

SCHRIFTENREIHE SOZIALE ÖKOLOGIE

BAND 10

VERURSACHERBEZOGENE UMWELTINDIKATOREN KURZFASSUNG

MARINA FISCHER-KOWALSKI HELMUT HABERL HARALD PAYER ANTON STEURER HELGA ZANGERL-WEISZ

WIEN, 1991

FORSCHUNGSBERICHT DES IFF UND DES ÖSTERREICHISCHEN ÖKOLOGIE-INSTITUTS IM AUFTRAG DES BMUJF

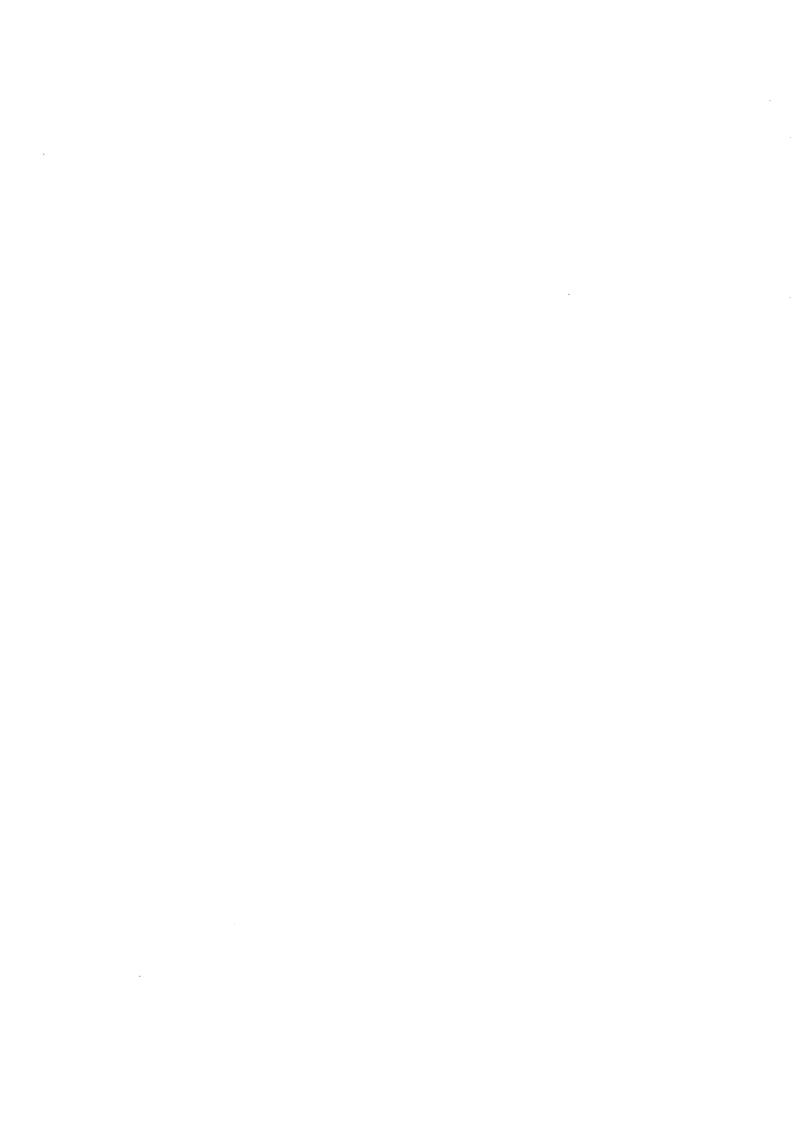
Impressum

Medieninhaber, Verleger, Herausgeber: Interuniversitäres Institut für interdisziplinäre Forschung und Fortbildung (IFF),

Abteilung Soziale Ökologie, A - 1070 Wien, Seidengasse 13 Tel.: 0222-526 75 01-0, FAX: 0222-523 58 43

INHALT

Vo.	RBEMERKUNG 1
1.	ZIELSETZUNGEN DES PROJEKTS UND THEORETISCHE VORENTSCHEIDUNGEN
	Was heißt "Verursacher"? Zum Unterschied zwischen politisch-moralischer und technischer Zurechnung
	Was unterscheidet "umweltbelastende" von "nicht-belastenden" Aktivitäten
2.	DAS VORGESCHLAGENE INDIKATORENSYSTEM: BESCHREIBUNG UND BEGRÜNDUNGEN
2.1	Ökologisch-ökonomische Systemindikatoren (ÖSIs)13Einleitung13Materialintensität14Energieintensität21Transportintensität24
2.2	Emissionen (EMIs)28Emissionsdaten im Umweltsatellitensystem28Das Emissionsmodul29Emissionsdatenlage31Empfehlungen für ein Forschungsprogramm zur31Entwicklung von Emissionskoeffizienten34
2.3.	
3.	DAS VORGESCHLAGENE INDIKATORENSYSTEM: ÜBERSICHT ÜBER STAND DER ARBEIT UND MACHBARKEIT
I .rr	FRATUR



VORBEMERKUNG

Die hier vorgelegte Arbeit soll "neue Wege zur Messung des Sozialprodukts" (wie der Titel des Programmes lautet, in dessen Rahmen sie vergeben wurde) bahnen. Wir sind im Zuge unserer Arbeiten schrittweise immer mehr zu der Auffassung gelangt, daß das, was wir hier vorschlagen, tatsächlich einen ganz entscheidenden Weg zur Berücksichtigung von Umweltgesichtspunkten in der Volkswirtschaftlichen Gesamtrechnung darstellt – auch wenn dies auf den ersten Blick, besonders dem Ökonomen, nicht so scheinen mag: Denn abgebildet werden durch das hier vorgeschlagene System nicht Geldströme, sondern physische Ströme. Doch trotz dieses augenfälligen Unterschieds ist es der Logik der volkswirtschaftlichen Gesamtrechnung theoretisch, methodisch und politisch eng verbunden.

Theoretisch insofern, als es jene Stromgrößen, die in der klassischen VGR in monetären Einheiten dargestellt werden, in den physischen Stromgrößen Masse und Energie abbildet. Es beschreibt also die aktuellen, ökologisch relevanten Verhaltensmerkmale der Volkswirtschaft in den Naturprozessen angemessenen Kategorien. Dies geschieht in einer Weise, die der Input-Output-Logik der VGR voll kompatibel ist. Es ist allerdings nicht in demselben Maße reduktionistisch wie die klassische VGR: Qualitative Differenzen von Naturprozessen lassen sich nicht in einer einzelnen Maßeinheit – wie der des Geldes – ausdrücken. Die Aggregierbarkeit der vorgeschlagenen Meßgrößen ist daher immer nur innerhalb einer Meßgröße, aber nicht quer über qualitativ verschiedene Meßgrößen gegeben. Ein höheres Aggregationsniveau wäre nur über politisch festzulegende Gewichtungsfaktoren zu erreichen.

Methodisch setzt es an den gleichen Einheiten an (nämlich betrieblichen Aktivitäten) und läßt sich von der betrieblichen Ebene über die Wirtschaftszweige bis zur volkswirtschaftlichen Ebene aggregieren. In einem ausgereifteren Entwicklungsstadium sollten sich die angestrebten Meßgrößen mittels technischer Koeffizienten (die einer periodischen Überarbeitung bedürfen) aus den wirtschaftlichen Parametern generieren lassen. Damit eignen sie sich auch zur Anbindung an ökonomische Modelle zur Abschätzung alternativer Verläufe.

Politisch eignet sich dieses Beschreibungssystem besser als alle bisher entwickelten monetären Ansätze, tatsächlich die relevanten Dimensionen des aktuellen Umweltverhaltens der Volkswirtschaft abzubilden.

Bislang ist das, was sich in VGR-kompatibler Form monetär abbilden läßt, weder hinsichtlich des Umweltverhaltens der Volkswirtschaft, noch hinsichtlich des Zustands der Umwelt besonders aussagekräftig. Das, was sich in "Umweltschutzkosten" bzw. "Defensivkosten zugunsten der Umwelt" niederschlägt, bildet aus mehreren Gründen nur relativ marginale Aspekte des Umweltverhaltens ab.

Es ist nicht so, daß sich die wesentlichen Verhaltensänderungen zugunsten der Umwelt in zusätzlichen Kosten ausdrücken. Viele Veränderungen in Richtung umweltverträglicheren Verhaltens verlaufen konstenneutral bzw. sind u.U. mit unmittelbaren wirtschaftlichen Vorteilen verbunden. Dies gilt etwa für die Veränderung von Input-Materialien in Produktionsprozessen, die Recyclierung von Rohstoffen, Veränderungen der Produktpalette, die Benutzung von verbrauchsärmeren Maschinen und Fahrzeugen, die Verkürzung von Transportstrecken u.v.a.m. Selbst wenn es dabei um Anfangsinvestitionen gehen mag, so können sich

umweltfreundlichere Varianten lediglich in der Auswahl zwischen preislich nicht unterschiedenen Alternativen niederschlagen. In Kosten bilden sich in erster Linie technische end-ofpipe- oder Sanierungsmaßnahmen ab, die – unter umweltpolitischen Gesichtspunkten betrachtet – eher eine veraltete Umweltschutzstrategie darstellen. Deshalb kann man weder schließen, daß Wirtschaftszweige, die hohe Umweltschutzaufwendungen haben, sich umweltfreundlicher verhalten als solche, die nur geringe Aufwendungen tätigen. Noch kann man aus einer Zeitreihe steigender Umweltschutzausgaben schließen, daß die Umwelt zu späteren Zeitpunkten weniger belastet wird als zu früheren – man kann daraus lediglich auf eine (möglicherweise durch politische Maßnahmen ausgelöste) höhere Zahlungsbereitschaft für solche Zwecke schließen.

Es ist auch nicht so, daß aktuelle Umweltschutzausgaben ein zuverlässiger Indikator für das aktuelle umweltfreundliche Verhalten sind. Es mögen damit Schäden kompensiert werden, die bereits vor Jahren und Jahrzehnten verursacht wurden (ohne daß sich das laufende aktuelle Umweltbeeinträchtigungsverhalten ändert), es mögen dadurch laufende Beeinträchtigungen gemildert werden oder Voraussetzungen dafür geschaffen, daß in Zukunft Schäden vermieden werden können – all dies bündelt sich in einer bestimmten Zahlung zu einem gegebenen Zeitpunkt.

Und schließlich wird dadurch nichts über Zustandsveränderungen der Umwelt ausgesagt. Dies scheint zwar trivial, wenn man sich der Komplexität von Naturprozessen, synergistischen und zeitverzögerten Effekten und unserer weitreichenden Unkenntnis derselben bewußt ist, wird aber nicht immer in voller Schärfe wahrgenommen.

Ähnliche Argumente gelten auch für andere Bemühungen, Umweltaspekte monetär in den Griff zu bekommen (zB. Umweltfolgekosten, oder hypothetische Vermeidungskosten von Umweltschäden), die noch dazu weniger gut mit der VGR kompatibel sind (vgl.Fickl 1991b). Damit ist nicht gesagt, daß solche Berechnungen nicht eine gewisse strategische umweltpolitische Bedeutung haben und zB. die Begründung von Maßnahmen erleichtern. Dies ist ohne Zweifel der Fall. Aber was sie nicht leisten können, ist, das Umweltverhalten der Volkswirtschaft in angemessener Weise abzubilden.

Was an den von uns vorgeschlagenen verursacherbezogenen Umweltindikatoren politisch störend erscheinen mag, ist, daß sie die der Umwelt zugefügten Belastungen, und nicht, wie etwa Umweltschutzaufwendungen, die guten Taten der Ökonomie gegenüber der Umwelt fokussieren. Es hat aber einen tiefen Grund, daß Aktivitäten zum Schutze der Natur/Umwelt weniger aussagekräftig sind als belastende Aktivitäten: Die Natur, die "Umwelt", braucht menschliche Aktivitäten, Volkswirtschaften, nicht. Sie kommt ausgezeichnet alleine zurecht. Aber Volkswirtschaften brauchen die Natur als ihre Umwelt, sie brauchen, verbrauchen und mißbrauchen sie. Und das Maß, in dem sie dies tun, und Meßgrößen dafür, sind daher höchst bedeutsam.

Wir schlagen also vor, eine ökologische VGR in physischen Größen, entlang der hier ent-wickelten Linien, für Österreich auszubauen und umzusetzen. Österreich könnte damit auch international eine Vorreiterstellung einnehmen, der auch andere folgen werden, sobald sie – ähnlich wie Österreich – mehr Erfahrungen mit den Grenzen anderer Herangehensweisen gemacht haben.

1. ZIELSETZUNGEN DES PROJEKTS UND THEORETISCHE VORENTSCHEIDUNGEN

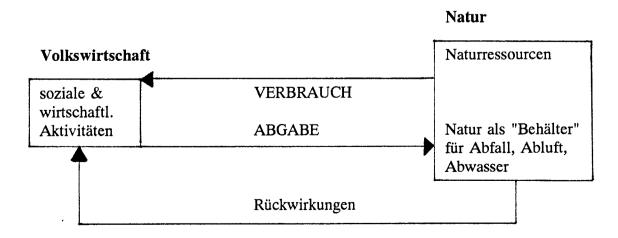
Dieses Projekt wurde im Rahmen des Vorhabens "Neue Wege zur Messung des Sozialprodukts", ein seitens des Österreichischen Parlaments beschlossenes Programm zur Integration von Umweltinformationen in das System der volkswirtschaftlichen Gesamtrechnung, vergeben. Seine Aufgabenstellungen waren die folgenden:

- 1/ Sichtung, Erfassung und Darstellung der für Österreich vorliegenden Emissionsdaten (im weitesten Sinn des Wortes) nach Umweltmedien und Verursachergruppen in einer auszuarbeitenden Systematik
- 2/ Beschreibung und Kritik der begrifflichen und methodischen Eigenschaften der vorliegenden Daten und Ausarbeitung von Vorschlägen zu ihrer Weiterentwicklung in Anlehnung an internationale Erfahrungen
- 3/ Konzeptuelle Vorarbeiten für die Entwicklung eines dynamischen ökonomischökologischen Input-Output-Modells.

Damit ist die Zielsetzung dieses Projekts im wesentlichen eine pragmatische: Es geht darum, eine wohlgeordnete Menge von Indikatoren zu spezifizieren, die die (potentiell schädlichen) Auswirkungen der Aktivitäten des österreichischen Wirtschafts- und Gesellschaftssystems zu beschreiben erlauben, die von der gegebenen Datenlage her im Rahmen des Erreichbaren liegen und in ein Satellitensystem der VGR integriert werden könnten.

Vereinfacht läßt sich unsere Aufgabe grafisch wie folgt darstellen (vgl. ähnlich bei Fuchs 1991, S.719):

Darstellung 1



Was zu unserer Projektaufgabe gehört, sind Indikatoren für VERBRAUCH und ABGABE, zugeordnet bestimmten gesellschaftlichen Aktivitäten. In der Terminologie der OECD gesprochen, geht es dabei um die Spezifikation von "stresses upon the environment". In den Begriffen des einschlägigen Programms der UNO (vgl. Special IARIW Conference on Environmental Accounting 1991) geht es um die Erstellung eines sets von Indikatoren physischer (nicht also: monetärer) Größen, die sich für das geplante Umwelt-Satellitensystem zur VGR (vgl.Franz 1988, Fickl 1991) eignen.

Den Sinn dieses Unterfangens sehen wir darin, zu erreichen, daß unser gesellschaftliches System besser und kontinuierlicher als bisher weiß, was es gegenüber der Umwelt bzw. der Natur tut – was noch nicht heißt, daß damit klar ist, was es dabei anrichtet oder an möglichen Rückwirkungen auf sich selbst heraufbeschwört. Die von uns angestrebten Indikatoren sollen also ein Instrument der gesellschaftlichen Selbstbeobachtung (und nicht so sehr: der Naturbeobachtung) darstellen. So, wie wir über Geschehnisse innerhalb unseres Gesellschaftssystems mittels der verschiedensten Meßgrößen Bescheid wissen, so sollten wir genauer Bescheid wissen darüber, wie wir uns gegenüber der Umwelt verhalten. Ob einzelne Verhaltensweisen großen, kleinen oder gar keinen Schaden anrichten, wird immer eine Streitfrage bleiben und nicht nur vom gewählten Referenzrahmen, sondern auch sehr stark von den Veränderungen unseres Wissens über natürliche Zusammenhänge beeinflußt sein.

Es war nicht unsere Aufgabe, für die vorgeschlagenen Indikatoren die "fertigen Daten" zu liefern. Wir sammelten und sichteten zwar die vorliegenden einschlägigen Daten für Österreich, aber in erster Linie zu dem Zweck, zu prüfen, wie weit sie verwendbar sind oder wären bzw. um Anhaltspunkte für die Machbarkeit (Feasibility) der von uns entwickelten Indikatoren zu gewinnen.

Dort, wo uns dies im gegebenen knappen Zeitrahmen durchführbar und zugleich geeignet erschien, die Brauchbarkeit und Machbarkeit unserer Vorschläge zu prüfen, haben wir uns mit den empirischen Daten eingehender auseinandergesetzt und können inhaltliche Ergebnisse anbieten. Diese Beispiele sollten aber in erster Linie als Illustration der Verwendbarkeit der theoretischen und methodischen Instrumente gesehen werden.

WAS HEIBT "VERURSACHER"? ZUM UNTERSCHIED ZWISCHEN POLITISCH-MORALISCHER UND TECHNISCHER ZURECHNUNG.

Eine der frühen Schlüsselfragestellungen dieses Projektes bezog sich darauf, wer als der "Verursacher" von Umweltbelastungen aufzufassen sei (vgl. Zwischenbericht Teil 1). Hier sind zwei sehr unterschiedliche Herangehensweisen möglich. Die eine – man könnte sie als politisch-moralische bezeichnen – stellt tendentiell die Frage nach der "Schuld". Schuld an Schäden kann nur jemand sein, der auch die Wahl hat, sie zu unterlassen oder zu vermeiden. Dies setzt also Handlungsspielräume bzw. Macht voraus. (So zB. hat die ÖMV oder der Gesetzgeber weit bessere Möglichkeiten, den Bleigehalt von Treibstoffen zu regulieren, als der einzelne Autofahrer). Je nach Modell gesellschaftlichen Funktionierens ergeben sich dabei unterschiedliche Verantwortliche: So zB. führt ein marxistisches Paradigma dazu, die höchste Entscheidungsmacht in der Hand des Kapitals zu vermuten, ein liberales Paradigma hingegen schreibt sie eher dem politischen System zu. Danach wäre etwa der Gesetzgeber für Emissionen verantwortlich, der unterlassen hat, sie normativ zu begrenzen, oder die Vollzugsorgane, die die Einhaltung dieser Normen unzulänglich überwachen.

