden. Dieses pragmatische Vorgehen unterstellt, das ein bestimmtes Gen relativ unabhängig vom Genkonstrukt und Integrationsort auf verschiedene Pflanzenarten einen gleichgerichteten Einfluß ausübt. Weitergehende sekundäre Wirkungen werden dabei nicht berücksichtigt. Zusätzlich beschränkt sich diese Art der Klassifizierung auf bestimmte ökologische Aspekte.

Den Versuch einer Klassifizierung auf der Basis der Ausbreitungseigenschaften der Nutzpflanzen kombiniert mit den übertragenen Transgenen und sekundärer Wirkungen auf Nichtzielorganismen und bedrohte Arten haben auch SNOW & MORAN-PALMA (1997) in einem Gutachten im Auftrag der EPA 1995 unternommen und 1997 in einer leicht veränderten Version veröffentlicht.

Auf diesen verschiedenen Ansätzen aufbauend haben wir für eine eigene Kategorie Gentechnik im Rahmen der LCA ein Schema entwickelt, welches es langfristig ermöglichen soll, eine Art „Risiko“-Maßzahl für die kumulierten Wirkungen einer transgenen Pflanzen auf die verschiedenen Schutzgüter, die im Rahmen der LCA betrachtet werden, zu erhalten und die mit in die Gesamtbewertung einbezogen werden kann.

Da eine eigene Klassifizierung für die verschiedenen Transgene, wie vom Sachverständigenrat angeregt, bisher nicht vorgenommen wurde und durchaus auch die Frage berechtigt erscheint, ob eine solche Klassifizierung sinnvoll und möglich ist, wurde hilfsweise einfach die Zahl der übertragenen Fremdgene als Bewertungsgrundlage herangezogen. Ergänzt wurden die Modelle auch um Wechselwirkungen des Anbaus transgener Pflanzen mit anderen landwirtschaftlichen Anbauflächen (Hybridisierungsmöglichkeiten mit gleichartigen Pflanzen auf benachbarten Anbauflächen, die zu einer „Kontaminierung“ ansonsten gentechnikfreier Anbauflächen und damit zu wirtschaftlichen Einbußen oder Problemen für die betroffenen Landwirte führen können), Resistenzentwicklungen, Wirkungen auf Nichtzielorganismen und potentielle gesundheitliche Wirkungen (z. B. Übertragung eines allergieverdächtigen Proteins).

Dieses Schema möchten wir hiermit zur Diskussion stellen:

Tab. 5.2: Vorschlag zur Charakterisierung der Risikokategorien, nach SRU (1998), erweitert und angepaßt.

Risikokategorie	Wirkungsabschätzung	Betroffene Schutzgüter	Ergebnis
Durchwuchs/durch Diasporenausbreitung	Dd0 = keine Diasporenausbreitung (Samen sind steril oder nicht winterhart) Dd1 = Diasporenausbreitung unter Ausnahmebedingungen manchmal möglich Dd2 = Diasporenausbreitung unter günstigen Bedingungen möglich Dd3 = Diasporenausbreitung findet statt, Fruchtbildung normalerweise unterdrückt Dd4 = Diasporenausbreitung ist bedeutend, Fruchtbildung erfolgt bei Kultivierung Dd5 = Diasporenausbreitung ist die Regel, Fruchtbildung erfolgt häufig und mit hoher Effektivität		

Risikokategorie	Wirkungsabschätzung	Betroffene Schutzgüter	Ergebnis
Durchwuchs durch vegetative Vermehrung	Dv0 = keine vegetative Vermehrung möglich Dv1 = vegetative Vermehrung unter Ausnahmebedingungen manchmal möglich Dv2 = vegetative Vermehrung unter günstigen Bedingungen möglich Dv3 = vegetative Vermehrung die Regel		
Hybridisierung und Pollenausbreitungsmöglichkeiten mit Wildpflanzen	Dp0 = keine verwandten Wildpflanzen vorhanden Dp1 = keine kompatiblen verwandten Wildarten vorhanden Dp2 = keine Berichte über spontane Hybriden vorhanden Dp3 = Auftreten zufälliger, natürlicher Hybride, keine Rückkreuzungen beobachtet Dp4 = natürliche Hybridisierung, Hybride sind fertil und zeigen Rückkreuzungen Dp5 = natürliche Hybridisierung häufig, Hybride sind fertil und zeigen häufig Rückkreuzungen		
Hybridisierung Nutzpflanze/Nutzpflanze	Bereits im Feld beobachtet = 3 Im Labor nachgewiesen = 2 Möglich, aber nicht nachgewiesen = 1 Unwahrscheinlich = 0		
Resistenzentwicklung Zielorganismen	Bereits im Feld beobachtet = 3 Im Labor nachgewiesen = 2 Möglich, aber nicht nachgewiesen = 1 Unwahrscheinlich = 0		
Wirkungen auf Nichtzielorganismen und über die Nahrungskette	Bereits im Feld beobachtet = 3 Im Labor nachgewiesen = 2 Möglich, aber nicht nachgewiesen = 1 Unwahrscheinlich = 0		
Bodenwirkungen	Bereits im Feld beobachtet = 3 Im Labor nachgewiesen = 2 Möglich, aber nicht nachgewiesen = 1 Unwahrscheinlich = 0		
Wirkungen der Klonierung			
Übertragene Gene			
Antibiotika-resistenzgene	Ohne Bedeutung in der Human – oder Tiermedizin und in der Landwirtschaft = 0 Bedeutung als Pflanzenschutzmittel bei bakteriellen Pflanzenkrankheiten = 1 Gewisse Bedeutung in der Human- und/oder Tiermedizin = 2 Wichtig in der Human- und/oder Tiermedizin (mindestens in bestimmten Anwendungsfeldern) = 3		
Gesundheitliche Wirkungen	bisher liegt kein Vorschlag vor		
Summe			

Die Zahlenangaben in den Kategorien Durchwuchs durch Diasporenausbreitung und Hybridisierung und Pollenausbreitung mit Wildpflanzen basieren auf den Angaben von DE VRIES et al. (1992), die Vorschläge in den anderen Kategorien sind von den AutorInnen entwickelt.

Zur Berechnung des Ergebnisses wird für die einzelnen Risikokategorien die Risikomaßzahl (Spalte 2 der Tab. 5.2) mit der Anzahl der betroffenen Schutzgüter (in Spalte 3 von Tab. 5.2) multipliziert. Durch Summation über alle Risikokategorien erhält man als Ergebnis die Risikomaßzahl R-GVO.

Diese Vorgehensweise ist als erster Versuch einer Quantifizierung zu verstehen. Berechnungsbeispiele für BT-Mais und BASTA-resistenten Winterraps in Mitteleuropa werden im Anhang, Kapitel 9.1 und 9.2 vorgestellt.

5.2.3 Datengrundlagen

Die Daten zum Ausbreitungsverhalten können teilweise den bereits oben zitierten Veröffentlichungen entnommen werden. Allerdings, und das betont auch der Sachverständigenrat für Umweltfragen (SRU), müssen sie auf einer regionalen Basis noch ergänzt werden, da auch bereits ein landesweites Vorgehen nicht unbedingt die realen Gegebenheiten abbildet. Hier sind demnach noch einige Datenlücken oder Unsicherheiten vorhanden.

Eine weitere Datenquelle stellen die Zulassungsunterlagen und die allgemeine wissenschaftliche Literatur dar. Es kann zusätzlich davon ausgegangen werden, daß Daten bei den Herstellern vorliegen, die bisher nicht öffentlich verfügbar sind.