Die andere Herangehensweise – man könnte sie als **technische** bezeichnen – richtet sich danach, wessen Handlungen die (vom gesellschaftlichen System aus gesehen letzte) Grenze zur "Umwelt" überschreiten, wer also der Letztnutzer in einer längeren Kette gesellschaftlicher Produktion und Produktverwertung ist, bevor diese (oder ihre Nebenwirkungen) an die Umwelt "externalisiert" werden. Wir sind zu der Auffassung gelangt, daß letztere Herangehensweise – nämlich die technische – in einem ersten Schritt die geeignetere Möglichkeit darstellt, zu konsistenten Festlegungen und Ergebnissen zu kommen. Erst in einem zweiten Schritt kann es gelingen, alternative Modelle von "Verantwortlichkeit" zu spezifizieren und diesen gemäß bestimmte Umweltbelastungen in der Zurechnung "umzuverteilen".

Im Rahmen unseres Projektes heißt dies nun, daß uns als "Verursacher" bzw. Emittent i.w.S. jene Akteure gelten, deren Handlungen die Grenze zwischen Gesellschaftssystem und Umwelt überschreiten.

Die Grenze zwischen Gesellschafts- bzw. Wirtschaftssystem und "Umwelt" ist dabei keine materielle, sondern eine systemische, funktionelle. Derselbe Wald ist in einem Fall funktioneller Bestandteil des Wirtschaftssystems, soweit man ihn als "Produktionsfläche" etwa mit forstlichen Maschinen bearbeitet, im anderen Fall funktionell Teil der "Natur" bzw. "Umwelt", als er durch Emissionen einer nahen Fabrik in seinem Wachstum beeinträchtigt wird.

Bei dieser Betrachtungweise geht es also um die Zurechnung (potentiell umweltschädlicher) Aktivitäten zu bestimmten Akteuren. Dies bedeutet, daß als Gliederungsmerkmal nicht die funktionelle (zB. "Verkehr", "privater Konsum" etc.), sondern die institutionelle Unter-

scheidung (zB. Transportsektor, Haushalte) verwendet werden muß. Nur dadurch wird auch die Verknüpfung mit der ökonomischen Input-Outputrechnung möglich, die es gestattet, Ketten von Akteuren aneinanderzuknüpfen und damit die Vorleistungen, die eine bestimmte Branche von anderen bezieht, in die Auswirkungen auf die Umwelt miteinzubeziehen.

Eine besondere Stellung nimmt dabei der sogenannte "Entsorgungssektor" ein. Dieser wird in einer Reihe von einschlägigen Arbeiten gesondert abgebildet. Er erbringt eine spezifische Dienstleistung an der Schnittstelle von Wirtschaftssystem und Umwelt, die darin bestehen soll, die umweltbelastetenden Nebenwirkungen von Wirtschaftsprozessen herabzumindern. Auch dann, wenn die Entsorgung dem Wirtschaftsprozeß zeitlich nachgelagert ist (zB. bei der Deponierung von Abfall), handelt es sich bei einem Entsorgungsbetrieb nicht um den "Letztnutzer" eines Produktes (bevor dieses aus dem Wirtschaftsprozeß ausgeschieden wird) – dies drückt sich auch darin aus, daß er für dieses "Produkt" nicht zahlt, sondern für dessen "Beseiteschaffung" bezahlt wird; es handelt sich also (auch wenn dies zeitlich nicht immer stimmt) um eine Vorleistung für den Produktions- bzw. Konsumptionsprozeß eines anderen. Eine solche Betrachtungsweise verhindert zugleich, daß der Entsorgungssektor quantitativ in den Rang eines Haupt-Emittenten gerät. Ganz pragmatisch gesehen kommt hinzu, daß der Entsorgungssektor in der österreichischen Wirtschaftsstatistik empirisch nicht abzugrenzen ist.

Mit der Entscheidung für eine **institutionelle** Gliederung wirtschaftlicher Akteure als potentielle "Verursacher" erhob sich die Frage, welche. Wie allen Kennern der österreichischen Wirtschaftsstatistik vertraut, sind eine ganze Anzahl von Gliederungsschemata in Verwendung, die sich nicht nur in ihrer "Tiefe" unterscheiden, sondern untereinander auch noch nicht immer kompatibel sind. In Anbetracht der Tatsache, daß in nächster Zukunft eine Angleichung der österreichischen Systematiken an die EG-Standards (zB. NACE) erfolgen wird, sind wir in unserer Arbeit pragmatisch vorgegangen: Wir präsentieren unsere Daten in der Gliederung, in der wir dies noch am ehesten können. In manchen Fällen handelt es sich dabei um die für die österreichische Energiestatistik eingesetzte Gliederung (in 43 Wirtschaftsbereiche auf Basis der Monatserhebungen des ÖSTAT), in anderen Fällen um die sog. Bundeswirtschaftskammer-Systematik, und für die Input-Output-Modellierungen beschränkten wir uns auf das vom ISEF verwendete 10-Sektoren-Modell.

Für die künftige Entwicklung des Umwelt-Satellitensystems zur VGR wird es anhand der sich in der Wirtschaftsstatistik neu durchsetzenden Systematik noch einmal eingehend zu prüfen sein, auf welcher Ebene dieser Systematik die Umweltinformationen angesetzt werden können und sollen.

WAS UNTERSCHEIDET "UMWELTBELASTENDE" VON "NICHT-UMWELTBELASTENDEN" AKTIVITÄTEN? WAS IST EIN "STRESS UPON THE ENVIRONMENT"?

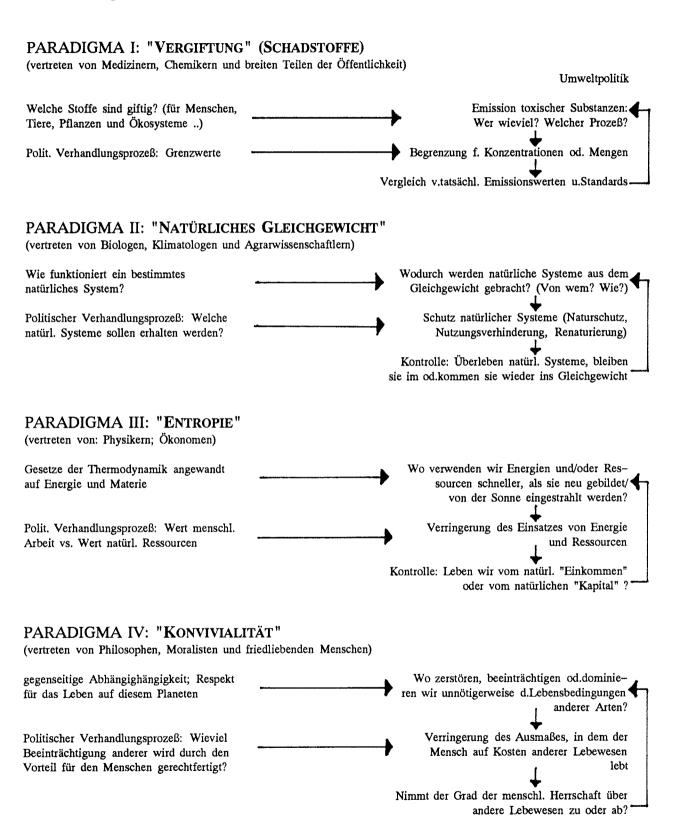
Versuche, diese Frage zu beantworten, standen am Beginn unserer Arbeit (vgl.Zwischenbericht). Wir fanden dabei heraus, daß es dafür in der internationalen Literatur keinerlei Konsens gibt. In den verschiedenen Umwelt-Informationssystemen gibt es dazu bestenfalls pragmatische Antworten, die auch über die Zeit starken Veränderungen unterworfen sind und von "Moden" der Aufmerksamkeit gesteuert zu sein scheinen (vgl.Zwischenbericht). In den gewissermaßen dahinterliegenden grundsätzlicheren wissenschaftlichen Arbeiten, die sich auch um theoretische Begründungen bemühen, findet sich eine Vielzahl von Ansätzen. Wie sich dabei aber herausstellte, variieren die Vorstellungen darüber, was "gut" (oder zumindest harmlos) und was "schlecht" für die "Umwelt" ist, sowohl nach wissenschaftlichen Disziplinen als auch nach dem grundsätzlichen politischen (oder ethischen) Verständnis der Beziehung zwischen Mensch und Natur.

Wir denken, daß sich diese Vielzahl von Vorstellungen in vier grundlegende Paradigmen ordnen läßt. Jedes dieser Paradigmen bezieht sich auf ein spezifisches Grundkonzept, und jedes dieser Paradigmen vermag wichtige Aspekte dessen, was "umweltschädlich" heißen mag, abzubilden. Diese Paradigmen schließen einander nicht gegenseitig aus, in dem Sinn, daß eine bestimmte Form von Umweltschaden nicht in mehreren Paradigmen einen Stellenwert haben kann. Aber sie sind nicht aufeinander reduzierbar, und sie können unseres Erachtens auch nicht zu einem einzelnen "großen" Paradigma verschmolzen werden¹.

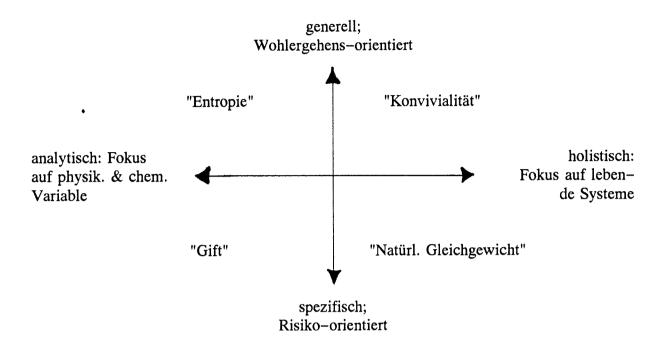
Jedes der vier Paradigmen hat seine eigene Argumentationsstruktur, seine eigene wissenschaftliche und politische Tradition und Bezugsöffentlichkeit. Aber alle 4 Paradigmen zusammengenommen erlauben, so meinen wir, eine vollständige Darstellung dessen, was gemeint sein kann mit "gesellschaftlich verursachter Umweltschaden".

¹ Der Begriff der "sustainability" erhebt den Anspruch, ein solches "großes" Paradigma zu sein. Trotz seiner Allgemeinheit glauben wir allerdings nicht, daß es alle Aspekte umschließen kann, die diese 4 Paradigmen implizieren. Die Konvivialitätsargumentation (Paradigma IV) ist ihm völlig fremd, und einige der kurzfristigeren Prozesse, die das schadstofforientierte Paradigma I erfaßt, fänden in ihm nur nach gewaltsamer "Dehnung" Platz. Am ehesten ist es noch mit dem Entropie-Paradigma III verwandt, und teilt auch einiges an dessen Unspezifizität.

Darstellung 2 Vier Paradigmen zur Beantwortung der Frage "Was ist ein Umweltschaden?"



Darstellung 3 Epistemologische Qualitäten der vier Paradigmen



Die Unterschiede in den Argumentationsweisen, die sich aus den vier Paradigmen ergeben, sollen im folgenden am Beispiel des Autoverkehrs deutlich gemacht werden.

Unter dem "Vergiftungs"-Paradigma wäre das Hauptargument folgendes: Autos verursachen rund die Hälfte der toxischen gasförmigen Emissionen (CO, NOx, CxHy). Daher sollten Grenzwerte für den Schadstoffausstoß eingeführt werden. Katalysatoren wären eine gute Lösung, weil sie die Emission toxischer Substanzen um rund 80% vermindern.

Im Hinblick auf das "Entropie"-Paradigma würde argumentiert, der Autoverkehr bedinge rund 30% des Verbrauchs an nichterneuerbaren Energieträgern (fossile Energieträger). Daher brauchen wir technologische Innovationen, z.B. sparsamere oder solar betriebene Autos. Unter diesem Gesichtspunkt wären Katalysatoren sogar kontraproduktiv, weil für ihre Erzeugung Platin gebraucht wird (eine knappe Ressource), und weil sie den Treibstoffverbrauch erhöhen.

Unter dem Paradigma des "natürlichen Gleichgewichts" würde es von Bedeutung sein, daß der Autoverkehr 15% zur Destabilisierung der Atmosphäre beiträgt (CO2-Anstieg), und außerdem einen bedeutsamen Eingriff in verschiedene biologische Systeme bedeutet (Wälder, Wasserkreislauf etc.). Wiederum würden Katalysatoren nicht helfen, weil sie den CO2-Ausstoß nicht vermindern können, aber unter Umständen elektrische oder solar betriebene Autos.

Das "Konvivialitäts"-Paradigma würde den Autoverkehr als wesentliche Ursache der unbeabsichtigten und sinnlosen Tötung von Tieren (Insekten, Vögeln, Nagetieren, Amphibien etc.) identifizieren; es würde die Aufmerksamkeit darauf lenken, daß das Verkehrsnetz den

Lebensraum vieler Arten zerschneidet, und damit auf Areale beschränkt, die zu klein sind für ein Überleben unter akzeptablen Bedingungen. Solarautos könnten dieses Problem nicht lösen.

Ein demokratisches Umweltinformationssystem – sei es im Rahmen der VGR oder in irgendeinem anderen Teil der amtlichen Umweltstatistik – sollte alle diese Paradigmen berücksichtigen und Daten und Fakten, die die wesentlichen Punkte jedes dieser Paradigmen betreffen, beinhalten. Dem politischen Diskurs bliebe es dann vorbehalten, Widersprüche zu lösen und Argumente zu gewichten. Das Informationssystem selbst sollte aber nicht einer möglichen Argumentationsweise die empirische Basis von vorneherein entziehen, oder eine gegenüber einer anderen privilegieren.

Dieser Schluß wird unterstützt durch die epistemologischen Qualitäten der vier Paradigmen (siehe Darstellung 3). Offenbar sind das "Vergiftungs-" und das "Entropie"-Paradigma enger mit der üblichen analytischen Denkweise (z.B. Chemie oder Physik) verwandt, während das "natürliches Gleichgewichts-" und "Konvivialitäts"- Paradigma von einer holistischen Sicht lebender Systeme ausgehen. Daher widerstreben sie Versuchen, sie an analytische Systeme - wie die VGR – koppeln zu wollen; nichtsdestoweniger könnten holistische, systemische Ansätze sich als zukunftsorientiert erweisen. Die vertikale Dimension – generell vs. spezifisch, zugleich Wohlergehens-orientiert vs. Risiko-orientiert – hat wichtige Implikationen für die mögliche Akzeptanz der Paradigmen: Derzeit ist es viel leichter, politisch für Maßnahmen zur Verhütung bestimmter Risiken zu argumentieren, als für Maßnahmen für langfristiges Wohlergehen. Aber dies könnte sich (hoffentlich) in den nächsten Jahrzehnten ändern, und ein Informationssystem, das heute entworfen wird, sollte für solche Änderungen offen sein.

Gleichzeitig muß ein Umweltinformationssystem verschiedene andere methodologische und politische Standards erfüllen, vor allem:

- 1. Es sollte nicht zu umfangreich sein. Eine der Lehren aus der "Sozialindikatoren"Debatte war, daß Vorschläge, die eine umfangreiche und ständig wachsende Anzahl
 an Indikatoren beinhalten, wenig Chancen auf praktische Umsetzung haben, nicht
 einmal auf nationaler Ebene ganz zu schweigen von der internationalen Ebene. Um
 Akzeptanz zu finden, muß das Informationssystem zwei widersprüchliche Anforderungen erfüllen: es muß gleichzeitig theoretisch gut integriert sein, um nicht
 beliebig aufgebläht werden zu können, und pluralistisch, um unterschiedlichen
 Wertungen gerecht zu werden.
- 2. Die einzelnen Indikatoren sollen **gerichtet** sein. Das heißt, sie sollen so beschaffen sein, daß klar ist, daß höhere numerische Werte ein Mehr an Umweltbelastung signalisieren (oder auch umgekehrt). Für wie bedeutsam das gehalten wird, oder wo ein Optimum (als Ergebnis von Interessensabwägung) angenommen wird, ist dann eine Frage der politischen Wertung.
- 3. Das Informationsystem sollte an die ökonomische Statistik gut anknüpfbar sein. Für Informationen über ökologische Belastungen heißt das, daß sie auf die Aktivitäten definierter wirtschaftlicher Akteure auf einem hinreichend differenzierten Niveau (20 bis 60 Branchen der Wirtschaftsstatistik) beziehbar sein müssen.

- 4. Es sollte **politikrelevant** sein. Das heißt, mit Hilfe dieses Systems sollte es möglich sein, den Effekt alternativer ökonomischer oder politischer Maßnahmen zu simulieren und zwar gemessen in ökologischer Belastung.² Und es sollte ermöglichen, die Effekte früherer Maßnahmen abschätzen zu können ("Feedback"–Funktion). Das setzt voraus, daß die Informationen als (jährliche) Flußgrößen vorliegen (und nicht als Bestandsgrößen).
- 5. Es sollte in nächster Zeit machbar sein. Das heißt, es sollte soweit als möglich auf bestehenden oder zum Teil existierenden Daten aufbauen und nicht Bedarf nach umfangreichen neuen Meßsystemen schaffen.

Bei der Erarbeitung des von uns vorgeschlagenen Umweltinformationssystems haben wir uns von diesen Prinzipien leiten lassen. Die Zukunft wird zeigen, ob andere überzeugt werden können, daß wir ihnen Genüge getan haben.

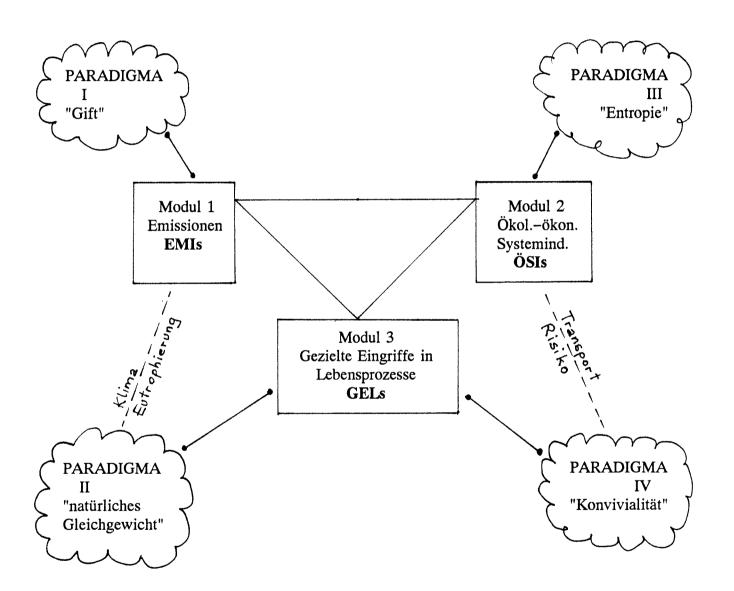
Darstellung 4 gibt eine Überblick über das Informationssystem in Relation zu den vier Paradigmen. Wir schlagen drei Gruppen von Indikatoren vor, die sowohl bezüglich ihres theoretischen Begründungszusammenhangs, ihres (natur)wissenschaftlichen Hintergrunds, als auch ihrer Datenbasis unterschiedlich sind. Methodisch haben sie gemeinsame Kennzeichen: Sie werden gemessen als jährlicher Fluß über die funktionelle³ Grenze zwischen dem gesellschaftlichen System und der "Natur". Sie sind so abstrakt formuliert, daß (prinzipiell) jeder ökonomische Akteur einen solchen Fluß produziert (oder produzieren könnte). Und sie sind beziehbar auf spezifische ökonomische Akteure (Branchen, inkl. Haushalte) in einer institutionellen (nicht funktionellen) Gliederung. Diese Bedingungen stellen im Wesentlichen die Konsistenz des Systems sicher, daher ist es sehr wichtig, jeden Indikator daraufhin zu überprüfen, ob er diesen Bedingungen genügt. Es stellte sich heraus, daß dies eine der schwierigsten Aufgaben bei unseren Forschungen war, weil dies auf einer ökonomischen Logik beruht, die den anderen involvierten Disziplinen fremd ist.

² Es gibt eine Kontroverse darüber, inwieweit die Natur selbst, d.h. zB. der ganze Transformationsprozeß von Emissionen zu Immissionen etc. in ökonomiebezogene Modelle inkludiert werden sollte (vgl. Immler 1989). Wir glauben, ein wesentlich bescheidenerer Anspruch wäre angebracht: Es wäre schon ein großer Fortschritt, wenn es möglich wäre, ökonomische Aktivitäten in ökologische Belastungen zu "übersetzen", und zwar auf einer deskriptiven Basis – wie auch immer die Natur auf sie reagieren mag. Dies ergäbe selbstreferentielle Informationen darüber, was die Gesellschaft tut – anstatt darüber, wie sich die Natur verändert. Den Zustand der Natur in das Informationssystem aufzunehmen, wäre vergleichbar mit dem Versuch, das demographische System in ökonomische Modelle aufzunehmen, und Fragen wie "Wie hoch muß das Einkommen sein, damit die Menschen genau zwei Kinder pro Familie zur Welt bringen?" beantworten zu wollen. Es gibt funktionell autonome Systeme und wir sollten bescheiden genug sein, dies zu respektieren, anstatt den Stand der Forschung zu überschätzen.

³ nicht notwendigerweise physikalische Grenze: Ein Wald ist zur gleichen Zeit ein Teil des ökonomischen Systems und der Natur

⁴ Daher könnte zB. ein Indikator "Ausmaß pflanzlicher Monokulturen" nicht inkludiert werden, weil nur die Land- und Forstwirtschaft charakterisiert würde.

Darstellung 4 Der Bezug zwischen den vorgeschlagenen Indikatorengruppen und den Referenz-Paradigmen zur Umweltbelastung



2. DAS VORGESCHLAGENE INDIKATORENSYSTEM: BESCHREIBUNG UND BEGRÜNDUNGEN

2.1 ÖKOLOGISCH-ÖKONOMISCHE SYSTEMINDIKATOREN (ÖSIS)

EINLEITUNG

Ökonomisch-ökologische Systemindikatoren (kurz ÖSIs) liefern Informationen über die Beziehungen zwischen der physischen und der monetären Ebene eines Wirtschaftssystems. ÖSIs sollen die umweltrelevanten physischen Strukturen der Volkswirtschaft beschreiben. EMIs und GELs liefern dagegen Informationen über die direkten Einwirkungen des Wirtschaftssystems auf die Umwelt.

Gestützt auf die zentralen Ergebnisse des Entropieansatzes und der aktuellen Diskussion um "sustainable economic development" gehen wir von der Annahme aus, daß die Gesellschaft ceteris paribus desto umweltverträglicher ist, je geringer die mit ihrem Wirtschaften verbundenen physischen Größen sind. Je mehr Energie, Masse und Bewegung (Raum/Zeit) für ein gegebenes Maß an Bedürfnisbefriedigung aufgewendet werden muß, desto ökologisch ineffektiver ist eine Gesellschaft. Diesen allgemeinen Satz in operationalisierbare Größen zu übersetzen, ist jedoch alles andere als einfach. Insbesondere gibt es keine gesellschaftlichen Maßzahlen für ein "gegebenes Maß an Bedürfnisbefriedigung": alle monetären Größen bilden dies, wenn überhaupt, nur sehr unzulänglich ab.

Eine gewisse Tradition in dieser Hinsicht haben energiestatistische Analysen: Hier wird mit der Kette von aufgewendeter Primärenergie – Sekundärenergie – Nutzenergie – Energiedienstleistung eine solche Sparsamkeits- oder Effektivitätsvorstellung verfolgt. Aber auch hier ergibt sich die Schwierigkeit, daß die "Energiedienstleistung" kaum in den gleichen Einheiten (nämlich Joule) ausdrückbar ist.

Deshalb ist es als erster Schritt wohl entscheidend, die wirtschaftlichen Prozesse in den zentralen physischen Größen abzubilden. Welche Bezüge dann hergestellt und welche Berechnungen durchgeführt werden, bedarf weiterer Erfahrungen im Umgang mit diesen Daten und eingehender theoretischer Diskussion.

Die ÖSIs können Hinweise für das gesamte Spektrum an mitproduzierten Umweltproblemen liefern. Es handelt sich um Indikatoren auf sehr hohenm Aggregationsniveau. Ihre Informationen sind allerdings entsprechend unscharf bezüglich qualitativ zu differenzierender Umweltfolgen. Dies zu leisten ist vornehmlich Aufgabe der EMIs und GELs.

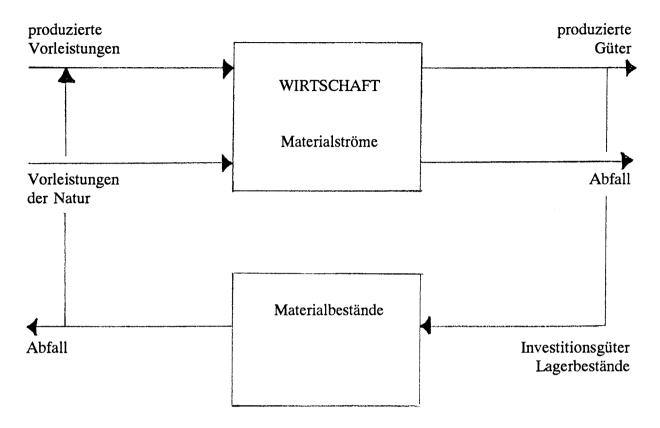
Wir haben uns bemüht, unseren Arbeitsaufwand für die einzelnen (Gruppen von) ÖSIs möglichst strategisch zu verteilen. Relativ wenig Aufwand galt den (ohnehin schon auf Expertenebene gut ausgearbeiteten) Indikatoren für Energieintensität. Ebenso wenig Zeit konnten wir den – in der Literatur auf theoretischer Ebene ausführlich diskutierten, aber in ihrer Operationalisierbarkeit gegenwärtig unabsehbaren – Indikatoren für "Risikointensität" widmen. Der "Transportintensität" hingegen gilt ein eigener Teil des Endberichts (Teil IV), und hier können wir bereits erste empirische Ergebnisse und Modellierungsversuche anbieten. Ähnlich aufwendig gestaltete sich die Bearbeitung des Bereichs der "Materialintensität" (Endbericht Teil V), wo es uns allerdings nur für 4 Branchen gelang, exemplarische empirische Ergebnisse zu erarbeiten. Alle diese empirischen Arbeiten tragen jedoch mehr den Charakter des Erfahrung-Sammelns mit der Brauchbarkeit unserer Vorschläge als den "harter Daten".

MATERIALINTENSITÄT (SIEHE ENDBERICHT TEIL V)

Die Bedeutung von Indikatoren für die Materialintensität von wirtschaftlichen Aktivitäten ergibt sich aus der Tatsache, daß die meisten Umweltschäden durch Gewinnung, Transport, Weiterverarbeitung und Nutzung von Materie verursacht werden. Je nach Menge, Entfernung und Toxizität sind Materialströme in der Regel mit mehr oder weniger großen Umweltge-fährdungen verbunden. Solche Indikatoren liefern somit Aussagen über die physische Seite des Produktionsprozess, sie sagen aber wenig bis nichts über die damit verbundenen Umweltqualitäten aus. Das ist die Aufgabe von Emissionsdaten und Indikatoren für gezielte Eingriffe in Lebensprozesse.

Die hier vorgeschlagenen Indikatoren für die Materialintensität folgen einem ausschließlichen Flow-Konzept, d.h. für den quantitativen Teil der Arbeit sind nur Materialströme relevant, während Materialbestände (das sind i.w. aktivierungspflichtige Investitionsgüter) außer Betrachtung bleiben. Daß heißt selbstverständlich nicht, daß sie ohne ökologische Relevanz wären, bedenkt man beispielsweise den stetig wachsenden Gebäudebestand. Darstellung 5 veranschaulicht das konzeptuelle Verhältnis von Materialströmen und – beständen.

Darstellung 5 Schematische Skizze von Materialströmen und -beständen



Theoretisch folgt das gewählte Flow-Konzept dem Satz von der Erhaltung von Materie und Energie in geschlossenen Systemen. Dies entspricht durchaus der Kreislauf-Logik der VGR. Abgesehen von Kernspaltungsprozessen, die hier vernachlässigt werden können, kann Materie nicht verschwinden. Der daraus abgeleitete Materialbilanzansatz besagt, daß die Summe aller Materialinputs immer gleich der Summe aller Materialoutputs ist. Folgt man diesem Konzept, lassen sich je nach vorhandener Datenbasis Aussagen über den jährlich mitproduzierten Materialverschleiß, die Effektivität des Materialdurchsatzes und die Struktur des gesamten Materialinputs ableiten.

Für die systematische Berechnung von verursacherbezogenen Indikatoren für die Materialintensität stehen zB. die in Darstellung 6 aufgelisteten Datenbasen zur Verfügung:

Im Rahmen der vorliegenden Arbeit wurden Materialbilanzen für vier ausgewählte Branchen (Erdöl- und Erdgasförderung, Erdölverarbeitung, Papiererzeugung und Elektroindustrie) erstellt. Der strukturelle Aufbau der Bilanzen folgt einer Differenzierung nach einerseits Primärinput (d.h. direkte Vorleistungen der Natur) und Sekundärinput (d.h. direkte Vorleistungen des Wirtschaftssystems) sowie andererseits Output in Form von Produkten und Output in Form von nicht weiterverwertetem Materialverschleiß. Darstellung 7 faßt die zentralen Ergebnisse der Materialbilanzen für die untersuchten Wirtschaftszweige zusammen (siehe Endbericht Teil V).

Darstellung 6 Kurzfristig verfügbares Datenmaterial für Materialbilanzen

	Input	Output
Land- und Forstwirtschaft	Industriestatistik 1	Landwirtschaftsstatistik Einschlagsstatistik
	Bundesanstalt für Landtechnik	Grüner Bericht Forstbericht
Industrie	Industriestatistik 2 Außenhandelsstatistik	Industriestatistik 1 Außenhandelsstatistik
	Fachverbände	Fachverbände
	Technische Universität	Technische Universität
	Wirtschaftsuniversität	Wirtschaftsuniversität
	Montanuniversität Betriebe	Montanuniversität Betriebe
Bauwirtschaft	Baustatistik 2	Baustatistik 1
	Vereinigung industrieller Bauunternehmungen Ö.s	Vereinigung industrieller Bauunternehmungen Ö.s
Großgewerbe	Gewerbestatistik 2	Gewerbestatistik 1
-	Außenhandelsstatistik	Außenhandelsstatistik
	Bundesinnungsgruppen	Bundesinnungsgruppen
	Betriebe	Betriebe
Kleingewerbe	Nichtlandwirtschaftliche	Nichtlandwirtschaftliche
	Bereichszählung	Bereichszählung
	Sonderauswertungen	Sonderauswertungen
Handel	Handelsstatistik	Handelsstatistik
	Sonderauswertungen	Sonderauswertungen
	Wirtschaftsuniversität	Wirtschaftsuniversität
	Handelskammer	Handelskammer
	Betriebe	Betriebe
Dienstleistungen	Nichtlandwirtschaftliche	Nichtlandwirtschaftliche
	Bereichszählung	Bereichszählung
	Sonderauswertungen	Sonderauswertungen

Darstellung 7 Materialbilanz ausgewählter Industriezweige (1988, in Mio t)

_		Erdöl-& Erdgas- Förderung	Erdöl- Verar- beitung	Papier- ⁵ erzeu- gung	Elektro
INPUT					
Primärinput (Vorleistun-	direkt entnommene			,	
gen d.Natur)	Rohstoffe	2,153	-	-	-
	Wasser	1,761	12,598	220,700	13,811
	Sauerstoff Stickstoff	?	?	?	?
	sonstige Rohstoffe	-	-	-	-
Sekundärinput (Vorleistungen des Wirt-	Energie- träger	0,063	0,664	0,386 ⁶	0,041
schaftssystems)	sonstiger ⁷ Sekundär- input (davon:	0,005	8,247	5,427	0,686
	Altstoffe) (davon: Verpackungs-	-	-	3,8258	0,005
	material)	0,000	0,000	0,051	0,035
Summe Input		3,982	21,509	226,513	14,538
OUTPUT					
Output in Produkten		2,153	8,129	4,105	0,607
Materialverschleiß (Saldo) ⁹		1,829	13,380 222,408		13,931
Materialverschleiß (excl. Wasser)		0,068	0,782	1,708	0,120
Summe Output		3,982	21,509	226,513	14,538
Beschäftigte (Jahresdurchschnitt) Produktionswert in Mrd S		2,916 ¹⁰	16,57110	12.474 36,446	72.379 60,415

⁵ incl. Zellstofferzeugung

⁶ excl. brennbare Abfälle

⁷ incl. Lieferungen weitgehend unverarbeiteter Primärinputs

⁸ incl. brennbare Abfälle

⁹ gesamter Input minus Produkte

¹⁰ Auskunft Herr Mazanec, ÖSTAT

Der **Primärinput**, dh. der direkt aus der Natur bezogene Input, macht mengenmäßig einen sehr großen Teil des Input aus.

Auffallend ist der hohe Wasseranteil aller betrachteten Branchen. Der Anteil am gesamten Input streut von 44% (Erdöl- und Erdgasförderung) bis 97% (Papiererzeugung). Ein hoher Wasseranteil ist typisch für alle Produktionsbereiche. Es empfiehlt sich daher, die abgeleiteten Indikatoren immer sowohl inklusive als auch exklusive des jeweiligen Wasseranteils zu ermitteln, um etwaigen Informationsverzerrungen vorzubeugen. Die Berechnung des Sauerstoff- und Stickstoffinputs, vor allem im Zuge von Verbrennungsprozessen, hätte den Rahmen dieser Arbeit gesprengt. Sie ist jedoch im Prinzip durchaus möglich und würde den Anteil der Primärinputs noch weiter erhöhen.

Der Sekundärinput kann noch weiter in einen Altstoffanteil, einen Anteil an direkt eingesetzten Verpackungsmitteln sowie spezifischen Anteilen umweltproblematischer Stoffe differenziert werden. Denkbar ist weiters eine explizite Darstellung des Anteils erneuerbarer Rohstoffe am Gesamtinput. Die begriffliche Abgrenzung und ökologische Relevanz der Fraktion der regenerativen und recyclierten Inputanteile bedürfen allerdings noch einer hinreichenden theoretischen Fundierung.

Eine strategische Größe ist zweifelsohne der Saldo zwischen dem gesamten materiellen Input und dem produktiven Output. Dieser umfaßt den Materialverschleiß der Produktion, also Material, das keiner unmittelbaren Weiterverwertung zugeführt wird und entsorgt werden muß. Per definitionem handelt es sich um die Summe aller festen, flüssigen und gasförmigen Abfälle. Die absolute Menge dieses Gesamtabfalls hat vor allem für die Kontrolle, Revision und Vervollständigung von Emissionsdaten hohen Informationswert.

Auf der Grundlage dieser Ergebnisse können Indikatoren für die Materialintensität gebildet werden. Diese Indikatoren sollten vor allem der Vergleichbarkeit verschiedener Wirtschaftsbranchen und verschiedener Zeiträume dienen. Für diesen Zweck empfehlen wir insbesondere die Entwicklung folgender Indikatoren (jeweils p.a.), die für die vier ausgewählten Branchen auch gerechnet werden konnten:

- Gesamtinput je Beschäftigten, in t/Besch. (mit und ohne Wasser),
- Gesamtinput bezogen auf den Produktionswert, in t/S (mit und ohne Wasser),
- Materialverschleiß je Beschäftigten, in t/Besch. (mit und ohne Wasser),
- Materialverschleiß bezogen auf den Produktionswert, in t/S (mit und ohne Wasser).
- Materialeffektivität in % (d.i. der Anteil des Outputs in Produkten am gesamten Input),
- Verpackungsintensität in % (d.i. der Anteil des direkt eingesetzten Verpackungsmaterials am gesamten Output in Produkten).