Insgesamt ist davon auszugehen, daß die Bewertung der Relevanz bestimmter Daten teilweise in höchstem Maß umstritten ist. Als Beispiel seien die genutzten Antibiotikaresistenzgene angeführt. Bisher ist im wesentlichen nur die therapeutische Relevanz der relevanten Antibiotika für die Humanmedizin in eine Bewertung einbezogen worden und auch da gehen die Meinungen weit auseinander. Konsens ist aber, daß insgesamt auf die Nutzung von Antibiotikaresistenzgenen verzichtet werden sollte. So haben sich Österreich in seiner Stellungnahme zum Bt – 176 Mais, die zentrale Kommission für biologische Sicherheit in Deutschland (ZKBS) wie auch die wissenschaftlichen Ausschüsse der EU mindestens für einen langfristigen Verzicht ausgesprochen, teilweise aber auch ein sofortiges Verbot gefordert (s. VOGEL & TAPPESE, 2000). Das Vorhandensein eines Antibiotikaresistenzgens wird insoweit als eine ungewünschte (und vermeidbare) Einwirkung auf die in einer LCA betrachteten Schutzgüter angesehen.

6 SCHLUSSFOLGERUNGEN

Die Ergebnisse dieser Studie zeigen, daß es möglich ist, die Risiken des Anbaus gentechnisch veränderter Nutzpflanzen für die Wirkungsabschätzung der Ökobilanz in einer neuen Wirkungskategorie (z. B. „Gentechnik“) zu operationalisieren. Die Bestimmung von Charakterisierungsfaktoren ist mit den vorhandenen Datengrundlagen möglich. Der Ansatz geht davon aus, dass einer gentechnischen Veränderung bestimmte Risiken inhärent sind, die auf andere Verfahren der Züchtung so nicht zutreffen.

Die Bezeichnung „Gentechnik“ (kurz für Schadwirkungspotential gentechnischer Veränderungen von Organismen) impliziert, daß die hier betrachteten Risiken des Anbaus gentechnisch veränderter Nutzpflanzen eine, allerdings wichtige, Unterkategorie darstellen. Nur für diese Unterkategorie wurde der Versuch einer Indikatordefinition und Charakterisierung unternommen. Ob für das Schadwirkungspotential anderer gentechnischer Eingriffe in Organismen ähnliche oder gänzlich andere Indikatoren entwickelt werden müssen, soll hier nicht diskutiert werden. Nach den in dieser Studie gewonnenen Erfahrungen dürfte jedoch der Ansatz einer neuen Wirkungskategorie „Gentechnik“ erfolgversprechend sein. Es konnte gezeigt werden, daß die möglichen Schädigungen durch gentechnische Veränderungen nicht oder nur sehr schwierig mit den bisherigen Wirkungskategorien abgebildet werden können. Da die Norm ISO EN 14042 („Wirkungsabschätzung“) keine Liste von Wirkungskategorien vorschreibt, ist das hier gewählte Verfahren prinzipiell mit der Norm in Übereinstimmung. Bei der Definition des Indikators wurde darauf geachtet, daß die möglichen Schädigungen dem Stand der wissenschaftlichen Erkenntnis entsprechen.

Das hier entwickelte Modell ist als Vorschlag zu sehen, der in der Fachöffentlichkeit diskutiert werden sollte. Inwieweit das Modell geeignet ist, zu aussagekräftigen Ergebnissen zu gelangen, sollte durch die Anwendung in der Ökobilanzpraxis erprobt werden.

7 DISKUSSIONSWORKSHOP

Ein Entwurf der AutorInnen für den Endbericht der Studie wurde bei einem Workshop am Umweltbundesamt Wien einer Diskussion zwischen den AutorInnen und ExpertInnen unterzogen. In der Folge wird das vom Umweltbundesamt erstellte und mit den TeilnehmerInnen akkordierte Protokoll dieses Workshops wiedergegeben. Gemäß der im Rahmen des Workshops vorgebrachten und diskutierten Empfehlungen wurde der Entwurf modifiziert und in der nun vorliegenden Fassung des Endberichts (Kapitel 1 bis 6 und Anhang) fertiggestellt.

7.1 Protokoll des Diskussionsworkshops „Methodische Weiterentwicklung der Wirkungsabschätzung in Ökobilanzen (LCA) gentechnisch veränderter Pflanzen“

Der Workshop fand am 7. März 2001 im Umweltbundesamt Wien statt.

TeilnehmerInnen:

Dipl.Ing. Richard Dietrich, Österreichische Vereinigung für Agrarwissenschaftliche Forschung

Dr. Helmut Gaugitsch, UBA, Abt. Allgemeine Ökologie/Naturschutz

Mag. Bettina Götz, UBA, Abt. Terrestrische Ökologie

Dr. Bernhard Jank, Bundesministerium für Soziale Sicherheit und Generationen

Dipl.Ing. Werner Müller, Ecological Risk Research

Mag. Kathrin Pascher, Uni Wien, Inst. für Ökologie und Naturschutz

Dipl.Chem. Isa Renner, C.A.U. GmbH, Dreieich

Dr. Armin Spök, Interuniversitäres Forschungszentrum für Technik, Arbeit und Kultur, Graz

Ing. Stefan Steinlechner, Institut für Industrielle Ökologie, St. Pölten

Schriftliche Stellungnahmen lagen vor von:

Dr. Beatrix Tappeser, Öko-Institut Freiburg

Dr. Helge Torgersen, Institut für Technikfolgen-Abschätzung der ÖAW

7.1.1 Einleitung

Im folgenden Text wird der Versuch unternommen, die Diskussion beim Workshop strukturiert zusammenzufassen. Wie im Rahmen des Diskussionsworkshops einleitend erwähnt, soll dieser Text an den Endbericht der Auftragnehmer angefügt und die beiden Teile zusammen als Monographie des Umweltbundesamtes veröffentlicht werden. Im abschließenden Abschnitt dieses Protokolls wird seitens des Umweltbundesamtes vorgeschlagen, ob und wie der Text des Endberichtes der Auftragnehmer für die Monographie geändert werden soll.

Der noch uneditierte Endbericht der Auftragnehmer (C.A.U. GmbH, Dreieich, Öko-Institut Freiburg) an die Umweltbundesamt GmbH war den WorkshopteilnehmerInnen zugesandt worden und diente als Hintergrund für die Diskussionen.