Darstellung 8 Indikatoren für Materialintensität ausgewählter Industriezweige, 1988

		Erdöl–& Erdgas– Förderung	Erdöl- Verar- beitung	Papier- erzeu- gung	Elektro
Gesamtinput ¹ /Be-	incl.Wasser	1.416	6.343	18.159	201
schäftigte in t/B	excl.Wasser	790	2.628	466	10
Gesamtinput ¹ /Pro-	incl.Wasser	1,37	1,30	6,22	0,24
duktionswert in Mio t / Mrd S	excl.Wasser	0,76	0,54	0,16	0,01
Materialverschleiß/Be-	incl.Wasser	650	3.946	17.830	192
schäftigtem in t/B	excl.Wasser	24	231	137	2
Materialverschleiß/Pro-	incl.Wasser	0,63	0,81	6,10	0,23
duktionswert in Mio t / Mrd S	excl.Wasser	0,02	0,05	0,05	0,00
Materialeffekti-	incl.Wasser	0,54	0,38	0,02	0,04
vität ² in %	excl.Wasser	0,97	0,91	0,71	0,83
Verpackungsinten- sität³ in %		0,00	0,00	0,01	0,06

¹ excl. Sauerstoff und Stickstoff, weil derzeit keine Daten vorhanden

Die vorliegenden Ergebnisse sollten die Machbarkeit der vorgeschlagenen Indikatoren ausreichend dokumentieren, auch wenn sie noch z.T. mit Ungenauigkeiten behaftet sind. Im Zuge der exemplarischen Berechnung der hier angeführten Materialbilanzen und –indikatoren stellte sich heraus, daß die Umrechnung von Schillingen in Tonnen bzw. die Erhebung nicht systematisch erfaßter Materialströme mit erheblichen methodischen und statistischen Problemen sowie einer in vielen Bereichen lückenhaften Datenbasis konfrontiert ist.

Für die weitere Arbeit ergeben sich somit folgende Prioritäten:

- Vereinheitlichung der Nomenklaturen der Produktionstatistik und der Einsatzstatistik (beispielgebend wären hier eventuell die Wirtschaftsstatistik Dänemarks oder Norwegens).
 Diesbezüglich sollte weiters angestrebt werden, im geplanten PROTCOM-Code der EG auch die Inputseite zu berücksichtigen (derzeit nur auf die Outputseite bezogen),
- Lockerung der Datenschutzbestimmungen,
- Erhebung jener Reststoffmengen, die einer Weiterverarbeitung zugeführt werden, aber in keiner Produktionsstatistik enthalten sind,

² Output in Produkten bezogen auf den gesamten Materialinput

³ direkter Verpackungsmitteleinsatz bezogen auf Output in Produkten

- Erhebung direkter, nicht zugekaufter Materialentnahmen aus der Natur (gilt insb. für Bergbau, Stein- und Keramikindustrie),
- Berechnung der eingesetzten Sauerstoff- und Stickstoffmengen,
- Schätzung des in Produkten enthaltenen Wasser- und Luftanteils (gilt insbesondere für die Chemie-, Nahrungs- und Genußmittelindustrie),
- Definition des stofflichen Inputs der Landwirtschaft,
- Herstellung von Zeitreihen für jene Bereiche, wo bereits brauchbares Datenmaterial vorhanden ist,
- Förderung bzw. Initiierung von Arbeiten zur Entwicklung realer Input-Output-Tabellen,
- Ergänzung des Flow-Konzepts um ein Stock-Konzept.

Der gesamte Arbeitsaufwand für eine erste provisorische Schätzung der Materialintensität für die Wirtschaftssektoren Industrie, Gewerbe, Landwirtschaft, Handel und Bauwirtschaft für ein Referenzjahr (aufgrund der vorliegenden Ergebnisse empfiehlt sich das Jahr 1988) wird auf ca. zwölf Menschmonate geschätzt. Die Sektoren Kleingewerbe, Dienstleistungen und die Endverwendung bleiben vorläufig außer Betracht.

Die Arbeit ist stark auf die Kooperation von Fachverbänden und teilweise auch Betrieben angewiesen. Für die Unterstützung erscheint ca. eine Arbeitswoche eines zuständigen Sachbearbeiters der statistischen Abteilung je Fachverband erforderlich. Angenommen es besteht politisches Interesse zur Einführung einer periodischen (jährlichen) gesamtwirtschaftlichen Materialbilanz und die erforderlichen Vorarbeiten können rationalisiert bzw. automatisiert werden, so ist mit einem jährlichen zusätzlichen Arbeitsaufwand von etwa sechs Menschmonaten zu rechnen. Zusätzlich sollten noch weitere sechs Menschmonate pro Jahr für die laufende Wartung, Verbesserung und Vervollständigung dieser Berichterstattung veranschlagt werden. Der zusätzliche Arbeitsaufwand sollte also im wesentlichen durch eine zusätzliche Arbeitskraft mit entsprechender Qualifikation abgedeckt sein.

Energieintensität

Der Energieverbrauch ist mit Recht ein Schlüsselindikator für die Umweltverträglichkeit sozio-ökonomischer Prozesse. Die Verbrennung fossiler Energieträger verursacht einen Großteil des gesamten Schadstoffspektrums und ist die wichtigste Ursache der zunehmenden Erwärmung der Erdatmosphäre. Die Datenlage ist ausgesprochen gut. Seit vielen Jahren existiert eine disaggregierte Energiestatistik. Ein Nachteil besteht allerdings in ihrer Inkompatibilität mit der Betriebssystematik. Die Bildung von verursacherbezogenen Indikatoren zur Energieintensität ist dennoch ohne größere statistische Schwierigkeiten möglich.

Folgende Indikatoren für die Energieintensität von wirtschaftlichen Aktivitäten werden vorgeschlagen (jeweils in Joule p.a. bezogen auf den Produktionswert):

- Nettoverbrauch Gesamtenergie:

Dieser Indikator deckt den gesamten Energieverbrauch ab, d.h. sowohl den Verbrauch nicht erneuerbarer als auch erneuerbarer Energiequellen. Alle Indikatoren zur Energieintensität folgen einem Nettokonzept, d.h. als Energieverbrauch gilt der Saldo aus eingesetzter und bereitgestellter Energie je Verursachergruppe.

- Nettoverbrauch nicht erneuerbare Energie:

Dieser Indikator sollte den gesamten Nettoverbrauch fossiler Energieträger enthalten. Er entspricht weitestgehend (exkl. erneuerbare Energieträger in Tonnen, d.s. vor allem biogene Energieträger) der Position "Energieträger" der den Indikatoren zur Materialintensität zugrundeliegenden Materialbilanzen¹¹, allerdings nicht in Tonnen, sondern in Joule. Die begriffliche Abgrenzung zwischen "erneuerbar" und "nicht erneuerbar" bedarf allerdings noch einer eingehenderen theoretischen Diskussion. Genaugenommen ist ja "erneuerbar" und "nicht erneuerbar" keine glatte qualitative Unterscheidung, sondern eine Frage von Zeiträumen und verbrauchten Mengen. Außerdem kann "Erneuerbarkeit" nicht automatisch mit "Umweltverträglichkeit" gleichgesetzt werden: Auch die Nutzung sogenannter "erneuerbarer" Energieträger kann die unterschiedlichsten Umweltfolgeprobleme nach sich ziehen. Der Mangel der aktuellen Diskussion besteht u.E. darin, daß der Entwicklung von Umweltqualitätskriterien für die Nutzung "erneuerbarer" Ressourcen zu wenig bis gar keine Aufmerksamkeit geschenkt wird.

- Nettoverbrauch erneuerbare Energie:

Die jährliche Energiestatistik des ÖSTAT enthält auch gesonderte Angaben über den Verbrauch an "biogenen Brennstoffen und sonstigen brennbaren Abfällen". Dieser Sektor deckt den Einsatz erneuerbarer Energieträger nicht vollständig ab.

Nicht enthalten ist die Nutzung von Wasserkraft zur Erzeugung elektrischer Energie.

¹¹ Endbericht Teil V

Dieser Energieverbrauch ist in den Angaben über den Elektrizitätseinsatz immer enthalten. Da bekannt ist, zu welchen Anteilen Strom in Österreich aus Wasserkraft bzw. in kalorischen Kraftwerken erzeugt wird, empfiehlt sich eine pragmatische Vorgangsweise, wonach der Anteil der Wasserkraft an den bezogenen Elektrizitätsmengen nach einem entsprechenden Schlüssel laufend aktualisiert wird. Es ist jedoch zu berücksichtigen, daß die vorgeschlagene pauschale Differenzierung den höheren "Wärmekraftanteil" zB. des Haushaltssektors aufgrund seiner vergleichsweise intensiveren Nutzung von Elektrizität für Niedertemperaturzwecke während der wasserärmeren Wintermonate tendenziell unterschätzt. Eine monatliche Aktualisierung des Verrechnungsschlüssels würde die Genauigkeit des Indikators sicher erhöhen.

Nicht enthalten ist die Nutzung von Sonnenenergie in Form von Solarkollektoren zur Warmwasserbereitung und in photovoltaischen Anlagen sowie die Nutzung von Umgebungswärme mittels Wärmepumpen. Angaben dazu werden seit Ende der 70er-Jahre vom Österreichischen Forschungszentrum Seibersdorf in seinen jährlichen Berichten zur Marktentwicklung der Solar- und Wärmepumpen-Technik in Österreich bereitgestellt. Im Energiebericht der Bundesregierung wird ebenfalls auf diese Angaben zurückgegriffen. Über die Elektrizitätserzeugung mittels photovoltaischer Zellen sind keine Daten verfügbar. Sie finden derzeit nur vereinzelt praktische Anwendung.

Nicht enthalten ist die Nutzung von Windenergie. Sie leistet derzeit ebenfalls keinen nennenswerten Beitrag zur inländischen Energieversorgung.

Enthalten ist dagegen die Verbrennung von Ablaugen, Müll und sonstigen Produktionsabfällen. Diese stellen jedoch keine "erneuerbaren" natürlichen Ressourcen, sondern "erneuerbare" Produktionsabfälle dar. Daher ist fraglich, ob sie im Indikator für den Nettoverbrauch erneuerbarer Energie enthalten sein sollten.

Im Zuge der gegenwärtigen Überarbeitung der Energiestatistik plant das ÖSTAT auch eine weitergehende Differenzierung und Ergänzung der Position "biogene Brennstoffe und sonstige brennbare Abfälle".

- Nettoverbrauch Elektrizität:

Die explizite Darstellung des Nettoverbrauchs an Elektrizität empfiehlt sich vor allem wegen des wachsenden Stellenwerts, den dieser Energieträger seit Beginn der 80er-Jahre gegenüber allen anderen Energieträgern gewonnen hat. Bei Elektrizität handelt es sich um die hochwertigste Energieform. Sie hat einen Exergie-Anteil von beinahe 100%. Ihr Einsatz sollte daher möglichst auf solche Zwecke konzentriert sein, die diese Qualität nutzen. Derzeit entfallen ca 65% der gesamten Umwandlungsverluste (Gesamtaufkommen: Endenergie) auf die Erzeugung von Elektrizität¹².

¹² BMWA, Energiebericht 1988

Darstellung 9 Verbrauch an erneuerbaren Energieträgern 1988¹³

Energieträger	in Terajoule	Anteil in %	
Wasserkraft (exkl. Export)	101.725	59,3	
Brennholz	55.269	32,2	
Rinde	5.313	3,1	
Hackschnitzel	4.249	2,5	
Umweltwärme aus Wärmepumpen	1.753	1,0	
sonstige Sägenebenprodukte	980	0,6	
Stroh	952	0,6	
Holz- und Rindenbriketts	409	0,2	
Biogas	402	0,2	
Sonnenkollektoren	393	0,2	
Geothermie	76	0,0	
Strohbriketts	34	0,0	
Summe	171.555	100,0	

Da die erforderlichen Primärdaten weitgehend vorhanden sind, wurde auf eine exemplarische Berechnung der vorgeschlagenen Indikatoren verzichtet.

¹³ Bundesministerium für wirtschaftliche Angelegenheiten, Energiebericht 1988, Wien 1990; Bundeslastverteiler, Energiestatistik 1988, Wien 1989; eigene Berechnungen

TRANSPORTINTENSITÄT (SIEHE ENDBERICHT TEIL IV)

Die Transportintensität einer Gesellschaft abzubilden ist aus mehreren Gründen ein höchst legitimer Bestandteil ökonomisch-ökologischer Systemindikatoren. Der Transport von Gütern und Personen dient in aller Regel nicht unmittelbar der Befriedigung von Bedürfnissen (von kontemplativem Spazierenfahren einmal abgesehen), sondern nur mittelbar. Daher ist die allgemeine Maxime der ÖSIs hier anwendbar, ökologisch verträglicher sei eine Gesellschaft, die ihre Bedürfnisse mit geringerem physischen Aufwand, dh. hier, mit einem möglichst geringen Transportaufkommen zu befriedigen vermag. Derzeit ist eher die umgekehrte Tendenz feststellbar: Der Transportaufwand steigt überproportional zu den anderen Leistungen.

Daß das Transportieren – und zwar insbesondere das Transportieren auf der Straße – gravierende Umweltfolgen hat, ist allgemein bekannt. Diese reichen von Luftverunreinigungen, Lärm, Einträgen von Schadstoffen in Boden, Nahrung und Gewässer bis zu den artenbedrohenden Zerschneidungswirkungen von Landschaft. Selbst wenn man durch politische Maßnahmen auf jeder einzelnen dieser Schädigungsdimensionen Verringerungen erzielen mag, bleibt dennoch die schiere Menge des Transports eine entscheidende Größe.

Wegen seiner besonderen ökologischen Relevanz wurde von uns schwerpunktmässig der Subindikator Transportintensität – Straßenverkehr untersucht. Nicht oder nur am Rande behandelt wurden die Bereiche Schiene, Rohrleitung, Schiff und Luftfahrt.

Es wurde von Anfang an auf die Anwendung der Input/Output-Analyse hingearbeitet. Transport und im speziellen Straßen(güter)verkehr ist für die Anwendung der I/O-Methodik besonders geeignet. Dies deshalb, weil sich Transport i.d.R. zwischen einzelnen Branchen abspielt, sodaß ein Verursacherbezug nur sinnvoll im wirtschaftlichen Beziehungsgeflecht hergestellt werden kann.

Als physische Basiseinheiten wurden Tonnenkilometer (tkm) bzw. Personenkilometer (Pkm) gewählt, weil sie den Dienstleistungsaspekt (siehe Zwischenbericht, S. 154) am besten abbilden können, weil die Daten damit aggregierbar sind und weil der Bezug zur amtlichen Statistik (auch für internationale Vergleiche) gewahrt bleibt. Eine mögliche Alternative wäre die Verwendung von Fahrleistungen (km), differenziert nach mehreren Fahrzeugarten.

Da die Daten über Verkehrsleistungen lediglich sehr hochaggregiert vorliegen (bei tkm: Werksverkehr/Fuhrgewerbe, bei Pkm: Verkehrssektor und Schätzungen für "privaten Personenverkehr" inkl. Werksverkehr) widmete sich der größte Teil der Arbeit der Ermittlung und Aufbereitung der KFZ-Bestände und Verkehrsleistungen in einer sektoralen Gliederung, um Basisdaten für die I/O-Anwendungen zu erhalten.

Unsere Vorgangsweise war die folgende: Zunächst wurde eine sektorale Struktur gewählt, die 10 Sektoren und die privaten Haushalte umfaßt. Die Gliederung ist voll mit der Betriebssystematik des ÖSTAT kompatibel. Der Bezug zur Energiestatistik wurde gewahrt, um Plausibilitätskontrollen durchführen zu können. Als Bezugsjahr wurde 1987 gewählt, um bei

den Emissionen den Bezug zu den Emissionsschätzungen des Energieberichts 1990 (BMWA 1990) herstellen zu können.

Die Gliederungstiefe bei den Sektoren könnte mit den derzeit verfügbaren Daten und bei Abstrichen hinsichtlich der Genauigkeit auf maximal ca. 30 Sektoren erweitert werden.

In einem ersten Schritt wurden die KFZ-Bestände der Sektoren ermittelt bzw. z.T. geschätzt. In einem zweiten Schritt wurden die Fahrleistungen geschätzt und über die Treibstoff-Verbräuche mit der Energiebilanz 1987 abgeglichen.

In einem dritten Schritt wurden die Verkehrsleistungen in Pkm und tkm nach Sektoren ermittelt. Die tkm wurden mit der Güterverkehrs-Statistik auf Plausibilität getestet. Diese Quervergleiche lieferten einigermaßen befriedigende Ergebnisse.

Schließlich wurden die Transport-Intensitäten (Straßenverkehr) mittels der Bruttoproduktionswerte des Jahres 1976 (!) ermittelt. Die letztverfügbare I/O-Tabelle für Österreich bezieht sich auf 1976, die I/O-Tabelle für 1983 steht vor der Fertigstellung.

Die Ergebnisse dieser Berechnungen sind in Darstellung 10 wiedergegeben.

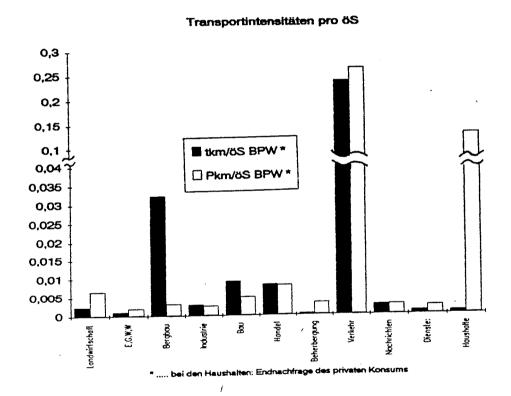
Darstellung 10 Transportintensitäten (Straßenverkehr)

Transportinter				1	
Sektor	tkm	Pkm	BPW `76	Intensitä	
	Mio.	Mio.	Mio.	tkm/öS	Pkm/öS
Landwirtschaft	132	370	56.098	0,0024	0,0066
E,G,W,W	49	87	44.373	0,0011	0,0020
Bergbau	1.120	110	34.670	0,0323	
Industrie	1.438	1.306	495.600	0,0029	0,0026
Bau	871	468	94.141	0,0093	0,0050
Handel	1.061	1.036	127.892	0,0083	
Beherbergung	15	148	43.878	0,0003	0,0034
Verkehr	11,478	12.695	47.700	0,2406	
Nachrichten	43	45	15.976	0,0027	
Dienste	353	725	308.269	0,0011	0,0024
Haushalte *		57.204	434.000	0,0008	0,1318

Aus dieser Tabelle ist ersichtlich, daß im Bezug auf den Gütertransport (tkm) der Verkehrssektor selbst zwei Drittel des Volumens bestreitet, an nächster Stelle folgen Handel, Bergbau und Industrie mit je 6-8% der Gesamtmenge. Bezogen auf die Brutto-Produktionswerte hat klarerweise der Verkehrssektor die höchsten Transportintensität, gefolgt vom Bergbau (vgl. Darstellung 11).

Bezüglich des Personentransports dominieren die privaten Haushalte mit drei Viertel aller Pkm, gefolgt vom Verkehrssektor mit einem weiteren Sechstel. In Intensitäten ausgedrückt erweisen sich neben dem Verkehrssektor und den Haushalten die Landwirtschaft, der Handel und die Bauwirtschaft als relativ transportintensive Sektoren (vgl. Darstellung 11).

Darstellung 11 Transportintensitäten pro öS



Auf Basis der Bestände und Fahrleistungen konnten mittels Emissionsfaktoren auch die Emissionen des Straßenverkehrs in sektoraler Gliederung berechnet werden (siehe Endbericht Teil IV, S. 52 f.)

Input/Output-Anwendungen

Mit obigen Daten wurde ein I/O-Modell für eine erste praktische Anwendung erstellt.

Mit dessen Hilfe konnte auf der Basis der Endnachfrage berechnet werden, daß auf den privaten Konsum insgesamt 45% des Güterverkehrsaufkommens (tkm) und 82% des Personenverkehrsaufkommens entfallen. Die Leistungen des Verkehrssektors lassen sich auf diese Weise auch auf die Endnachfrager umverteilen – dabei ergibt sich dann die Industrie als Verursacher von mehr als 50% des Güterverkehrs (für privaten Konsum), der Anteil des Verkehrssektors schrumpft auf ein Viertel. Im Personenverkehr dominieren die privaten Haushalte mit 95% (vgl. Endbericht Teil IV).

Ferner wurde folgende Fragestellung untersucht:

"Welche Auswirkungen auf die Struktur der Wirtschaft und auf die Emissionen an klassischen Luftschadstoffen wären zu erwarten, wenn man den gesamten Straßengüterfernverkehr auf die Schiene verlagert"?

Durch die Verwendung der I/O-Analyse werden indirekte Effekte bei den Emissionen (z.B. höhere Emissionen aus der Erzeugung von Elektrizität für den Schienenverkehr) automatisch berücksichtigt.

Ergebnis:

Die Reduktion bei den Emissionen ist insgesamt nicht überwältigend. Die größte Reduktion ergab sich bei NOx mit 7,5%. Lokal ist allerdings mit viel deutlicheren Umweltentlastungen zu rechnen (Vgl. Endbericht Teil IV).

2.2

EMISSIONEN - EMIS (SIEHE ENDBERICHT TEIL VI)

EMISSIONSDATEN IM UMWELTSATELLITENSYSTEM

Die deskriptive Darstellung von Emissionsmengen hat die längste und auch "sicherste" Tradition im Bereich verursacherbezogener Umweltberichterstattung. Historisch fußt diese Tradition stark in dem oben beschriebenen "toxikologischen" Schadensmodell und gewann im Zuge der klimatologischen Argumentation Ende der 80er-Jahre z.T. eine neue Dimension.

Das im folgenden als "Emissionsmodul" bezeichnete Bündel von Emissionsdaten hat mehrere Anforderungen zu erfüllen:

- 1. Die Kategorisierung des Emissionsmoduls (die Systematik der Schadstofflisten) ist so zu wählen, daß Doppelzählungen vermieden werden (Ausschließlichkeitsprinzip).
- -> Dazu ist es notwendig, die herkömmliche Gliederung nach Umweltmedien in der Weise zu präzisieren, daß Emissionen nach dem Aggregatzustand, in dem die emittierten Substanzen das Wirtschaftssystem verlassen, klassifiziert werden. Hierbei sind in Übereinstimmung mit dem gebräuchlichen Abfallbegriff Gase oder Flüssigkeiten in Gebinden "feste Abfälle".
- 2. Die Auswahl der Emissionsdaten orientiert sich an nach der gegebenen Datenlage kurzbis mittelfristig machbaren Informationen.
- -> Dazu ist es notwendig, die derzeit verfügbaren Mengenangaben je Schadstoff bzw. Schadstoffgruppe nach ihrer Aktualität und Reichweite vollständig zu erfassen.
- 3. Das Emissionsmodul ist in seiner Kategorisierung und in der Qualität der darin enthaltenen Emissionsdaten mit der Struktur, Methodik und inhaltlichen Logik des geplanten Umweltsatellitensystems kompatibel.
- -> Dazu ist es notwendig, erstens die dem Emissionsmodul zugrundeliegende Verursachersystematik mit der VGR-Systematik kompatibel zu halten und zweitens nur Flußgrößen abzubilden (d.h. Angaben über kumulierte Emissionen sind hier irrelevant).

Der Begriff "Emission" wird hier sehr eng gefaßt. Es handelt sich um den Transport von Materie über die Grenze zwischen ökonomischer Nutzung und Umwelt. Emissionen als solche sind keine beabsichtigten Wirkungen von Produktion oder Konsumtion, sondern unbeabsichtigte, in Kauf genommene, mehr oder weniger unvermeidbare Nebenwirkungen gesellschaftlicher Nutzungen mit potentiell umweltschädlicher Wirkung. Unter den Gesichtspunkten eines "sustainable economic development" sollten sie möglichst klein (nahe 0) gebracht werden. Als Emissionen werden hier nur stoffliche Outputs betrachtet, die einer funktionellen Verwertung innerhalb des Wirtschaftssystems nicht mehr zugeführt werden. Das

bedeutet, daß z.B. Schadstoffgehalte in Produkten, die nach wie vor "Güter" darstellen, keine "Emissionen" sind (z.B. Pestizidrückstände in Lebensmitteln, cadmiumhältige Lacke). Erst, wenn diese Produkte zu "Abprodukten" werden, jenseits gezielter gesellschaftlicher Nutzung, stellen ihre Schadstoffgehalte "Emissionen" dar. Demzufolge sind auch durch verschiedene Rückhaltetechnologien zurückgehaltene und wiederverwertete Schadstoffe (z.B. Schadstoffrückstände in Filterschlämmen) keine "Emissionen".

Dem hier verwendeten Emissionsbegriff liegt ein Ursprungskonzept zugrunde. Das ist wichtig für die erforderliche Zuordnung von Emissionen zu den sie verursachenden Aktivitäten. Ungeachtet dessen, ob ein Schadstoff innerbetrieblich oder außerbetrieblich (z.B. Einleitung in eine kommunale Kläranlage) erfaßt wird, sollte er als "Emission" immer dem Betrieb bzw. der Branche zugerechnet werden, aus der er tatsächlich stammt. Andernfalls entstünde längerfristig die absurde Situation, daß der Entsorgungssektor zum größten Emittenten wird.

DAS EMISSIONSMODUL

Bevor die Sammlung und Sichtung von Emissionsdaten begonnen wurde, stellte sich die Frage, welche Emissionsdaten für das geplante Umweltsatellitensystem überhaupt als relevant zu betrachten sind. Zur Beantwortung dieser Frage wurde ein mehrstufiges Verfahren gewählt. Zunächst war zu prüfen, bezüglicher welcher Emissionen ein gesellschaftliches "Selbstbeobachtungsbedürfnis" besteht. Dazu wurden die einschlägigen Gesetze, Verordnungen und ÖNORMEN hinsichtlich der darin enthaltenen Empfehlungen und Vorschriften zur Messung bestimmter Emissionen gesichtet. In einem zweiten Schritt wurden die vorhandenen Umweltberichte auf Bundes- und Länderebene hinsichtlich der tatsächlich beobachteten (gemessenen bzw. geschätzten) und publizierten Emissionsströme gesichtet. Es zeigte sich, daß das sich in Normsetzungen niederschlagende gesellschaftliche "Selbstbeobachtungsbedürfnis" bisher bei weitem nicht empirisch befriedigt werden konnte. Im dritten Schritt wurden provisorische Schadstofflisten einer ausgewählten Expertenrunde vorgestellt und hinsichtlich ihrer Eignung geprüft (vgl. Endbericht Teil VII). Diese Listen wurden nochmals im Rahmen von weiteren Gesprächen mit in- und ausländischen Experten adaptiert.

Als Ergebnis dieses Prozesses wird nun ein Emissionsmodul vorgeschlagen, das sich aus gasförmigen bzw. in Abgasen enthaltenen Emissionen, flüssigen bzw. Emissionen in Gewässer und festen Abfällen zusammensetzt (vgl. Darstellungen 12 und 13).

Die im Zwischenbericht vorgeschlagene vierte Gruppe der sogenannten **energetischen** Emissionen wird aus folgenen Überlegungen aufgegeben:

Radioaktive Emissionen sind immer an bestimmte Isotope gebunden. Eine explizite Darstellung als energetische Emissionen erscheint daher nicht sinnvoll. Potentielle Emissionen von radioaktiven Stoffen beschränken sich in Österreich auf Krankenhäuser, Forschungslabors und Sonderabfallentsorgungseinrichtungen. Mengenangaben darüber sind praktisch nicht vorhanden. Es ist davon auszugehen, daß es sich um sehr geringe Mengen handelt. Radioaktive Stoffe sollten unter der Kategorie "sonstige hochtoxische Emissionen" berücksichtigt werden.

Lärm ist als Emission praktisch nicht meßbar (gemessen wird immer nur die Immission) und ist auch nicht über verschiedene Verursachergruppen und Zeiträume kumulierbar. Es wird daher vorgeschlagen, die quantitative Darstellung von Lärm ausschließlich der Immissionsberichterstattung zu überlassen.

Abwärme (d.h. die thermische Belastung von Gewässern und Luft) ist im Energieindikator "Energieeffizienz" bereits enthalten. Eine explizite Darstellung der thermischen Belastung von Gewässern und Luft sollte daher besser im ÖSIs-Teil erfolgen. Die Datenlage zur thermischen Belastung von Fließgewässern ist für eine verursacherbezogene Darstellung gut geeignet¹⁴. Untersuchungen zur thermischen Belastung der Luft sind nicht bekannt.

Die Emissionsmodule für gasförmige und flüssige Emissionen sollen die Beschreibung auf drei Aggregationsniveaus gestatten:

- (1) Ubiquitäre (Schad-)Stoffe bzw. Leitschadstoffe, die in sehr vielen Wirtschaftszweigen vorkommen und für alle in Frage kommenden systematisch erhoben werden sollten (siehe Darstellung 12 und 13). Bei gasförmigen Emissionen sind diese häufig als (chemische) Einzelschadstoffe spezifiziert, bei Emissionen in Gewässer in der Regel als (chemische) Summenparamenter.
- (2) Sonstige spezifische Schadstoffe, die nur bei ganz bestimmten Prozessen freigesetzt werden und sich durch hohe Toxizität auszeichnen (vgl. jeweils die letzten Zeilen der untenstehenden Liste). Diese Kategorie ist im wesentlichen "offen", und es ist fraglich, ob hier Summenbildungen nach Gewichtseinheiten sinnvoll sind.
- (3) Effektparameter für (Schad-)Stoffe mit bestimmten gemeinsamen Wirkungen. Diese Effektparameter lassen sich unter bestimmten Annahmen aus (1) und (2) errechnen und gestatten eine zusammenfassende Darstellung unter ausgewählten Gesichtspunkten. Diese Gesichtspunkte können nach dem derzeitigen Stand die folgenden sein:

für gasförmige EMIs: Klima-Wirksamkeit (in CO₂-Äquivalenten)

Ozon-Wirksamkeit (in F₂₁-Äquivalenten)

Toxizität (noch fraglich)

für flüssige EMIs: Sauerstoff-Entzug (in BSB₅)

Eutrophierung (in Gesamtphosphor)

Toxizität (noch fraglich)

Eine konsensfähige Schadstoffliste für feste Emissionen bzw. Abfälle ist derzeit nicht machbar. Im Unterschied zur Berichterstattung über gasförmige und flüssige Emissionen ist die laufende Abfallerhebung und -berichterstattung nämlich nicht stoffbezogen. Erfaßt werden stattdessen Abfallarten (d.h. die Trägermedien der zu beobachtenden Schadstoffe), für die allerdings keine einheitliche Kategorisierung besteht (ÖNORMEN, Abfallwirtschaftsgesetz und darüber hinaus auch länderspezifische Abfalldefinitionen). Ein einheitlich vollziehbarer Abfallbegriff ist also nicht vorhanden. Hinzu kommt, daß einer Erfassung der Abfallströme große Schranken im Bereich der Vollziehung gesetzt sind.

¹⁴ vgl. Payer, Steurer, Transparenz der Verursacher, Wien 1989, S.11

Die Vergleichbarkeit und Aggregierbarkeit des gesamten Emissionsmoduls erfordert stoffbezogene Abfalldaten. Es wird vorgeschlagen, diesen Emissionsbereich mittels Schätzungen abzudecken, die auf Daten über Emissionskoeffizienten und Mengenströmen beruhen. Dazu ist es erforderlich, in gleicher Weise, wie es für Luftschadstoffe aus Verbrennungsprozessen schon seit mehreren Jahren üblich ist, systematisch Emissionskoeffizienten zu entwickeln. Es konnte gezeigt werden, daß das Know-How für die Entwicklung von Emissionskoeffizienten vorhanden ist und im Rahmen betrieblicher Abfallanalysen bereits in großem Umfang genutzt wird (vgl.Endbericht Teil VI).

EMISSIONSDATENLAGE

Es zeigt sich, daß die Auffüllung des Emissionsmoduls mit "fertigen" Daten derzeit nur in den wenigsten Fällen möglich ist. Die Ursachen dafür wurden bereits ausführlich dargestellt¹⁵. Die mit Abstand brauchbarste Datenbasis ist für gasförmige Emissionen verfügbar. Für flüssige Emissionen gibt es derzeit praktisch keine bundesweiten Daten, die den Erfordernissen des geplanten Umweltsatellitensystems gerecht werden können. Die vorhandene Datenbasis kann allerdings in vielen Fällen für eine kurz- bis mittelfristige Zusammenstellung vollständiger Datensets als günstig bezeichnet werden. Für feste Emissionen müßte überhaupt erst ein neues Erhebungssystem entwickelt und vollzogen werden.

Die einzelnen Kategorien werden im folgenden hinsichtlich ihrer derzeitigen Datenverfügbarkeit beurteilt. Als relevante Emissionsdaten werden hier nicht nur aggregierbare Daten betrachtet, sondern auch unsystematisch vorliegende singuläre Maß- oder Schätzdaten, unabhängig davon, ob ausreichend Zusatzinformation für ihre Aggregation zur Verfügung steht. Das Kriterium der Vollständigkeit der Primärdaten bezieht sich auf die räumliche und institutionelle Reichweite der für Schadstofffrachten vorhandenen Daten.

Die Bewertung der Emissionsdatenlage erfolgt nach folgendem Schema:

Voraussetzungen für Primärdaten: Gesetzliche Bestimmungen zur Erhebung von Daten sind vorhanden und werden vollzogen. Oder: Basisinformationen zur Berechnung mittels Emissionsfaktoren sind gegeben.

Primärdaten: Mengenangaben über emittierte (Schad-)Stoffe liegen für alle Wirtschaftszweige vor.

Aufbereitung: Emissionsmengen können den einzelnen Wirtschaftszweigen zugeordnet werden.

¹⁵ Tagungsband "Umwelt & Öffentlichkeit", Zwischenbericht, Protokoll Workshop Umweltinformationsgesetz, ÖBIG Umweltberichte

Darstellung 12 GASFÖRMIGE EMISSIONEN

Indikator	Maß– einheit	konzeptu- elle Reife	Datenlage		Mach- bar-	vorgeschlagener nächster Schri	
	emnen	ene Kene	v	P	A	keit	
Schwefeldioxid	kg/a	vollziehbar	(+)	(+)	(+)	1	Emissionserklärungen, Em.Koeffizienten
Stickoxide	kg/a	vollziehbar	(+)	(+)	(+)	1	Emissionserklärungen, Em.Koeffizienten
Ammoniak	kg/a	vollziehbar	(-)	(+)	(+)	1	Emissionserklärungen, Em.Koeffizienten
Kohlenmonoxid	kg/a	vollziehbar	(+)	(+)	(+)	1	Emissionserklärungen, Em.Koeffizienten
Kohlendioxid	kg/a	vollziehbar	(+)	(+)	(+)	1	Emissionserklärungen, Em.Koeffizienten
Halogene	kg/a	vollziehbar	(-)	(+)	(-)	1-3	Emissionserklärungen, Em. Koeffizienten
Gesamtstaub	kg/a	vollziehbar	(-)	(-)	(-)	1-3	Emissionserklärungen, Em.Koeffizienten
Blei(verbindungen)	kg/a	vollziehbar	(-)	(-)	_	1-3	Emissionserklärungen, Em.Koeffizienten
Cadmium(verb.)	kg/a	vollziehbar	(-)	(-)	_	1-3	Emissionserklärungen, Em.Koeffizienten
Kohlenwasserstoffe	kg/a	vollziehbar	(+)	(+)	(+)	1-3	Emissionserklärungen, Em.Koeffizienten
Methan	kg/a	vollziehbar	(-)	(+)	(+)	1	Emissionserklärungen, Em.Koeffizienten
Benzol, Toluol, Xylol	kg/a	vollziehbar	(-)	(-)	-	1-3	Emissionserklärungen, Em.Koeffizienten
Benz(a)pyren	kg/a	vollziehbar	(-)	(+)	(+)	1-3	Emissionserklärungen, Em.Koeffizienten
Phenole	kg/a	vollziehbar	(-)	_		1-3	Emissionserklärungen, Em.Koeffizienten
Formaldehyd	kg/a	vollziehbar	(-)	(-)	_	1-3	Emissionserklärungen, Em.Koeffizienten
halogenierte KW	kg/a	vollziehbar	(-)	(-)	_	1-3	Emissionserklärungen, Em.Koeffizienten
PCDD, PCDF	kg/a	vollziehbar	(-)	(+)	(+)	1-3	Emissionserklärungen, Em.Koeffizienten
sonst.hochtox.Em.	kg/a	vollziehbar	(-)	-	_	1-3	Emissionserklärungen, Em.Koeffizienten

Legende (Darstellung 12 und 13)