7.1.2 Strukturierte Zusammenfassung der schriftlich und mündlich vorgebrachten Kommentare der TeilnehmerInnen

Der Versuch der Weiterentwicklung der Wirkungsabschätzung in Ökobilanzen (LCA) von gentechnisch veränderten Pflanzen wurde von allen TeilnehmerInnen grundsätzlich begrüßt. Auch der Ansatz des Versuchs der Quantifizierung im Rahmen der Wirkungsabschätzung wurde grundsätzlich als interessant und weiter verfolgenswert erachtet, weil damit Vergleiche möglich wären, die Risikoabschätzungen allein nicht leisten können. Unterschiede bestanden in der Auffassung darüber, inwiefern die gewählte Art und Weise bzw. die vorgelegten Teilergebnisse im Rahmen der vorliegenden Studie diesem Ansatz gerecht werden:

1. Ein Bereich der Kritik betraf die Festlegung einer eigenen Wirkungskategorie „Gentechnik“ sowie die Auswahl der Risikokategorien. Die meisten der vorgeschlagenen Risikokategorien (z. B. Durchwuchs, Hybridisierung, Resistenzentwicklung) seien auf die jeweilige Nutzpflanze bezogen und als solche somit nicht spezifisch für gentechnisch veränderte Pflanzen. Sie bilden allgemein pflanzenbiologische, ökologische oder agronomische Eigenschaften ab, die auch bei nicht-gentechnisch veränderten Pflanzen (aus konventionell oder biologisch hergestelltem Saatgut) entsprechend angewendet werden müssten. Eine eigene Wirkungskategorie „Gentechnik“ macht unter diesen Randbedingungen der weitgehend nicht gentechnisch-spezifischen Risikokategorien wenig Sinn. Eine gentechnik-spezifische Wirkungskategorie sei nur dann nachvollziehbar, wenn eigene, nur der Gentechnik zuzuschreibende Risiken bzw. Unsicherheitsfaktoren benannt werden können. Ob diese empirisch nachgewiesen sind, ist umstritten und wurde von einigen TeilnehmerInnen bezweifelt, von den AutorInnen und anderen TeilnehmerInnen jedoch verteidigt (siehe unten, Abschnitt 6). Es müssten weiters vermehrt die jeweiligen Eigenschaften der gentechnisch veränderten Pflanzen sowie auch die Umweltbedingungen in die Risikokategorien eingebunden werden.
2. Darüber hinaus wurde in Frage gestellt, ob die vorgeschlagene neue Wirkungskategorie „Gentechnik“ und der gewählte Quantifizierungsansatz einen sinnvollen Vergleich mit konventionell gezüchteten Pflanzen zulässt. Zum einen seien die angeführten Risikokategorien zum Großteil nicht gentechnik-spezifisch (siehe oben, Abschnitt 1), sondern müssten z. B. auch für konventionell gezüchtete bzw. biologisch angebaute Pflanzen berücksichtigt werden (z. B. Auskreuzen bei Raps). Herbizidresistenzen seien auch durch konventionelle Züchtung (z. B. Mutationen) erzielbar und müssten dementsprechend berücksichtigt werden können. Für einen Vergleich von GVP mit konventionell gezüchteten Pflanzen wäre statt der gentechnik-spezifischen eine allgemeine biologische Wirkungskategorie notwendig, die die jeweilige Pflanze/Eigenschafts – Kombination adäquat abbildet. Zum anderen sei auch die Bestimmung des Wirkungsindikatorergebnisses über die mit GVP angebaute Fläche nicht nachvollziehbar. Der Vergleich mit Nicht-GVO Anbauszenarien ist mit diesem Ansatz nicht möglich, da die mit GVO bebaute Fläche „Null“ ist und mit der R-GVO Maßzahl multipliziert wieder nur Null ergeben kann. Für einen echten Vergleich etwa müssten ähnliche Maßzahlen für die Nicht-GVO-Methoden vergeben (etwa über eine allgemeine biologische Wirkungskategorie) und diese mit der jeweiligen Anbaufläche kombiniert werden.
3. Der gewählte Ansatz wäre daher (mit Einschränkungen) eher dazu geeignet, verschiedene GVP untereinander zu vergleichen, als GVP mit Nicht-GVP. Dieser Sachverhalt wurde auch von den AutorInnen hervorgehoben, wobei jedoch auch die darüber hinaus mögliche Anwendbarkeit für Systemvergleiche argumentiert wurde.
4. Ein weiteres Problem beim gewählten Ansatz wurde in der starken Komplexitätsreduktion gesehen. Die Vielzahl ökologischer Wechselwirkungen können nur unter großen Schwierigkeiten in eine Tabelle gepresst werden, eine starke Simplifizierung sei die Folge, die z. B. dazu führen kann, dass bei der Quantifizierung von Raps und Mais nur geringe Unterschiede bei der Absolutzahl entstehen, obwohl Raps zahlreiche nachgewiesene und poten-

tielle Kreuzungspartner in Österreich hat und bei Mais das nicht der Fall ist. Diese Argumente sprechen nicht grundsätzlich gegen die gewählte Vorgangsweise, eine gewisse Komplexitätsreduktion sei bei ökologischen Fragestellungen und Modellberechnung zu meist unvermeidbar. Die in der Tabelle angegebenen Risikokategorien sind ein begrüßenswerter Einstieg, sollten jedoch darauf aufbauend weiterentwickelt und um entsprechende weitere Kategorien erweitert werden, um die Komplexität entsprechend besser abzubilden und Fehleinschätzungen zu vermeiden (Beispiele: Anzahl der Hybridisierungspartner, regionales Vorkommen, Häufigkeit, überlappende Blühfenster).

5. Grundsätzlich begrüßt wurde die Tatsache, dass im gewählten Ansatz über die natürlichen Ökosysteme hinaus auch die Kulturlandschaft als ein wichtiges Schutzgut betrachtet wird. Das in diesem Zusammenhang entwickelte Konzept der Naturraumbeanspruchung soll in diesem Sinne entsprechend ausgebaut werden.
6. Es wurde begrüßt, dass mit dem Ansatz versucht wird, das Vorsorgeprinzip umzusetzen und die Unsicherheit („Uncertainty“) bei der Risikoabschätzung miteinzubeziehen. Qualitativ wird diese Vorgangsweise u. a. von der US EPA in ihren Leitlinien zur Risikoabschätzung festgelegt, im Rahmen einer LCA sei dies auch quantitativ weiterzuentwickeln. Unterschiede bestanden jedoch in der Auffassung, ob und wie dies praktisch möglich ist. So könnten einerseits „Fragezeichen“ in der Tabelle zur Bestimmung des Charakterisierungsfaktors mit einer hohen Absolutzahl belegt werden, um der Unsicherheit entsprechend Rechnung zu tragen. Alternativ dazu könnte ein allgemeiner „Uncertainty – Faktor“ für GVP festgelegt werden. Dies sei durch Spezifika des gentechnischen Eingriffs gerechtfertigt (neue Qualität von synthetischen Genen, Positionseffekte, pleiotrope Effekte etc.), wirft aber die Frage der letztendlichen Beliebigkeit der Höhe eines solchen Faktors auf. Der Faktor solle unter anderem die mögliche Persistenz von GVP berücksichtigen. Offen blieb, ob ein solcher Faktor, von Fall-zu-Fall für verschiedene GVP differenziert festgelegt werden könnte. Einige TeilnehmerInnen hielten die empirische Basis für die Quantifizierung gentechnischer Risiken (z. B. in Form des genannten „Uncertainty-Faktors“) für nicht ausreichend gegeben, woraus die Problematik resultieren kann, dass durch Kombination ungenügender Teilinformationen (z. B. Datenlücken für bestimmte qualitative Effekte) Falschinformation entsteht.
7. Die Auswahl der Risikokategorien, und die Zuordnung von Zahlen in der Wirkungsabschätzung wurde teilweise als beliebig und nicht ausreichend begründet bzw. in sich schlüssig erachtet. Es wurde kritisch hinterfragt, ob eine Risikomaßzahl tatsächlich etwas über das Risiko eines speziellen GVO aussagen kann, eventuell sei die Einführung von Risikokategorien sinnvoller. Die stark vereinfachten Zuschreibungen (z. B. „im Feld beobachtet“, „im Labor nachgewiesen“) sagen einerseits nichts über Eintrittswahrscheinlichkeiten aus und sind andererseits auch nicht gentechnik-spezifisch. Als erste Hinweise zur Abschätzung des Auskreuzungspotentials der jeweiligen Kulturpflanze sind sie jedoch auch für die Risikoabschätzung von GVO sehr wesentlich. Weiters sei die Multiplikation von entsprechenden Zahlen der Wirkungsabschätzung mit der Zahl der betroffenen Schutzgüter und die Addition der Ergebnisse zur einer Gesamt-Risikomaßzahl nicht ausreichend begründet. Solange die Risikoabschätzung noch strittig ist, wird eine Quantifizierung in Frage gestellt. Bei derzeit nicht vorhandenen oder unzureichenden Kenntnissen über Wirkungen sollte gemäß dem Vorsorgeprinzip eine hohe Zahl für die Wirkungsabschätzung eingesetzt werden, die bei besseren Kenntnissen eventuell reduziert werden kann.
8. Die Grundschwierigkeit bestehe in der Vergabe von Zahlen in einem Bereich, in dem die empirischen Grundlagen über Effekte sowie die kausalen Wirkungszusammenhänge nur in Ansätzen bekannt sind. Es erhebe sich somit die Frage, ob durch Kombination von oft ungenügender Teilinformation mit einer noch erst in Ansätzen entwickelten Methodik eine bessere Datenbasis als durch die Einzelinformationen erhalten werden kann.