- V: Voraussetzungen für geeignete Primärdaten
- P: Primärdaten
- A: Aufbereitung / Aufbereitbarkeit nach Wirtschaftsklassen
- +: gegeben
- (): mit Einschränkungen
- -: nicht gegeben

Machbarkeit:

- 1: kurzfristig machbar innerhalb eines Jahres
- 1-3: mittelfristig machbar innerhalb von 1-3 Jahren
- 3+: langfristig machbar länger als drei Jahre

Darstellung 13 FLÜSSIGE EMISSIONEN

Indikator	Maß- ein-	konzeptu- elle Reife	Datenlage		Mach- bar-	vorgeschlagener nächster Schritt	
	heit	ene Kene	V	P	A	keit	
nicht gelöste Stoffe	kg/a	vollziehbar	_	(-)	-	1-3	VO gem.WRG, Abwass.abgabe, Em.Koeffiz.
BSB ₅	kg/a	vollziehbar	(-)	(+)	_	1-3	VO gem.WRG, Abwass.abgabe, Em.Koeffiz.
Summe organ.Stoffe	kg/a	vollziehbar	(-)	(+)	-	1-3	VO gem.WRG, Abwass.abgabe, Em.Koeffiz.
Leitfähigkeit	μS/a	vollziehbar	-	(-)	-	1-3	VO gem.WRG, Abwass.abgabe, Em.Koeffiz.
Kohlenwasserstoffe	kg/a	vollziehbar	_	(-)	-	1-3	VO gem.WRG, Abwass.abgabe, Em.Koeffiz.
Phenole	kg/a	vollziehbar	-	(-)	-	1-3	VO gem.WRG, Abwass.abgabe, Em.Koeffiz.
organ.Halogenverb.	kg/a	vollziehbar	-	(+)	-	1-3	VO gem.WRG, Abwass.abgabe, Em.Koeffiz.
Blei(verbindungen)	kg/a	vollziehbar	-	(-)	-	1-3	VO gem.WRG, Abwass.abgabe, Em.Koeffiz.
Cadmium(verbindgen) Quecksilber(ver-	kg/a	vollziehbar	-	(-)	-	1-3	VO gem.WRG, Abwass.abgabe, Em.Koeffiz.
bindungen)	kg/a	vollziehbar		(-)	_	1-3	VO gem.WRG, Abwass.abgabe, Em.Koeffiz.
Chrom(verbindungen)	kg/a	vollziehbar	-	(-)	-	1-3	VO gem.WRG, Abwass.abgabe, Em.Koeffiz.
Nickel(verbindungen)	kg/a	vollziehbar	-	(-)	-	1-3	VO gem.WRG, Abwass.abgabe, Em.Koeffiz.
Zink(verbindungen)	kg/a	vollziehbar	-	(-)	-	1-3	VO gem.WRG, Abwass.abgabe, Em.Koeffiz.
Zinn(verbindungen) anorg.Stickstoff-	kg/a	vollziehbar	-	(-)	-	1-3	VO gem.WRG, Abwass.abgabe, Em.Koeffiz.
verbindungen	kg/a	vollziehbar	-		-	1-3	VO gem.WRG, Abwass.abgabe, Em.Koeffiz
Phosphat	kg/a	vollziehbar	-	(+)	_	1-3	VO gem.WRG, Abwass.abgabe, Em.Koeffiz
Cyanide	kg/a	vollziehbar	-	(-)	-	1-3	VO gem.WRG, Abwass.abgabe, Em.Koeffiz
Tenside sonst.hochtoxische	kg/a	vollziehbar	-	-	-	1-3	VO gem.WRG, Abwass.abgabe, Em.Koeffiz
Substanzen	kg/a	vollziehbar	-	-	-	1-3	VO gem.WRG, Abwass.abgabe, Em.Koeffiz

Zu keiner einzigen von insgesamt 37 Emissionskategorien liegen derzeit ausreichend spezifizierte Mengenangaben vor. Für 6 Emissionkategorien können mit geringem Aufwand (d.h.kurzfristig) spezifizierte Mengenangaben bereitgestellt werden. Für 26 Emissionskategorien sind aggregierbare Daten teilweise vorhanden. Die Qualität der Daten ist hinsichtlich ihrer räumlichen und verursacherbezogenen Reichweite allerdings unterschiedlich. Der erforderliche Erhebungsaufwand zur Vervollständigung der Daten erscheint jedoch in den meisten Fällen überschaubar. Zu 5 Emissionskategorien sind keinerlei Mengenangaben bekannt.

Es ist also erforderlich, entsprechende Aktivitäten zu setzen, die gesuchten Informationen zu beschaffen. Um dieses Ziel kurz- bis mittelfristig zu realisieren, wird vorgeschlagen, ein mehrjähriges Forschungsprogramm zur Entwicklung von Emissionskoeffizienten zu starten. Ein derartiges Programm wäre im wesentlichen die systematische Fortsetzung der bereits begonnenen Forschungs- und Erhebungsarbeiten zur Entwicklung und laufenden Wartung von Emissionskoeffizienten für Verbrennungsprozesse.

EMPFEHLUNG FÜR EIN FORSCHUNGSPROGRAMM ZUR ENTWICKLUNG VON EMISSIONSKOEFFIZIENTEN (SIEHE ZWISCHENBERICHT TEIL 2)

Der Einsatz von Emissionskoeffizienten als integrierter Bestandteil von Emissionsschätzungen ist sehr unterschiedlich verbreitet. Das gegenwärtige Schwergewicht liegt im Bereich der Luftemissionen aus Verbrennungsprozessen. ¹⁶ Die Energiestatistik und die Kfz-Bestandsstatistik des ÖSTAT liefern die dafür erforderliche Datenbasis hinsichtlich der Bezugsmengen.

In den meisten anderen Bereichen liegt es bereits am Mangel des entsprechenden Datenmaterials über die Verbrauchsmengen der Bezugseinheiten (z.B. der Abwassermengen oder festen Abfälle) und der Technologie-Verteilung, daß Emissionskoeffizienten bisher keine breitere Anwendung finden. Darüber hinaus fehlen für viele Bereiche die erforderlichen Analysen der Zusammenhänge zwischen Technik und Emissionsverhalten.

Nach Meinung verschiedener Experten ist ein systematischer Einsatz in anderen Bereichen dennoch möglich und erstrebenswert. Einzelne Stichprobenmessungen, exemplarische Schätzungen im Rahmen von Fallstudien und viel spezifisches (oft ungeschriebenes) Expertenwissen sind als notwendige Voraussetzung für die Bildung von Emissionskoeffizienten durchaus vorhanden. Dieses Know-How liegt jedoch weitestgehend brach. Es ist nur weit verstreut, konzentriert sich auf wenige spezielle Problemfälle oder ist überhaupt nur inoffiziell oder gar nicht zugänglich.

Die Entwicklung von Emissionskoeffizienten ist daher nur im Rahmen eines mehrjährigen Forschungsprogramms sinnvoll, in das zahlreiche Institutionen und Personen mit Teilprojekten eingebunden sind. Der politische Wille zur Durchführung eines solchen Programms sollte sich aus der erklärten Absicht des Österreichischen Parlaments ergeben, ein sogenanntes Umwelt-Satellitensystem zur inländischen VGR aufzubauen.

Emissionskoeffizienten bieten mehrere Vorteile. Sie sind

- billiger in ihrer Erstellung als andere Beobachtungssysteme (z.B. Emissionsmessungen, Verwaltungskontrolle),
- liefern relativ rasch Ergebnisse und
- sind für eine Vielzahl von Anwendungszwecken einsetzbar.

¹⁶ BMHGI, Energiebericht und Energiekonzept 1984 der Österreichischen Bundesregierung, Wien 1984, S.64f; BMHGI, Energiebericht 1986 der österreichischen Bundesregierung, Wien 1986, S.34ff; BMWA, Energiebericht 1990 der Österreichischen Bundesregierung, Wien o.J., S.26ff; Ahamer G., Emissionsfaktoren zur Verwendung in Emissionskatastern, Diplomarbeit Aufbaustudium Technischer Umweltschutz, Graz 1989; Orthofer R./Urban G., Abschätzung der Emissionen von flüchtigen organischen Verbindungen in österreich, hg.v. Österreichisches Forschungszentrum Seibersdorf, 1989; Orthofer R./Vesely A., Abschätzung von toxischen Emissionen (PCDD, PCDF, PAH, BaP) aus Verbrennungsprozessen in Österreich, hg.v. Österreichisches Forschungszentrum Seibersdorf, 1990; Klaasen Ger, Emissions of Ammonia in Europe, IIASA Working Paper, Laxenburg 1990

Die praktischen Anwendungsmöglichkeiten von Emissionskoeffizienten gehen weit über das geplante Umweltsatellitensystem hinaus:

- laufende Emissionsberichterstattung,
- integrierte Planung der Wechselwirkungen zwischen Ökonomie und Ökologie,
- laufende Maßnahmenkontrolle sowie
- Möglichkeiten der Simulation der Auswirkungen wirtschaftlicher Veränderungen im Rahmen von Input-Output-Modellen.

Zur Verknüpfbarkeit von Emissionskoeffizienten mit Wirtschaftsdaten

Die ökonomische Theorie kennt das Modell der Produktionsfunktionen. Solche Funktionen verknüpfen Einsatzstoffe, Arbeit und Kapital mit den daraus hergestellten Produkten. Die Erzeugung von Schuhen etwa erfordert Leder, Kunststoffe, Energie, Arbeitszeit, Gebäude, Werkzeuge usw. Zwischen den Quantitäten dieser Inputs (in Quadratmetern, Stunden, Stück usw.) und dem Output produzierter Schuhe bestehen Zusammenhänge. Genauso bestehen Zusammenhänge zwischen der Anzahl und Art der produzierten Schuhe oder der Menge an Einsatzstoffen und der Abfallmenge, der Menge der emittierten Lösungsmittel usw.

Auf der Basis naturwissenschaftlich-technischer Informationen können in gleicher Weise Produktionsfunktionen aufgestellt werden, die neben Einsatzstoffen, Arbeit, Kapital und den erzeugten Gütern und Dienstleistungen auch die Emissionen und andere Natureingriffe enthalten.

Emissionskoeffizienten oder auch Emissionsfaktoren sind eine Möglichkeit der algorithmischen Verknüpfung von Wirtschaftsdaten mit Emissionsdaten. Ein Emissionskoeffizient gibt an, welche Mengen an verschiedenen Emissionen durch eine bestimmte Aktivitätseinheit (z.B. die Erzeugung einer Kilowattstunde elektrischer Energie, die Reinigung eines Kilogramms Textilien, der Verbrauch von einem Liter Milch usw.) entstehen. Ein Emissionskoeffizient stellt eine ganz spezifische Beziehung zwischen Wirtschaftssystem und Umwelt dar, die prinzipiell folgendermaßen aussieht:

Menge der		spezifische Emissionsmenge		
Referenzeinheiten	X		=	Schadstoff-Fracht
(pro Zeitperiode)		Referenzeinheit		(pro Zeitperiode)

Die spezifische Emissionsmenge pro Referenzeinheit ist der Emissionskoeffizient. Ein bekanntes Beispiel für den Einsatz von Emissionskoeffizienten sind die Berechnungen der

Emissionen an Luftschadstoffen in den Energieberichten der Bundesregierung.¹⁷ Die Emissionskoeffizienten werden hier je nach Technologie als Vektor der Emissionen (in kg) bezogen auf den Energieeinsatz (in TJ Heizwert) – bzw. bei Kraftfahrzeugen bezogen auf gefahrene Kilometer – angegeben.

Die Ermittlung der Gesamtemissionen eines bestimmten Schadstoffes bzw. einer Schadstoffgruppe stellt einen mehrstufigen Arbeitsprozeß dar. Zunächst benötigt man Emissionskoeffizienten, die über Stichprobenverfahren oder Schätzungsverfahren gewonnen oder aus internationaler Literatur entnommen werden. Weiters benötigt man Informationen über Technologien und Inputstoffen innerhalb der die Verteilung von Wirtschaftsbereiche (z.B. Tonnen eingesetzte Steinkohle), die z.T. in amtlichen Statistiken bereits vorhanden sind, z.T. erstmalig erhoben werden müßten. Je differenzierter (nach Emittentengruppen, Technologie-Gruppen und Inputstoffen) die Referenzeinheiten und die Koeffizienten vorliegen, desto differenzierter und genauer können die Ergebnisse sein. Bei räumlich differenzierten Referenzeinheiten ist sogar die Erstellung von Emissionskatastern möglich.

Mithilfe eines solchen Sets von Emissionskoeffizienten kann die wirtschaftliche Entwicklung mit der Entwicklung der Emissionen verknüpft werden. Es ließen sich die Auswirkungen von Wirtschaftswachstum, wirtschaftlichem Strukturwandel, Änderungen in der Zusammensetzung des Endkonsums, technischem Fortschritt, geplanten umweltpolitischen Maßnahmen u.v.m. auf die künftige Entwicklung verschiedenster Emissionen modellieren.

¹⁷ BMHGI, Energiebericht und Energiekonzept 1984 der Österreichischen Bundesregierung, Wien 1984, S.64f; BMHGI, Energiebericht 1986 der österreichischen Bundesregierung, Wien 1986, S.34ff; BMWA, Energiebericht 1990 der Österreichischen Bundesregierung, Wien o.J., S.26ff

2.3 GEZIELTE EINGRIFFE IN LEBENSPROZESSE (SIEHE ENDBERICHT TEIL II UND III)

EINLEITUNG

Der Begriff "verursacherbezogene Umweltinformationen" wird meist synonym mit "Emissionsberichterstattung" verwendet. In diesem Berichtsteil soll erläutert werden, warum dies eine wesentliche Einschränkung darstellt und wie dieser enge Rahmen verlassen werden kann. Dazu wird ein weiterer Typ von menschlichen Eingriffen in die Natur beschrieben, den wir "gezielte Eingriffe in Lebensprozesse" – GELs – genannt haben.

Unter "Emissionen" verstehen wir den unbeabsichtigten Transport schädlicher ¹⁸ Entitäten (Stoffe und/oder Energien) über die funktionale Grenze zwischen Wirtschaftssystem und Natur. Theoretisch ist bei Emissionen die Benennung einzelner Verursacher einfach: Derjenige Akteur, der (z.B.) einen bestimmten Schadstoff freisetzt, gilt als Verursacher. Der Vergleich verschiedener Emittenten ist unkompliziert, da es genügt, die emittierten Mengen zu vergleichen. Die Schwierigkeiten liegen in diesem Bereich weniger in den theoretischen Grundlagen als bei der Datenermittlung und Datenaufbereitung. Kontroversiell diskutiert wird allenfalls die Frage, welche Substanzen und Energien in ein verursacherbezogenes Berichterstattungssystem mit endlichem Umfang aufzunehmen und welche zu exkludieren sind.

Dieser Emissionsbegriff ist jedoch nicht umfassend genug, um alle Eingriffe des Menschen in die Natur abzubilden: Häuser, Fabriken, Straßen und Wasserkraftwerke beispielsweise beeinträchtigen die Natur durch ihre bloße Existenz. Gleichermaßen wird der anthropogene Ressourchenverbrauch bei einer reinen Emissionsberichterstattung nicht miterfaßt. Der Begriff "Emission" ist also für die Beschreibung wesentlicher Teile der menschlichen Eingriffe in die Natur unzureichend.

In der Ökologiedebatte hat der Bezug auf Verursacher eine gewisse Tradition; allerdings nur in jenen Bereichen, wo die Auswirkungen von Emissionen den wesentlichen Bezugspunkt darstellen. Beispiele für Themen, bei denen eine Verursacherorientierung bislang wenig Bedeutung erlangt hat, sind

- die Naturschutzfrage
- die Problematik des Tierschutzes und
- die Gentechnik.

Das grundsätzliche theoretische Problem, das einer verursacherzentrierten Behandlung dieser Themen entgegensteht, ist das Fehlen ausreichend allgemein formulierter Verursachungsprozesse. Es ist zwar sehr wohl eine Reihe von menschlichen Eingriffen in die Natur

¹⁸ Was "schädlich" bedeutet, ist wiederum eine Frage, die sehr eng mit den angelegten Bewertungsmaßstäben zusammenhängt.

bekannt, die zu den diskutierten Naturveränderungen führen, diese sind jedoch meist für bestimmte räumliche Gegebenheiten, für bestimmte Verursacher oder sonstwie spezifisch – ein Vergleich verschiedener Verursacher ist demgemäß i.a. nicht möglich.

Wenn Themen wie Naturschutz, Tierschutz und Gentechnik verursacherbezogen betrachtet werden sollen, so muß zunächst theoretisch geklärt werden, welche menschlichen Aktivitäten in diesem Bereich wesentlich sind und wie diese meß- und vergleichbar gemacht werden können. Erst auf dieser Basis ist es möglich, Daten zu generieren, die sinnvoll an die VGR angekoppelt werden können. Dieses Kapitel unseres Berichts beschreibt die bisher entwickelten Konzepte, die sich großteils noch im Stadium der theoretischen Grundlagenarbeit befinden.

EMIS UND GELS: UNTERSCHIEDE UND ENTWICKLUNGEN

Wir verwenden den Begriff "Emission" sehr eng gefaßt. Wesentlich ist vor allem, daß EMIs unbeabsichtigte Nebenwirkungen des Wirtschaftens sind. Das jeweilig verfolgte wirtschaftliche Ziel – z.B. Produktion – ist unabhängig von der verursachten Emission. So besteht etwa der Zweck eines kalorischen Kraftwerks in der Stromproduktion; könnte diese ohne Ausstoß an CO2, SO2, NOx usw. erreicht werden – umso besser.

Im Gegensatz dazu ist bei GELs der Eingriff in die Natur konstitutiv für die Erreichung des wirtschaftlichen oder sozialen Zieles; sie werden absichtlich, gezielt gesetzt (daher ihre Bezeichnung). Ein typisches Beispiel ist die Landwirtschaft: Diese ist insgesamt ein Eingriff in die Natur mit dem Ziel biologischer Güterproduktion. Ebenso ist der Energieentzug aus einem Gewässer mit Hilfe eines Wasserkraftwerks ein gezielter Eingriff – anstatt mit seiner Energie die Ufer zu erodieren, Auen zu überfluten und alle anderen zentralen ökosystemerhaltenden Funktionen auszuüben, soll der Fluß nunmehr Turbinen antreiben. Wenn auch diese teleologische Unterscheidung auf den ersten Blick überraschen mag, so wird sich doch im Verlauf der weiteren Argumentation erweisen, daß sie für eine Systematisierung verschiedener Eingriffsformen in die Natur recht nützlich ist.