9. Eine Alternative zum gewählten Ansatz der Integration der Risikoabschätzung „Gentechnik“ als eigene Wirkungskategorie in die LCA wäre, diesen Teil nach einer entsprechenden versuchsweisen Abhandlung im Sinne des vorgeschlagenen (und weiterentwickelten) Ansatzes wieder „herauszuheben“ und dessen Eignung zur verbesserten Risikoabschätzung von GVP (und auch von konventionell gezüchteten Pflanzen) vorerst noch unabhängig vom LCA-Aspekt zu diskutieren. Dies könnte zu einer Klärung des komplexen Hypothesengebäudes beitragen und würde vermeiden, dass eine vorerst dünne Datenbasis mit noch nicht ausgereifter Methodik zu einer eventuell nicht stimmigen Quantifizierung mit möglicherweise irreführenden Resultaten führt. Gleichzeitig wäre mit dieser Alternative offen gelassen, zu einem gegebenen späteren Zeitpunkt, nach entsprechender Verfeinerung des Ansatzes, die Integration in die LCA erneut zu versuchen. Erfahrungen aus dem Bereich der Mikrobiologie und der biotechnologischen Produktion im geschlossenen System könnten hier genutzt werden. Dem wurde entgegengehalten, dass die Integration der Risikoabschätzung in die LCA weniger Schwierigkeiten bereite, problematisch sei das Fehlen wissenschaftlicher Grundlagen für die quantitative Risikoabschätzung.
10. Weiters wurde vorgebracht, ob im Falle von GVP nicht eher ein Ansatz auf der Basis von „Information“ (DNA als Information) als auf der Basis von Masse erfolgen sollte, wobei offen blieb, wie dies dann konkret umgesetzt werden könnte. Als Hilfsmittel zur Informationsbewertung könnten die exprimierten Eigenschaften von Nutzpflanzen herangezogen werden.

7.1.3 Vorschläge zur Änderung des Endberichts für eine Publikation als UBA Monographie gemeinsam mit der Zusammenfassung des Diskussionsworkshops

Auf der Grundlage der oben zusammengefassten Diskussion schlägt das Umweltbundesamt folgende Vorgangsweise zur Modifikation des Endberichts und zur Publikation als UBA – Monographie vor:

- Der im Endbericht vorgeschlagene Ansatz wurde von allen TeilnehmerInnen des Diskussionsworkshops als wichtiger Diskussionsbeitrag zur Thematik gewertet. Auch die grundsätzlich vorgebrachte Kritik stellt nicht die Diskussionswürdigkeit des Ansatzes in Frage, sondern war konstruktiv auf möglicherweise derzeit erfolgversprechendere Alternativen bzw. auf eine Verbesserung und Verfeinerung des gewählten Ansatzes ausgerichtet.
- Der vorgelegte Endbericht der C.A.U. GmbH soll daher als UBA – Monographie veröffentlicht werden und damit einer breiteren fachlichen Diskussion – auch im internationalen Rahmen – zugänglich gemacht werden. Der gewählte Ansatz basiert zudem auch auf anerkannten Vorarbeiten von renommierten Institutionen, wie z. B. dem deutschen Sachverständigenrat für Umweltfragen (SRU, 1998). Um Missverständnissen vorzubeugen, sollen jedoch die in den Beispielen erfolgten Zahlenzuordnungen und Gesamtberechnungen gestrichen werden. Auch die Bestimmung des Wirkungsindikatorergebnisses auf Flächenbasis soll verbal argumentiert und weniger tabellenhaft dargestellt werden. Konkrete Zahlenzuordnungen und Gesamtberechnungen könnten beispielhaft im Anhang der Studie angeführt werden.
- Das oben zusammengefasste Protokoll des Diskussionsworkshops wird als Teil der UBA-Monographie zusammen mit dem modifizierten Endbericht publiziert.

8 LITERATUR

- AMMANN, K.; JACOT, Y. & AL MAZYAD, P.R. (1996): Field release of transgenic crops in Switzerland – An ecological risk assessment of vertical gene flow. In: Gentechnisch veränderte krankheits- und schädlingsresistente Nutzpflanzen – Eine Option für die Landwirtschaft, Schulte, E. & Käppli, O. (eds.), Bern, 101–158.
- ATKINSON, R. (1989): Kinetics and Mechanisms of the Gas-Phase Reactions of the Hydroxyl Radical with Organic Compounds. J. Phys. Chem. Ref. Data Monograph 1, Am. Inst. Physics, New York.
- BAITZ, M. & KREYSIG, J. (1998): Methode zur Integration der Naturraum-Inanspruchnahme in Ökobilanzen. IKP Universität Stuttgart.
- CEN, 1999: COMITE EUROPEEN DE NORMALISATION (CEN). Umweltmanagement – Ökobilanz – Wirkungsabschätzung (ISO 14042 : 2000). Deutsche Fassung. Brüssel.
- COWELL, S. J. (1998): Environmental Life Cycle Assessment of Agricultural Systems: Integration Into Decision-Making. Ph.D. dissertation. Centre for Environmental Strategy, University of Surrey, Guilford.
- COWELL, S. J. (2000): Environmental Life Cycle Assessment of Agricultural Systems: Integration Into Decision-Making. submitted to Int. J. LCA.
- DE VRIES, F.T.; VAN DER MEIJDEN, R. & BRANDENBURG, W.A. (1992): Botanical files – A study of the real chances for spontaneous gene flow from cultivated plants to the wild flora of the Netherlands.
- DIN/NAGUS (1996): AA3/UA2: Nationales Papier zu DIN ISO 14042; interner Entwurf vom Februar 1996.
- EUSES (1997): European Commission (Joint Research Centre, JRC; European Chemical Bureau): EUSES – the European Union System for the Evaluation of Substances. EUSES 1.00 User Manual. Ispra.
- GOEDKOOP, M. & SPRIENSMA, R. (1999): The Eco-indicator 99. A damage oriented method for Life Cycle Impact Assessment. Methodology Report. PRé Consultants B. V., Amersfoort.
- GUINÉE, J. & HEIJUNGS, R. (1993): A Proposal for the Classification of Toxic Substances Within the Framework of Life Cycle Assessment of Products. Chemosphere 26, 1925–1944
- GUINÉE, J.; HEIJUNGS, R.; VAN OERS, L.; VAN DE MEENT, D.; VERMEIRE, TH. & RIKKEN, M. (1996a): LCA impact assessment of toxic releases. Generic modelling of fate, exposure and effect for ecosystems and human beings with data for about 100 chemicals. Report by CML (Leiden) and RIVM (Bilthoven) to the Dutch Ministry of Housing, Spatial Planning and Environment. May 1996.
- GUINÉE, J.; HEIJUNGS, R.; VAN OERS, LAURAN F. C. M.; WEGENER SLEESWIJK, A.; VAN DE MEENT, D.; VERMEIRE, TH. & RIKKEN, M. (1996b): USES. Uniform System for the Evaluation of Substances. Inclusion of Fate in LCA Characterisation of Toxic Releases Applying USES 1.0. Int. J. LCA 1, 133–138.
- HAUSCHILD, M.; WENZEL, H.; ALTING, L. (1998): Environmental Assessment of Products (Methodology, tools and case studies in product development). 1. Band. London: Chapman&Hall, 1997. Hauschild, M.; Wenzel, H.: Environmental Assessment of Products (Scientific background). 2. Band London: Chapman & Hall.
- HEIJUNGS, R. (1995): Harmonisation of Methods for Impact Assessment. ESPR-Environm. Sci. Pol-Pollut. Res. 2, 217–224.
- HEIJUNGS, R.; GUINÉE, J. B.; HUPPES, G.; LANKREIJER, R. M.; UDO DE HAES, H. A.; WEGENER SLEESWIJK, A.; ANSEMS, A. M. M.; EGGELS, P. G.; VAN DUIN, R. & DE GOEDE, H. P. (1993): Environmental Life Cycle Assessment of Products. Guide (Part 1) and Backgrounds (Part 2) October 1992, prepared by CML, TNO and B&G. Leiden 1992. English Version 1993.
- HUIJBREGTS, M. A. J. (1999): Priority Assessment of Toxic Substances in the frame of LCA. Development and application of the multimedia fate, exposure and effect model USES-LCA. Milieukunde Universität Amsterdam Mai 1999.