EMIs können als typisches Kennzeichen des mechanischen Paradigmas (Moscovici 1990), also der Vorstellung der Natur als einheitliche, homogene Maschine, angesehen werden (Oechsle 1988). Viel ist derzeit von einem Paradigmenwechsel die Rede, wobei noch unklar ist, wie das vielzitierte neue Paradigma aussehen wird. Ein wesentliches Kennzeichen dieses neuen Paradigmas wird jedoch ein kybernetisches Naturverständnis (Moscovici 1990) sein. Dieses äußert sich in den Bestrebungen, verstärkt in die Regelmechanismen der Natur einzugreifen. Dies ist nicht nur in der Systemökologie¹⁹ nachweisbar (siehe Korab 1991), sondern viel stärker noch in der Gentechnik (die auf subzellulärer Ebene direkt in die biologischen Steuersysteme eingreift). Während die Bedeutung von EMIs in vielen Bereichen bereits am Abnehmen ist – Emissionsreduktion als Ziel der Umweltpolitik steht weitgehend

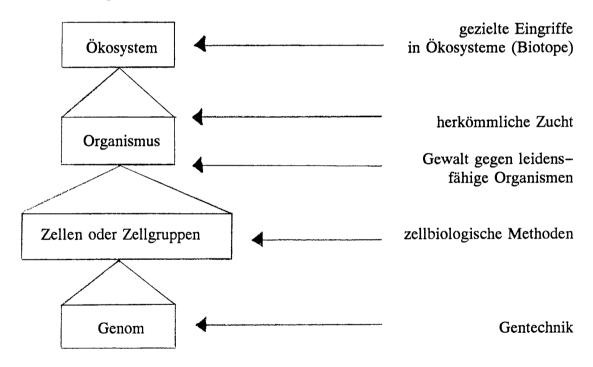
¹⁹ die zunehmend auf ökologisch optimierte Lenkung und Steuerung des Stoffwechsels der Natur für die Zwecke des Menschen hinarbeitet

außer Streit – muß eine Strategie des Ersetzens von EMIs durch GELs als zukunftsträchtige Strategie der Umweltpolitik konstatiert werden, z.B. der Einsatz biogener Rohstoffe statt fossiler. Die hierbei entstehenden Umwelteingriffe dürfen jedoch keineswegs unberücksichtigt bleiben. Sonst könnte es geschehen, daß die Umweltbelastung scheinbar verschwindet, in Wirklichkeit jedoch auf eine andere Ebene verlagert wird.

SYSTEMATIK DER GELS

Die Entwicklung einer Systematik gezielter Eingriffe in Lebensprozesse kann sinnvollerweise entlang jener hierarchischen Ebenen erfolgen, die in der Biologie üblicherweise unterschieden werden (vgl.zB. Riedl 1975).

Darstellung 14 Hierarchie von Eingriffsebenen



Dabei können jedoch nicht alle Eingriffe berücksichtigt werden, sondern nur solche, die für wesentlich gehalten werden.²⁰ Unser Vorschlag einer Systematisierung folgt dieser hierarchischen Gliederung weitgehend:

²⁰ Nach welchen Kriterien hier vorgegangen wurde ist im nächsten Unterkapitel beschrieben. Siehe auch Endbericht Teil II, Kapitel 2.

- Eingriffe in Biotope (Eingriffsebene: Ökosystem; Bezugspunkt: Naturschutz)
- Gewalt auf leidensfähige Organismen (Eingriffsebene: Organismus; Bezugspunkt: Tierschutz)
- Gezielte Eingriffe in die Evolution (Eingriffsebenen: Organismus, Zelle, Genom; Bezugspunkte: Allelvielfalt, genetische Information)

Darstellung 15 Arten von Eingriffen in Lebensprozesse

Eingriffs- ebene	Lebenspro- zeß,in den primär ein- gegriffen- wird	Beschreibung d. Eingriffs	unnmittelbar bewirkte Veränderung	Zweck des Eingriffs
Ökosystem	alle denk- baren	Anlegen von Straßen, Fel- dern, Nutzwäl- dern, Betrie- ben, Städten	Verdrängung durch das Wirtschafts- system, Umgestaltung d. Ökosystems	Verkehr, landw.Pro- duktion, industri- elle Pro- duktion, Wohnen
Organismus	artgemäße Interak- tion von leidens- fähigen Organismen mit ihrer natürli- chen Um- welt	Isolation des Organismus v. seiner natür- lichen Umwelt u. Einbringen in künstliche Umwelt, direk- te Gewaltan- wendung	Einschränkung d. Bewegungs- Freiheit, Ma- nipulierbar- keit d. Orga- nismus	Produktion v. tieri- schen Pro- dukten, Na- turerlebnis (Haustiere) wiss. Er- kenntnisse (Versuchs- tiere)
Organismus	Reproduk- tionsbio- logie der Organismen	Auswahl von Organismen, die zur Repro- duktion zuge- lassen werden (Zucht)	Änderung der Häufigkeiten von Genotypen innerhalb einer Art	nutzbrin- gende Ände- rung des Phänotyps
Zellen od. Zellgrup- pen	Reprodukt- tionsbio- logie ein- zelner Zel- len oder Zellgrup- pen	(a) sexuelle Vermehrung ei- nes Zelltyps, Regeneration d. ganzen Orga- nismus, in- vitro Selek- tion, Herstel- lung von Vari- anten	Änderung der Häufigkeiten von Genotypen innerhalb ei- ner Art (ef- fektiver als Zucht)	nutzbrin- gende Ände- rung des Phänotyps, (massenhaf- te) Vermeh- rung, Pro- duktion von Stoffen
Genom	DNA-Sequen- zen	Transfer von beliebigen DNA-Sequenzen zwischen be- liebigen Orga- nismen (Gen- technologie)	Änderung d. Informations- gehalts des Genoms (Genotyp)	wissen- schaftl. Erkenntn., nutzbrin- gende Än- derung des Phänotyps

Zwischen diesen Gruppen können sowohl akteursbezogene als auch prozeßbezogene Verbindungen hergestellt werden: Einerseits spielen Wirtschaftsbereiche, die auf der Nutzung biologischer oder ökologischer Produktivität beruhen, eine große Rolle (die gleichen Akteure sind wesentlich, etwa die Landwirtschaft). Andererseits setzt der Prozeß, nämlich die gezielte Indienstnahme biologischer Vorgänge, offenbar ein schrankenloses Nutzungsrecht des Menschen an den übrigen Lebewesen voraus – in der Folge haben viele menschliche Eingriffe in die Natur mehr oder weniger gewaltförmigen Charakter. Theorien der Herrschaft und Gewaltausübung (Galtung 1975) lieferten vermutlich genau deswegen interessante Hinweise für die Entwicklung von Indikatorenansätzen.

EINGRIFFE IN BIOTOPE

Verursacherbezogene Ansätze in der Naturschutzliteratur lassen sich zwar auffinden; die Zuweisung von Eingriffsintensitäten zu verschiedenen Verursachergruppen scheiterte jedoch bislang am Fehlen genügend allgemeiner Formulierungen von Verursachungsprozessen. In der Literatur finden sich zwar Abschätzungen, die das Aussterben von Arten verschiedenen Verursachern zuordnen. Da jedoch Artensterben ein Indikator für Naturzustandsveränderungen ist, und wir – im Gegensatz dazu – an Verursachungsprozessen interessiert sind, haben diese Ansätze für uns nur heuristischen Wert. Weiters finden sich sehr lange Listen mit Eingriffen in Biotope, die jedoch jeweils verursacherspezifisch sind, weil sie sehr konkret formuliert sind. Entlang dieser allzu konkreten Beschreibungen ist es nicht möglich, Indikatoren zu entwickeln, die den Anforderungen dieses Projekts genügen. Hierzu mußte vielmehr auf allgemeinere ökologische Modelle ("Globalmodelle") zurückgegriffen werden. Folgende Indikatorenansätze wurden bisher entwickelt und mehr oder weniger detailliert ausformuliert:

- Eingriffe in die pflanzliche Nettoprimärproduktion
- Eingriffe in den Wasserhaushalt
- Gezielte Einbringung synthetischer Substanzen

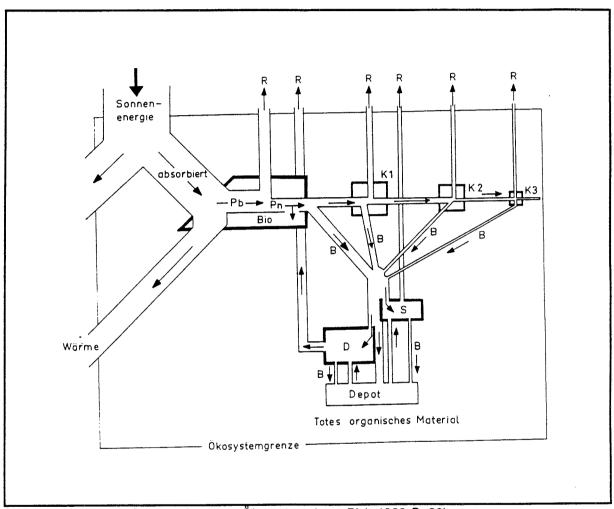
Die Indikatorenvorschläge werden im Folgenden genauer erläutert. Für Details ist auf den ausführlichen Teil des Endberichts (Endbericht Teil II) zu verweisen.

EINGRIFFE IN DIE PFLANZLICHE NETTOPRIMÄRPRODUKTION

In der Photosynthese der grünen Pflanzen wird die Strahlungsenergie der Sonne in chemische Bindungsenergie umgewandelt. Bei diesem Vorgang werden anorganische Ausgangssubstanzen (CO₂ und H₂O) zu organischen, energiereichen Stoffen umgewandelt. Die photosynthetisch fixierte Energie ist damit der wesentlichste "Treibstoff" der natürlichen Ökosysteme. Das zentrale Ergebnis der sogenannten "Energieflußökologie" (Odum 1983) ist, daß diese Energie in sogenannten "Nahrungsketten" von autotrophen (zur Photosynthese befähigten) Organismen zu heterotrophen (auf die Aufnahme chemischer Bindungsenergie

angewiesenen) Organismen fließt (dabei können verschiedene Gruppen heterotropher Organismen unterschieden werden).

Darstellung 16 Energiefluß-Schema in einem Ökosystem

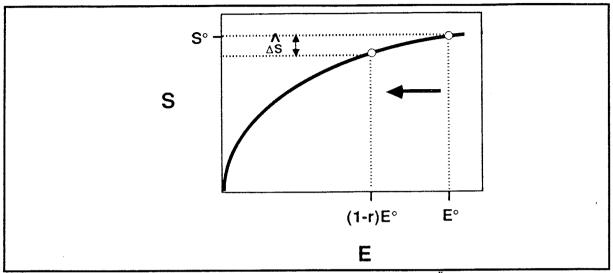


Energiefluß-Schema in einem Ökosystem (aus: Bick 1989 S. 30)

Der Mensch greift in diesen Energiefluß ein: Es wird geschätzt, daß weltweit bereits rund ein Viertel der photosynthetisch fixierten Energie²¹ vom Menschen genutzt wird, bzw. ihre Bildung in grünen Pflanzen aufgrund menschlicher Veränderungen der betreffenden Ökosysteme (zB. Überbauung, Wüstenbildung etc.) verhindert wird (Wright 1990). Die folgende Abbildung gibt den Zusammenhang zwischen Nettoprimärproduktion und Artenreichtum schematisch wieder. Es zeigt sich, daß diese zwei Größen korrelliert sind. (Wright 1990)

²¹ gemessen in NPP, s.u.

Darstellung 17 Der Zusammenhang zwischen Energiefluß und Artenzahl in einem Ökosystem



Artenzahl-Energiekurve: Eo gibt den Energiefluß des ungestörten Ökosystems wieder, (1-r)*Eo den Zustand nach einer Störung, δ°S den Rückgang der Artenzahl (aus Wright 1990, S. 190)

Eine Maßzahl, die die Menge an fixierter Energie nach Abzug des Eigenverbrauchs der Pflanzen angibt, ist die Nettoprimärproduktion (NPP). Sie kann durch den Menschen auf zweierlei Arten beeinflußt werden:

- Biomasseentnahme: Biomasse besteht zu einem mehr oder weniger großen Anteil aus energiereichen chemischen Verbindungen. Mit der Entnahme von Biomasse aus dem ökologischen Kreislauf wird daher Energie – im Fall der Entnahme von Pflanzen NPP – entzogen. Die wichtigsten Beispiele dafür sind die Ernte von Holz und landwirtschaftlichen Produkten.
- Produktionsveränderung: Durch menschliche Eingriffe in Ökosysteme wird die NPP verändert sie kann sowohl gesteigert als auch vermindert werden. 4 So verhindert etwa die Bodenversiegelung (z.B. Straßen, Gebäude) das Pflanzenwachstum auf der entsprechenden Fläche.

Durch Berücksichtigung beider Einflüsse kann ermittelt werden, wie groß die Differenz zwischen potentieller natürlicher NPP und aktueller NPP aufgrund einer speziellen menschlichen Nutzung in einem Ökosystem ist. Es wird vorgeschlagen, diese Differenz – gemessen in Energieeinheiten – als Indikator zu verwenden. Im allgemeinen wird die aktuelle NPP geringer sein als die potentielle, der Indikator kann daher als "NPP-Entnahme" bezeichnet werden. Der Indikator ist folgendermaßen definiert:

$$NPP_V = | NPP_0 - NPP_t |$$

wobei

NPP_V ...NPP-Veränderung

NPP₀ ...potentielle NPP

NPP, ...aktuell im Ökosystem verbleibende NPP

Die NPP-Entnahme bildet ab, um wieviel die in den Ökosystemen einer Bezugsfläche (z.B. in ganz Österreich) verfügbare Energie im Vergleich zu einem hypothetischen Naturzustand durch menschliche Eingriffe verringert wird. Da Photosynthese immer in Pflanzen stattfindet, und diese auf bestimmten Flächen wachsen, besteht ein enger Konnex zur Flächen-Inanspruchnahme. Ein wesentlicher Vorteil des Indikators ist, daß er die Bestandsgröße "in Anspruch genommene Fläche" in die Flußgröße "NPP-Entnahme" umwandelt – und zwar in explizitem Rekurs auf jenen ökologischen Prozeß, der durch die Inanspruchnahme von Fläche für menschliche Nutzungen direkt unterbunden bzw. beeinflußt wird. Der zweite wesentliche Vorteil des Indikators ist, daß jedem "Verursacher" – d.h. jedem VGR-Sektor – eine Größe zuordenbar ist, wenn auch unter mehr oder weniger großen Schwierigkeiten. In Endbericht II wurde gezeigt, daß diese jedoch durchaus als überwindbar betrachtet werden können.

Grundlage für die Aussagekraft des vorgeschlagenen Indikators ist, daß die Größe der Differenz zwischen der potentiellen NPP und der – infolge menschlicher Eingriffe davon abweichenden – aktuellen NPP Folgen für andere Arten hat, das heißt, daß sie ein Maß für die Eingriffsintensität menschlicher Aktivitäten in die Lebensbedingungen anderer Arten darstellt. Ein Beleg dafür, daß dies tatsächlich so ist, ist die in Abbildung 15 schematisch gezeigte Artenzahl-Energiekurve (die in vielen Beispielen empirisch belegt wurde, siehe Endbericht Teil II). Ein konkretes Beispiel stellt die Abnahme der Anzahl der auf Totholz lebenden Arten dar, die darauf zurückzuführen ist, daß im Wirtschaftswald wesentlich weniger Holz natürlich verrottet (weil ein Großteil für die Bewirtschaftung entnommen wird, siehe Plachter 1991). Daß der Indikator sich auf die hypothetische "potentielle natürliche Vegetation" bezieht, liegt einerseits am Bestreben, menschliche Eingriffsintensität abzubilden, ist aber letztlich ein reines Standardisierungsproblem: Auch bei einem anderen Referenzmaßstab wären die Ergebnisse – je nach Flächeninanspruchnahme und Nutzungsart – prinzipiell die gleichen.

EINGRIFFE IN DEN WASSERHAUSHALT

Wohl der wichtigste biogeochemische Kreislauf ist der des Wassers. Als Conditio sine qua non aller Lebensvorgänge nimmt die Verfügbarkeit von Wasser eine zentrale Stellung in allen ökologischen Vorgängen ein. Der weltweite Wasserkreislauf wird durch die Einstrahlung von Sonnenenergie in Gang gehalten; er verschlingt ungeheure Energiemengen (rund ein Fünftel der eingestrahlten Sonnenenergie).

Die Eingriffe des Menschen in den Wasserhaushalt sind recht beträchtlich und können nach den betroffenen Wasserkörpern – Oberflächenwasser und Grund- und Bodenwasser – unterschieden werden. Unter diesem Bezugspunkt werden zwei Indikatorengruppen zusammengefaßt, die zwar gewisse Zusammenhänge aufweisen, jedoch noch nicht in einem Meßkonzept vereinigt werden konnten. Generell wurde dieses Kapitel noch nicht soweit ausgearbeitet, wie die NPP-Entnahme.

Eingriffe in Fließgewässer

Die Liste der menschlichen Eingriffe in Fließgewässer ist lang, in Fachbüchern zum Thema "Wasserbau" finden sich zahlreiche verschiedene Bauwerke. Ein Charakteristikum ist jedoch allen Wasserbauten gemeinsam: Sie verringern die Energie des fließenden Wassers, oder sie verhindern, daß diese Energie in den flußbegleitenden Ökosystemen wirksam wird. Denn Wasserbauten haben im wesentlichen zwei Zwecke:

- entweder sie dienen der Umwandlung hydraulischer Energie in elektrische Energie (Wasserkraftwerke), oder
- sie sollen verhindern, daß die potentielle und kinetische Energie des Flusses dazu führt, daß Sohle, Ufer oder Umland erodiert oder überschwemmt werden. Hierzu werden Bauwerke errichtet, die die Energie des Flusses in Turbulenzen umwandeln bzw. an befestigten Sohleteile ableiten sollen (z.B. Wehre, Sohlstufen), die Erosion (Längswerke, Grobsteinschüttungen etc.), oder Überschwemmungen verhindern sollen (Dämme).