- ISO (1997): International Organization for Standardization (ISO) Technical Committee TC 207/Subcommittee SC 5: Environmental management – Life cycle assessment – Principles and framework. International Standard EN ISO 14040.
- ISO (1998): International Organization for Standardization (ISO) Technical Committee TC 207/Subcommittee SC 5: Environmental management – Life cycle assessment – Goal and scope definition and inventory analysis. International Standard EN ISO 14041.
- ISO (2000a): International Organization for Standardization (ISO) Technical Committee TC 207/Subcommittee SC 5 (2000): Environmental management – Life cycle assessment – Life cycle impact assessment (Wirkungsabschätzung). EN ISO 14042.
- ISO (2000b): International Organization for Standardization (ISO) Technical Committee TC 207/Subcommittee SC 5: Environmental management – Life cycle assessment – Interpretation. International Standard EN ISO 14043.
- JOLLIET, O. (1996): Impact Assessment of Human and Eco-toxicity in Life Cycle Assessment. In: Udo de Haes, H.A. (ed.): Towards a Methodology for Life Cycle Impact Assessment. SETAC-Europe, Brussels, September, 49–61.
- JOLLIET, O. & CRETТАZ, P. (1997): Critical Surface-Time 95. A Life Cycle Impact Assessment methodology including fate and exposure. Lausanne: Swiss Federal Institute of Technology.
- JOLLIET, O.; MARGNI, M.; ROSSIER, D. & CRETТАZ, P. (1998): Life cycle impact assessment of pesticides on human health and ecosystems. Proceedings of the Int. Conf. on LCA in Agriculture, Agroindustry and Forestry, 3–4 Dec. 98, Brussels.
- KLÖPFER, W. (1993): Environmental Hazard Assessment of Chemicals and Products. Part I. General Assessment Principles. *ESPR – Environ. Sci. & Pollut. Res.* 1, 47–53.
- KLÖPFER, W. (1996): Verhalten und Abbau von Umweltchemikalien – Physikalisch-chemische Grundlagen. Reihe Angewandter Umweltschutz. ISBN 3-609-73210-5. ecomed Verlag, Landsberg/Lech.
- KLÖPFER, W. & DANIEL, B. (1991): Reaktionskonstanten zum abiotischen Abbau von organischen Chemikalien (Datenbank ABIOTIKs). Umweltbundesamt Berlin (Hrsg.) UBA Texte 51/91. Berlin.
- KLÖPFER, W. & RENNER, I. (1995): Methodik der Wirkungsbilanz im Rahmen von Produkt-Ökobilanzen unter Berücksichtigung nicht oder nur schwer quantifizierbarer Umwelt-Kategorien. Bericht der C.A.U. GmbH, Dreieich, an das Umweltbundesamt (UBA), Berlin, Mai 1994. in: UBA-Texte 23/95, Berlin.
- KLÖPFER, W.; RENNER, I.; ECKELKAMP, C.; TAPPESER, B.; DIETRICH, R. (1999): Life Cycle Assessment gentechnisch veränderter Produkte als Basis für eine umfassende Beurteilung möglicher Umweltauswirkungen. Umweltbundesamt Monographien Band 111. Wien.
- KÖLLNER, T. & JUNGBLUTH, N. (2000): Life-Cycle Impact Assessment for Land Use. Third SETAC World Congress, 21.–25.5.00, Brighon.
- LAFLECHE, V. & SACCHETTO, F. (1997): Noise Assessment in LCA – A Methodology Attempt: A Case Study with Various Means of Transportation on a Set Trip. *Int. J. LCA* 2, 111–115
- LESER, H. & KLINK, H.-J. (Hrsg.) (1988): Handbuch und Kartieranleitung Geoökologische Karte 1:25.000 (KA GÖK 25). Forschungen zur deutschen Landeskunde, Bd. 228. Trier: Zentralausschuß für deutsche Landeskunde, Selbstverlag.
- MACKAY, D. (1991): Multimedia Environmental Models: The Fugacity Approach. Lewis Publ., Boca Raton, Florida.
- MARKS, R. et al. (Hrsg.) (1992): Anleitung zur Bewertung des Leistungsvermögens des Landschaftshaushaltes (BA LVL). Forschungen zur Landeskunde, Band 229. Zentralausschuß für deutsche Landeskunde, Selbstverlag, Trier.
- MÜLLER-WENK, R. (1998): Land Use – The Main Threat to Species. How to include land use in LCA. Institut für Wirtschaft und Ökologie, Universität St. Gallen, IWÖ-Diskussionsbeitrag Nr. 64. St. Gallen.
- PEPER, H.; ROHNER, M.-S. & WINKELBRANDT, A.: Grundlagen zur Beurteilung der Bedarfsplanung für Bundesfernstraßen aus der Sicht von Naturschutz und Landschaftspflege am Beispiel des Raumes Wörth-Pirmasens. *Natur und Landschaft* 60 (1985) 397–401

- SCHMITZ, S.; OELS, H.-J. & TIEDEMANN, A. (1995): Ökobilanz für Getränkeverpackungen. Teil A: Methode zur Berechnung und Bewertung von Ökobilanzen für Verpackungen. Teil B: Vergleichende Untersuchung der durch Verpackungssysteme für Frischmilch und Bier hervorgerufenen Umweltbeeinflussungen. UBA Texte 52/95. Berlin:
- SETAC (1993): Society of Environmental Toxicology and Chemistry: Guidelines for Life-Cycle Assessment: A „Code of Practice“. From the SETAC Workshop held at Sesimbra, Portugal, 31 March – 3 April 1993. Edition 1. Brussels, Pensacola.
- SNOW, A. A. & MORAN-PALMA, P. (1995): Ecological risks of cultivating transgenic plants. Submitted to the US Environmental Protection Agency.
- SNOW, A. A. & MORAN-PALMA, P. (1997): Commercialization of transgenic plants: Potential ecological risks. *BioScience* 47, 86–96.
- SOLBERG-JOHANSEN, B.; CLIFT, R. & JEAPES, A. (1997): Irradiating the Environment: Radiological Impacts in Life Cycle Assessment. *Int. J. LCA* 2; 16–19.
- SRU (1998): Der Rat von Sachverständigen für Umweltfragen (SRU) (1998): Umweltgutachten 1998, Metzler-Poeschel, Stuttgart.
- UDO DE HAES, H. A. (Hrsg.) (1996): Towards a Methodology for Life Cycle Impact Assessment. ISBN 90-5607-005-3. SETAC-Europe, Brussels, September 1996.
- UDO DE HAES, H. A.; JOLLIET, O.; FINNVEDEN, G.; HAUSSCHILD, M.; KREWITT, W. MÜLLER-WENK, R. (1999 a): Best available practice regarding impact categories and category indicators in life cycle impact assessment. *Int. J. LCA* 4, 66–74.
- UDO DE HAES, H.A.; JOLLIET, O.; FINNVEDEN, G.; HAUSSCHILD, M.; KREWITT, W. MÜLLER-WENK, R. (1999 b): Best available practice regarding impact categories and category indicators in life cycle impact assessment (Continued). *Int. J. LCA* 4 , 167–174.
- VOGEL, B. & TAPPESER, B. (2000): Der Einfluß von Risikodiskussion und Risikoforschung auf die Genehmigungsverfahren zum Inverkehrbringen transgener Pflanzen, Gutachten im Auftrag des Technikfolgenabschätzungsbüros am Deutschen Bundestag, Mai 2000.
- WEGENER SLEESWIJK, A.; HEIJUNGS, R. (1996): Modelling Fate for LCA. *Int. J. LCA* 1, 237–240.

A ANHANG

A.1 Beispiel BT-176 Mais

A.1.1 Bestimmung eines Charakterisierungsfaktors für Bt-176 Mais in Mitteleuropa

Nach dem Schema, das in Tab. 5.2 vorgeschlagen wurde, soll nun die Risikomaßzahl R-GVO für den Anbau von Bt-176-Mais in Mitteleuropa (ME) ermittelt werden. Wie in Kap. 5.2.2 erläutert, wird zur Berechnung des Ergebnisses für die einzelnen Risikokategorien die Risikomaßzahl (Spalte 2 der Tab. 9.1) mit der Anzahl der betroffenen Schutzgüter (in Spalte 3 von Tab. 9.1) multipliziert. Durch Summation über alle Risikokategorien erhält man als Ergebnis die dimensionslose Risikomaßzahl R-GVO für Bt-176-Mais in Mitteleuropa mit R-GVO (Bt-176, ME) = 29.

Tab. 9.1: Bestimmung des Charakterisierungsfaktors für BT-176-Mais in Mitteleuropa

Risikokategorie	Wirkungsabschätzung	Betroffene Schutzgüter	Ergebnis
Durchwuchs/durch Diasporenausbreitung	Dd0 = keine Diasporen-ausbreitung		0
Durchwuchs durch vegetative Vermehrung	Dv0 = keine vegetative Vermehrung möglich		0
Hybridisierung und Pollenausbreitungsmöglichkeiten mit Wildpflanzen	Dp0 = keine verwandten Wildpflanzen vorhanden		0
Hybridisierung Nutzpflanze/Nutzpflanze	Bereits im Feld beobachtet = 3	Menschliche Gesundheit, natürliche Umwelt, vom Menschen geschaffene Umwelt = 3	9
Resistenzentwicklung Zielorganismen	Im Labor nachgewiesen = 2	Natürliche Umwelt, vom Menschen geschaffene Umwelt = 2	4
Wirkungen auf Nichtzielorganismen und über die Nahrungskette	Im Labor nachgewiesen = 2	Natürliche Umwelt, vom Menschen geschaffene Umwelt = 2	4
Bodenwirkungen	Im Labor nachgewiesen = 2	Natürliche Umwelt, vom Menschen geschaffene Umwelt = 2	4
Wirkungen der Klonierung	Stat. Signifikante Änderungen einzelner Inhaltsstoffe laut Antragsunterlagen = 1	?	
Übertragene Gene			
Herbizidresistenzgen	1	Natürliche Umwelt = 1	1
Delta-Endotoxigen	1	Natürliche Umwelt = 1	1
Antibiotikaresistenzgene Ampicillinresistenzgen	Wichtig in der Human- und/oder Tiermedizin (mindestens in bestimmten Anwendungsfeldern) = 3	Menschliche Gesundheit, vom Menschen geschaffene Umwelt = 2	6
Gesundheitliche Wirkungen	Liegen keinerlei Untersuchungsergebnisse vor		
Summe			29

Erläuterungen zu Spalte 1–3 der vorstehenden Tabelle:**• Zu Auskreuzung**

- ⇒ Mais kann mit Mais hybridisieren und die generativen Teile (Maiskörner) gehen in die Nahrungskette. Daraus folgt, es kann ein humantoxisches Problem entstehen (direkter Verzehr des Maises resp. seiner Verarbeitungsprodukte, Futtermittel(Tiergesundheit)).
- ⇒ Es kann ein ökotoxikologisches Problem entstehen, da Erntereste von einer Zahl von freilebenden Tieren gefressen werden, die u. a. auch am Abbauprozess organischen Materials beteiligt sind.
- ⇒ Das „man-made environment“ ist insofern betroffen, als alle die Landwirte, die gentechnikfrei wirtschaften möchten und dieses auch ausloben wollen, durch Kontaminationsprobleme betroffen sind, die ihre Vermarktungschancen beeinträchtigen.

• Induktion Resistenzentwicklung

- ⇒ „*Man-made environment*“: Der Anbau wird auf längere Sicht bei den betroffenen landwirtschaftlichen Schädlingen Resistenzen auslösen. Dadurch wird der Einsatz des traditionellen Bt-Präparates speziell im Biolandbau gefährdet
- ⇒ *Ökotox*: Durch Resistenzentwicklung Einfluß auf Wirt-Pathogenentwicklung auch außerhalb bewirtschafteter Flächen, dadurch Einfluß auf Populationsdynamik möglich (zur ökologischen Rolle von Bt ist sehr wenig bekannt, insofern ist auch wenig zu seiner „natürlichen“ Rolle in Ökosystemen zu sagen).

• Wirkung der Klonierung

Aus den Antragsunterlagen geht hervor, daß bei einigen Inhaltsstoffen statistisch signifikante Unterschiede auftreten. Ob diese Unterschiede langfristige Effekte auf die menschliche Gesundheit bei direktem Verzehr oder Einfluß auf Fraßtiere haben, darüber gibt es keine Angaben bzw. wird dies verneint. Daß die Unterschiede auftreten, weist aber auf Positionseffekte oder pleiotrope Effekte hin.

• Horizontaler Gentransfer

Der Nachweis, daß ein horizontaler Gentransfer von Pflanze auf Mikroorganismen prinzipiell möglich ist, wurde geführt. Sehr umstritten ist die Beurteilung der Wahrscheinlichkeit und die Bewertung.

Die Übertragung der AR ist für die Aufrechterhaltung der menschlichen Gesundheit relevant, kann aber auch bei der Tiergesundheit und bei der landwirtschaftlichen Bewirtschaftung (Antibiotikanutzung im Obst- und Gemüsebau bei bakteriell ausgelösten Pflanzenkrankheiten) eine Rolle spielen. Insofern werden hier zwei Schutzgüter angegeben.

- Die Übertragung der Herbizidresistenz kann Einfluß auf die Zusammensetzung der Bodenmikroorganismen nehmen, da Basta auch biozid wirkt. Diejenigen Organismen, die empfindlich sind und eine Resistenz erwerben können, haben einen Überlebensvorteil. Das kann zu einer veränderten Zusammensetzung der Bodenmikroflora führen. Deshalb wird Umwelt als Schutzgut angegeben.
- Die Übertragung des Endotoxingens kann andere Mikroorganismen dazu in die Lage versetzen, zu Pathogenen zu werden, die neue Wirte schädigen. Ob eine Expression stattfinden kann, da der Codongebrauch den pflanzlichen Bedingungen angepaßt ist, ist offen bzw. unseres Wissens nach nicht geprüft. Nichtwissen wird hier im Sinne des Vorsorgeprinzips ausgelegt. Deshalb wird Umwelt als Schutzgut auch für diesen Fall einbezogen.

A.1.2 Bestimmung des Wirkungsindikatorergebnisses

Der im vorigen Kapitel ermittelte Charakterisierungsfaktor soll hier mit Sachbilanzdaten aus KLÖPFER et al. (1999) verknüpft werden. Für diese Verknüpfung sind folgende Parameter aus der Sachbilanz denkbar:

- Mit GVO bepflanzte Ackerfläche/funktionelle Einheit
- GVO-Individuen/funktionelle Einheit
- GVO-Biomasse/funktionelle Einheit
- Masse gentechnisch veränderte DNA/funktionelle Einheit.

Nach Meinung der Autoren ist es gerechtfertigt, einen linearen Zusammenhang zwischen der mit GVO bepflanzten Ackerfläche und dem Risiko durch den Anbau anzunehmen.

Tab. 9.2: Flächennutzung ausgewählter Körnermais-Szenarien, bezogen auf die funktionelle Einheit (f. u.) von 1.000 kg Körnermais (KLÖPFER et al., 1999)

Flächennutzung [m ² *a]	KM-Sz. 2		KM-Sz. 4/5		KM-Sz.6		KM-Sz. 7	
	/1.000 kg	%						
Fläche Benthos II–III	1,70E+00	42	1,68E+00	42	1,81E+00	43	1,81E+00	43
Fläche Benthos II–IV	1,76E-01	4	1,74E-01	4	1,87E-01	4	1,87E-01	4
Fläche Benthos III–IV	0,00E+00	0	0,00E+00	0	0,00E+00	0	0,00E+00	0
Fläche II–III	1,08E+00	27	1,07E+00	27	1,11E+00	26	1,11E+00	26
Fläche II–IV	2,37E-01	6	2,35E-01	6	2,46E-01	6	2,46E-01	6
Fläche III–IV	5,63E-01	14	5,61E-01	14	5,82E-01	14	5,81E-01	14
Fläche IV–IV	4,63E-03	0	4,58E-03	0	4,73E-03	0	4,73E-03	0
Fläche landwirtschaftliche Gebäude	2,94E-01	7	2,88E-01	7	3,04E-01	7	3,04E-01	7
Summe aus Vorketten	4,05E+00	100	4,01E+00	100	4,24E+00	100	4,24E+00	100
Fläche Acker, konventionell	1,17E+03		0,00E+00		1,20E+03		1,08E+03	
Fläche Acker, GVO	0,00E+00		1,17E+03		0,00E+00		1,20E+02	
Fläche Acker, Bio	0,00E+00		0,00E+00		0,00E+00		0,00E+00	
Verarbeitung	4,22E+00		4,22E+00		4,22E+00		4,22E+00	

Dabei bedeuten:

KM-Sz. 2: Konventionelles Saatgut, Maiszünslerbefall 100 %, Insektizideinsatz auf 100 % der Anbaufläche, optimaler Ertrag.

KM-Sz. 4/5: Bt-176 Saatgut, Maiszünslerbefall 0/100 %, kein Insektizideinsatz, optimaler Ertrag.

KM-Sz. 6 (Österreich-typisches Szenario): Konventionelles Saatgut, Maiszünslerbefall 25 %, Insektizideinsatz auf 10 % der Anbaufläche, Standardertrag.

KM-Sz. 7: BT-176-Saatgut auf 10 % der Anbaufläche, Maiszünslerbefall 100 %, kein Insektizideinsatz, Standardertrag.

Von den verschiedenen Flächennutzungen, die in der Sachbilanz des Vorläuferprojektes bestimmt wurden, werden hier nur die Angaben zur „Fläche Acker, GVO“ benötigt. Als Charakterisierungsfaktor wurde im vorigen Kapitel die dimensionslose Risikomaßzahl R-GVO für Bt-176-Mais in Mitteleuropa mit R-GVO (Bt-176, ME) = 29 ermittelt. Durch Multiplikation mit den Flächennutzungen ergeben sich die folgenden Wirkungsindikatorergebnisse:

Tab. 9.3: Berechnung des Wirkungsindikatorergebnisses für ausgewählte Körnermaisszenarien

		KM-Sz. 2	KM-Sz. 4/5	KM-Sz.6	KM-Sz. 7
Flächennutzung [m ² *a]/1000 kg Körnermais	GVO	0,00E+00	1,17E+03	0,00E+00	1,20E+02
R-GVO (Bt-176, ME)		29	29	29	29
R-GVO [m²*a]/1000 kg Körnermais		0,00E+00	3,39E+04	0,00E+00	3,48E+03

Da in den Szenarien KM-Sz. 2 und KM-Sz. 6 nur konventionell gezüchtetes Saatgut verwendet wird, entfällt hier die „Flächennutzung GVO“ und das Wirkungsindikatorergebnis ist R-GVO = 0 m²*a/1000 kg Körnermais. Die Ergebnisse für die Szenarien KM-Sz. 4/5 und KM-Sz. 7 werden durch die unterschiedliche „Flächennutzung GVO“ bestimmt. Diese wiederum hängt ab vom Anteil der mit gentechnisch verändertem Saatgut bepflanzten Fläche und vom Ertrag. Somit ist das Wirkungsindikatorergebnis in der Wirkungskategorie „Gentechnik“ für KM-Sz. 4/5 ungefähr 10mal so groß wie für KM-Sz. 7.

A.2 Beispiel Basta-resistenter Winterraps

A.2.1 Bestimmung eines Charakterisierungsfaktors für Basta-resistenten Winterraps

Hier wird das Schema aus Tab. 5.2 auf Basta-resistenten Winterraps der Firma AgrEvo angewendet, dessen Anbau ebenfalls in der Vorläuferstudie bilanziert wurde (KLOEPFFER et al., 1999).

Tab. 9.4: Bestimmung des Charakterisierungsfaktors für Basta-resistenten Winterraps

Risikokategorie	Wirkungsabschätzung	Betroffene Schutzgüter	Ergebnis
Durchwuchs/durch Diasporenausbreitung	Dd5 = Diasporenausbreitung ist die Regel, Fruchtbildung erfolgt häufig und mit hoher Effektivität	Natürliche Umwelt, vom Menschen geschaffene Umwelt = 2	10
Durchwuchs durch vegetative Vermehrung	Dv0 = keine vegetative Vermehrung möglich		
Hybridisierung und Pollenausbreitungsmöglichkeiten mit Wildpflanzen	Dp2 = keine Berichte über spontane Hybriden vorhanden (Dp3 = Auftreten zufälliger, natürlicher Hybride, keine Rückkreuzungen beobachtet)	Natürliche Umwelt, vom Menschen geschaffene Umwelt = 2	4 (6)
Hybridisierung Nutzpflanze/Nutzpflanze	Bereits im Feld beobachtet = 3	Menschliche Gesundheit, natürliche Umwelt, vom Menschen geschaffene Umwelt = 3	9
Resistenzentwicklung Zielorganismen	Möglich, aber nicht nachgewiesen = 1	Natürliche Umwelt, vom Menschen geschaffene Umwelt = 2	2
Wirkungen auf Nichtzielorganismen und über die Nahrungskette	Im Labor nachgewiesen = 2	Natürliche Umwelt = 1	2

Risikokategorie	Wirkungsabschätzung	Betroffene Schutzgüter	Ergebnis
Bodenwirkungen	Im Labor nachgewiesen = 2	Natürliche Umwelt = 1	2
Wirkungen der Klonierung	?	?	
Übertragene Gene 2 Kopien des pat-Gens	2	Natürliche Umwelt = 1	2
Gesundheitliche Wirkungen	?	?	
Summe			31 (33)

Erläuterungen

• zu Durchwuchs und Auskreuzung

- die Bewertung zum Durchwuchs durch Diasporenausbreitung und zum Auskreuzungspotential wurden von AMMANN et. al (1996) übernommen. Allerdings differieren die Angaben zur Möglichkeit der spontanen Hybridbildung (s. KLÖPFFER et al. 1999). Insofern könnte mindestens auch eine Einstufung in die nächst höhere Kategorie vorgenommen werden.

• Resistenzentwicklung Zielorganismen

- eine langfristige Resistenzentwicklung einiger Ackerbegleitkräuter ist erwartbar. Zumindest zeigen dies die Erfahrungen mit alten Herbiziden. Auswirkungen sind dann auch nicht auf den Ackerbau alleine beschränkt (s. Beispiele in KLÖPFFER et al.1999)

• Horizontaler Gentransfer

Der Nachweis, daß ein horizontaler Gentransfer von Pflanze auf Mikroorganismen prinzipiell möglich ist, wurde geführt. Sehr umstritten ist die Beurteilung der Wahrscheinlichkeit und die Bewertung.

- Die Übertragung der Herbizidresistenz kann Einfluß auf die Zusammensetzung der Bodenmikroorganismen nehmen, da Basta auch biozid wirkt. Diejenigen Organismen, die empfindlich sind und eine Resistenz erwerben können, haben einen Überlebensvorteil. Das kann zu einer veränderten Zusammensetzung der Bodenmikroflora führen. Deshalb wird Umwelt als Schutzgut angegeben.

A.2.2 Bestimmung des Wirkungsindikatorergebnisses

Wie beim Beispiel Körnermais wird hier der Charakterisierungsfaktor mit Sachbilanzergebnissen aus der Vorläuferstudie verknüpft.

Tab. 9.5: Flächennutzung der Winterraps-Szenarien, bezogen auf die funktionelle Einheit (f. u.) von 1.000 l Rapsöl

Flächennutzung [m ² *a]	WR-Sz. 1		WR-Sz. 2		WR-Sz. 3		WR-Sz. 4	
	/1.000 l	%						
Fläche Benthos II–III	1,63E+01	42	1,61E+01	42	1,66E+01	41	1,21E+01	54
Fläche Benthos II–IV	1,69E+00	4	1,66E+00	4	1,71E+00	4	1,25E+00	6
Fläche Benthos III–IV	0,00E+00	0	0,00E+00	0	0,00E+00	0	0,00E+00	0
Fläche II–III	1,13E+01	29	1,12E+01	29	1,17E+01	29	3,66E+00	16
Fläche II–IV	2,19E+00	6	2,18E+00	6	2,21E+00	6	9,99E-01	4
Fläche III–IV	5,23E+00	13	5,22E+00	13	5,25E+00	13	1,32E+00	6

Flächennutzung [m ² *a]	WR-Sz. 1		WR-Sz. 2		WR-Sz. 3		WR-Sz. 4	
	/1.000 l	%						
Fläche IV–IV	6,58E-02	0	6,26E-02	0	6,59E-02	0	1,17E-02	0
Fläche landwirtschaftliche Gebäude	2,39E+00	6	2,39E+00	6	2,44E+00	6	2,93E+00	13
Summe aus Vorketten	3,92E+01	100	3,89E+01	100	3,99E+01	100	2,23E+01	100
Fläche Acker, konventionell	1,02E+04		0,00E+00		0,00E+00		0,00E+00	
Fläche Acker, GVO	0,00E+00		1,02E+04		1,02E+04		0,00E+00	
Fläche Acker, Bio	0,00E+00		0,00E+00		0,00E+00		1,50E+04	
Verarbeitung	1,64E+01		1,64E+01		1,64E+01		1,64E+01	

Dabei bedeuten:

WR-Sz. 1: Konventionell gezüchtetes Saatgut, Herbizid Butisan S

WR-Sz. 2: Basta-resistentes Saatgut, Herbizid Basta (eine Applikation)

WR-Sz. 3: Basta-resistentes Saatgut, Herbizid Basta (zwei Applikationen)

WR-Sz. 4: Konventionell gezüchtetes Saatgut, Bio-Anbau (mechanische Unkrautkontrolle)

Als Charakterisierungsfaktor wurde im vorigen Kapitel die dimensionslose Risikomaßzahl R-GVO für Basta-resistentes Winterraps in Mitteleuropa (ME) mit R-GVO (Basta-res. WR, ME = 31 (33)) ermittelt. Durch Multiplikation mit den Flächennutzungen ergeben sich die folgenden Wirkungsindikatorergebnisse:

Tab. 9.6: Berechnung des Wirkungsindikatorergebnisses für ausgewählte Winterrapszenarien

	WR-Sz. 1	WR-Sz. 2	WR-Sz.3	WR-Sz. 4
Flächennutzung GVO [m ² *a]/1000 l Rapsöl	0,00E+00	1,02E+04	1,02E+04	0,00E+00
R-GVO (Basta-res. WR, ME)	31 33	31 (33)	31 (33)	31 (33)
R-GVO [m²*a]/1000 l Rapsöl	0,00E+00	3,16E+04 (3,36E+04)	3,16E+04 (3,36E+04)	0,00E+00

Da in den Szenarien WR-Sz. 1 und WR-Sz. 4 nur konventionell gezüchtetes Saatgut verwendet wird, entfällt hier die „Flächennutzung GVO“ und das Wirkungsindikatorergebnis ist R-GVO = 0 m²*a/1000 l Rapsöl. Die Ergebnisse für die Szenarien WR-Sz. 2 und WR-Sz. 3 werden durch die „Flächennutzung GVO“ bestimmt. Diese wiederum hängt ab vom Anteil der mit gentechnisch verändertem Saatgut bepflanzten Fläche und vom Ertrag. Diese beiden Parameter unterscheiden sich hier nicht. Somit ist das Wirkungsindikatorergebnis in der Wirkungskategorie „Gentechnik“ für beide Szenarien gleich groß.