Der Eingriff besteht also letztlich in allen Fällen darin, daß die Energie des Flusses nicht oder nur abgeschwächt im Ökosystem wirksam werden kann. Es wird daher vorgeschlagen, diesen Energieentzug als Indikator für die Intensität von Eingriffen in Fließgewässer zu verwenden. Dieser Indikator hätte die physikalische Dimension Energie mal Weg (J.m – bezogen auf ein Jahr) und müßte auf Regelabflußbedingungen bezogen sein (um die tatsächliche Eingriffsintensität abzubilden, und nicht den Einfluß der schwankenden Niederschläge).

Die praktische Ermittlung erscheint bei Wasserkraftwerken einfach (unter Annahme eines bestimmten Turbinenwirkungsgrades ist der Indikator aus der Stromproduktion unter Regelarbeitsbedingungen ermittelbar – Daten hierüber besitzt der Bundeslastverteiler, siehe z.B. BLV 1988), bei Schutzwasserbauten schwierig. Hierzu müßte die Wirksamkeit verschiedener Bauten ermittelt werden, wozu eigene Forschungsarbeiten notwendig erscheinen. Da Schutzwasserbauten überwiegend gefördert werden (zuständig: BMLF), dürften jedoch die Primärdaten darüber, wieviele Bauten welchen Typs an welchen Flüssen vorhanden sind, ermittelbar sein. Zusätzlich wären Wasserentnahmen zu berücksichtigen, wobei sich die potentielle Energie aus der Höhendifferenz zwischen Entnahmestelle und Wiedereinleitungsstelle und der entnommenen Menge ergibt.

Eingriffe in Grundwasser und Bodenspeicher

Unter diesem Gesichtspunkt wären primär Wasserentnahme und Wasserzuführung zu berücksichtigen, diese sollen in m³/a gemessen werden. Dabei ist zu unterscheiden:

- a. direkte Entnahme zum Zweck der Nutzung und
- b. Drainagierung und Bewässerung

Während im Fall a.) der Bezug auf m³/a üblich ist und die benötigten Daten in dieser Einheit vorliegen, ist dies im Fall b.) anders: Hier liegen – bestenfalls – Angaben über die be- und entwässerten Flächen vor, wobei insbesondere die Wirksamkeit von Drainagierungen schwer

abzuschätzen sein dürfte. Diese müssen jedoch unbedingt berücksichtigt werden, weil sie aufgrund ihrer gravierenden Wirkungen sehr bedeutsam sind. Weiters sind sie quantitativ sehr wichtig. Es wird geschätzt, daß in ganz Österreich seit dem 2. Weltkrieg rund 500.000 ha Feuchtgebiete entwässert wurden. Nimmt man an, daß durch diese Drainagierungen rund 20% des Niederschlages umgeleitet werden, so beträgt bei einem durchschnittlichen Niederschlag von 1.000 mm/a die umgeleitete Wassermenge 1 Mrd. m³/Jahr. Zum Vergleich: Der jährliche Wasserverbrauch der Industrie beträgt rund 1,5 Mrd. m³/a (Quellenangaben siehe Endbericht Teil II).

Da die verschiedenen Wasserkörper untereinander in Verbindung stehen, bilden natürlich die beiden Indikatorengruppen von einander abhängige Größen ab. So verändern etwa Wasserbauten an Fließgewässern den Austausch zwischen Fluß- und Grundwasser; Quellwasserfassungen vermindern die Wassermengen, die in den Flüssen verbleiben (bis zur Wiedereinleitung des Wassers in den Vorfluter) etc. Alle diese Zusammenhänge sind sehr komplex und vielschichtig; ob sie tatsächlich genau erfaßt werden können, muß beim derzeitigen Stand der Überlegungen offen bleiben.

GEZIELTE EINBRINGUNG SYNTHETISCHER SUBSTANZEN

Da die Anwendung von Düngern und Pestiziden gezielt erfolgt, handelt es sich dabei nicht um eine Emission, sondern um einen GEL. Die Aufbringung von Wirtschaftsdünger wird von uns als Schließen ökologischer Kreisläufe betrachtet und nicht als GEL mitberücksichtigt. Dort, wo durch übermäßige oder fehlerhafte Aufbringung von Wirtschaftsdünger Umweltprobleme entstehen, handelt es sich um Emissionsprobleme.

Einbringung technisch erzeugter Pflanzennährstoffe

Abgesehen von der Frage, ob Mineraldünger die Qualität von Lebensmitteln beeinflußt oder nicht, und abgesehen vom Problem der Grundwasserbelastung aufgrund der Stickstoffdüngung und der Oberflächenwasserbelastung durch Phosphatdüngung, stellt mineralische Düngung einen massiven Eingriff in Ökosystembedingungen dar, der ganz bestimmte Organismen begünstigt und andere verdrängt. Dieser Indikator bildet die menschlichen Eingriffe in die biogeochemischen Kreisläufe wichtiger Pflanzennährstoffe (Odum 1983) ab.

Es gibt eine Unzahl verschiedener Substanzen, die als Düngemittel eingesetzt werden; hauptsächlich werden damit jedoch N, P und K aufgebracht. Vorgeschlagen wird daher, die Aufbringung an Pflanzennährstoffen als Reinnährstoffmenge zu messen; d.h. vorgeschlagen werden folgende Subindikatoren:

- Stickstoff (t/a)
- Phosphor (t/a)
- Kalium (t/a)
- sonstige Minerale (t/a)

Gezielte Einbringung toxischer Substanzen

Daß die Aufbringung von Pestiziden Probleme hervorruft, ist alleine aufgrund ihrer Toxizität klar. Ihr Zweck ist es, andere Organismen zu vergiften, damit die vom Menschen gewünschten Organismen mit einem höheren Ertrag gewonnen werden können. Selbst wenn die Gefährlichkeit der Rückstände in den Lebensmitteln umstritten sein mag, ist daher klar, daß Pestizide einen wichtigen GEL darstellen. Die Darstellung des Pestizideinsatzes erfolgt üblicherweise aufgrund der Wirkstoffmengen; die Einbeziehung eines Toxizitätsfaktors ist nicht unproblematisch (welcher Organismus gilt als Referenz?). Notwendig erscheint eine Gliederung mindestens in Insektizide, Fungizide, Herbizide und Sonstige Pestizide, wünschenswert wäre eine detaillierte Liste der eingesetzten Wirkstoffe. Detaillierte Aufschlüsselungen der Mengen an verwendeten Pestiziden nach chemischen Substanzen sind dem Fachverband der chemischen Industrie bekannt und wurden bis zum Jahr 1984 auch publiziert. Seither wurde die Informationsbasis ständig verengt; seit 1988 liegen überhaupt nur mehr Summenwerte aller Stoffe (Gesamtgewicht der Produkte; kein Bezug zu Wirkstoffen) vor (Gerhold 1990). Ob eine Aufschlüsselung der Anwender nach Branchen (nicht nur die Landwirtschaft wendet Pestizide an) möglich ist, wurde nicht untersucht. Ohne gesetzliche Änderungen können jedoch nicht einmal die - an sich existierenden - Daten über die insgesamt eingesetzten Stoffe der Öffentlichkeit bekannt gemacht werden.

RESUMEE DER "EINGRIFFE IN BIOTOPE"

Die bisher vorgeschlagenen Indikatoren bilden sicherlich einen wichtigen Teil der Eingriffe in Biotope ab. Gut erfaßt werden jedenfalls der Flächenverbrauch (durch die NPP-Verminderung), die Eingriffe in den Wasserhaushalt sowie die "chemischen" Eingriffe Düngung und Pestizide. Damit ist auch ein gewisser "Landwirtschaftsintensitätsindikator" enthalten. Wichtige Prozesse werden jedoch nicht erfaßt:

- Der Indikator NPP-Verminderung trifft keinerlei Aussage darüber, welches Biotop zerstört wurde. Daß bestimmte Biotoptypen von menschlichen Eingriffen stärker betroffen sind als andere (z.B. Trockenrasen, Feuchtbiotope etc.), wird nicht erfaßt.
- Der Indikator NPP-Verminderung kann auch nicht Ökosystemqualitätsveränderungen erfassen, die durch menschliche Eingriffe entstehen, aber keine Auswirkung auf die NPP haben, bzw. macht er keinen Unterschied zwischen zwei Eingriffen, die die gleiche NPP-Verminderung bewirken, jedoch unterschiedliche ökologische Auswirkungen haben. So könnte zB. theoretisch die NPP-Verminderung bei einer Fichtenmonokultur gleich groß sein, wie bei einem intensiv genutzten Mischwald. Ein wichtiges Defizit besteht daher offensichtlich im Fehlen eines Indikators, der künstliche "Mischung/Entmischung" (vgl.: Trennen/Konzentrieren als Mechanismus der Ausübung struktureller Gewalt) abbildet.
- Der Indikator NPP-Verminderung ist auch blind gegenüber bestimmten Formen, die Bauten haben. So ist es ökologisch nicht unbedeutend, ob eine asphaltierte Fläche langgestreckt und schmal (Straße) oder eher quadratisch (Parkplatz) ist, weil im ersten Fall die Dimension "Ökosystemzerschneidung" hinzukommt.

 Die Entmischung in der Landwirtschaft in reine Ackerbau- und reine Viehzuchtbetriebe wird nur insoweit abgebildet, als sie sich in erhöhtem Dünger- und Pestizidaufwand äußert. (Das Problem der Fäkalienentsorgung bei reinen Viehzuchtbetrieben muß als EMI-Problem gehandhabt werden).

Für die Behebung dieser Defizite besteht jedoch noch Bedarf nach weiteren theoretischen Arbeiten.

GEWALT GEGEN LEIDENSFÄHIGE LEBEWESEN

Die Feststellung, "Tiere können leiden" steht inzwischen weitgehend außer Streit. Die emotionalen Erlebnisse der Tiere sind einer direkten wissenschaftlichen Erforschung zwar unzugänglich, durch eine Reihe an Beobachtungen, theoretischen Weiterentwicklungen und Experimenten konnte dieser Schluß inzwischen weitgehend abgesichert werden (Bartussek 1990). Auch wenn nicht genau abgrenzbar ist, welche Tiere leiden können und welche nicht, scheint für die Zwecke der vorliegenden Arbeit die Einschränkung auf Wirbeltiere vertretbar zu sein (siehe auch: Studiengruppe Ökologie 1989, Bittermann und Plank 1990 etc.).

Der Nachweis, daß Tiere leiden, muß jeweils mit einer Reihe an Methoden geführt werden, wobei die Gesundheit der Tiere, die Möglichkeiten, ihre artgerechten Verhaltensweisen auszuüben, die Zufügung von Schmerzen und Verletzungen etc. berücksichtigt werden müssen. Besonders bedeutsam ist dabei, nicht nur auf Gesundheitsschäden Bezug zu nehmen, sondern auch die motorische, perzeptive oder soziale Deprivation (also den Entzug, Verhaltensweisen auszuleben) zu berücksichtigen (Heizmann 1989).

Es gibt prinzipiell zwei unterscheidbare Formen der Gewaltausübung gegen Tiere, für die Indikatoren gefunden werden sollen:

- Gewaltausübung durch leiderzeugende Haltungsbedingungen
- kurzfristige gewaltförmige Akte gegenüber Tieren

Die gesellschaftliche Wahrnehmung des Tierschutzproblems ist sehr stark vom zweiten Typ geprägt (Grausamkeit gegen Tiere, z.B. durch Aussetzen von Haustieren, durch Tierversuche etc.). Im Vergleich dazu ist die "chronische" Leidzufügung durch nicht artgemäße Tierhaltungsformen vergleichsweise wenig in Diskussion, obwohl eine enorme Anzahl von teilweise sehr sensiblen Tieren (z.B. Schweinen) betroffen ist.

LANGANDAUERNDE GEWALTFÖRMIGE EINGRIFFE (TIERHALTUNG)

Es gibt eine inzwischen beinahe unübersehbare Literatur darüber, daß und wie Tierhaltung Tierleid bewirkt (für Zusammenfassungen siehe Bittermann und Plank 1990, Haiger et al. 1988 u.v.a.). Dafür sind nicht nur die bei manchen Haltungssystemen häufig auftretenden

Verletzungen und Krankheiten maßgeblich, sondern auch, daß die Tiere gehindert werden, ihre artgemäßen Verhaltensweisen auszuleben. So bedeutet u.a. für Hühner die Deprivation des Staubbadeverhaltens, für Schweine und Rinder die ihres hochentwickelten Sozialverhaltens sowie vieler anderer Verhaltensweisen eine schwere Beeinträchtigung. Viele Tiere werden angebunden und können sich kaum bewegen, sie werden den Ausdünstungen ihrer eigenen Fäkalien ausgesetzt (was zB. Schweine, wenn sie können, peinlich vermeiden) u.v.a.

Zur Bewertung der Tiergerechtheit der Haltungssysteme von Schweinen und Rindern hat Bartussek (1988) ein Konzept entwickelt (siehe Endbericht Teil II). Der sog. Tiergerechtheitsindex (TGI) bewertet Haltungssysteme mit einem Punktesystem. Es gibt 5 Kategorien, in denen jeweils 1 bis 7 Punkte vergeben werden können. Dies trägt dem Umstand Rechnung, daß Mängel in einem Bereich bis zu einem gewissen Grad durch Vorteile in einem anderen ausgeglichen werden können. Weiters gibt es jedoch bestimmte Mindestanforderungen, deren Nichterfüllung eine gute Bewertung ausschließen. Bartussek hat eine sechsstufige Skala entwickelt, die von sehr tiergerecht bis nicht tiergerecht reicht. Als "Mindeststandard" der Tierhaltung kann die Erreichung der Bewertung "ziemlich tiergerecht" definiert werden. Der Nachteil des TGI ist, daß er bisher nur für Rinder und Schweine definiert wurde, und daß er – als neues Konzept – bislang wenig verbreitet ist. Für andere Tierarten müßte wenigstens eine Mindeststandard–Definition erst erarbeitet werden. Hier ist weiterer Forschungsbedarf gegeben.

Vorgeschlagen wird, als Indikator zu erheben, welche Anzahl an Tieren unter Bedingungen gehalten werden, die schlechter sind, als ein – für die meisten Tierarten noch zu definierender – Mindeststandard. Hierbei könnte man sich sicherlich am TGI orientieren.

Für die praktische Erhebung kann folgender Weg vorgeschlagen werden:

- Erhebung der Gesamtzahl an gehaltenen Tieren in den einzelnen Branchen.
 Die Datenlage stellt sich hierbei folgendermaßen dar: Genau bekannt sind die landwirtschaftlichen Nutztiere (Landwirtschaftsstatistik). Unklar sind: Pelztiere, Versuchstiere, Haustiere sowie die vermutlich recht kleine Zahl an Zoo-, Zirkus- und sonstigen Tieren.
- Stichprobenerhebungen in den einzelnen Bereichen, welcher Prozentsatz der Tiere unter schlechteren Bedingungen als dem Mindeststandard lebt.
 Hierfür gibt es bislang nur in der Landwirtschaft Ansätze, in allen anderen Bereichen müßten entsprechende Stichprobenerhebungen erst durchgeführt werden, wobei dafür die Entwicklung des Mindeststandardkonzepts Voraussetzung wäre.

Kurzfristige gewaltförmige Akte gegenüber Tieren

Obwohl nicht selten Fälle eklatanter Tierquälerei recht viel Aufsehen erregen, muß vermutet werden, daß ein Großteil der hier besprochenen "Gewaltakte" systematisch und absichtlich erfolgt. Die wichtigsten Bereiche dürften hier die Schlachtung von Tieren und die Tierversuche sein.

Die "schmerzfreie" Tötung von Tieren wird zwar immer gefordert, es kann jedoch leider keineswegs davon ausgegangen werden, daß diese immer Realität ist (die Frage ist, ob es sie überhaupt geben kann). So ist etwa der Transport zum Schlachthof für die Tiere häufig mit starken Belastungen verbunden, die Tiere riechen das Blut der schon getöteten Artgenossen, sehen, was mit ihnen passiert und haben daher Angst. Hühner werden bei der Schlachtung z.T. lebend mit dem Kopf nach unten auf ein Förderband gehängt, es gibt Berichte, daß einige durch den Betäubungsmechanismus nicht erfaßt werden und so bei vollem Bewußtsein die Tötung durch Verbluten miterleben. Manche Tötungsarten von Pelztieren sind zumindestens potentiell belastend; nicht alle Tötungsarten, die "waidgerecht" im Sinn der Regeln der Jäger sind, sind auch wirklich schmerzarm; das Angeln verursacht schmerzhafte Verletzungen im sensiblen Maulbereich bei Fischen etc. (siehe Studiengruppe Ökologie 1989, Bittermann und Plank 1990). Bislang gibt es jedoch kein Konzept der Bewertung der Belastung der Tiere bei verschiedenen Tötungsarten.

Ein weiteres Problem, das hierher gehört, sind die Tierversuche. Auch jene, die sie durchführen, bestreiten kaum, daß sie für die Tiere mehr oder weniger schmerzvolle Eingriffe beinhalten;²² gerechtfertigt werden sie durch den Nutzen für den Menschen. Tierversuchsgegner bezweifeln hingegen den Nutzen bzw. die Berechtigung des Menschen, aus diesem Nutzen das Recht, Tieren Schmerz zuzufügen, abzuleiten. Die Frage, wer in diesem Streit Recht hat, gehört jedoch nicht hierher. Zur Bewertung der Intensität des Eingriffs gibt es bereits recht elaborierte Konzepte, das Belastungsmaß der Tiere festzustellen.

Insgesamt besteht Bedarf nach einer einigermaßen einheitlichen Definition einer "Relevanzschwelle" für gewaltsame Akte gegenüber Tieren, die im Idealfall für Tierversuche wie auch für Schlachtungen und sonstige Eingriffe anwendbar sein sollte. Hier ist Forschungsbedarf gegeben, wobei der bewertende – und somit politische – Charakter dieser Definition nicht übersehen werden darf.

Analog zum Bereich Tierhaltung wird vorgeschlagen, die Anzahl an gewaltförmigen Akten gegenüber Tieren als Indikator zu verwenden, wobei ein solcher durch das Überschreiten einer noch zu formulierenden "Relevanzschwelle" definiert werden kann. Die praktische Erhebung kann analog zum Bereich Tierhaltung folgendermaßen erfolgen:

- Ermittlung der Gesamtzahl von Tieren, die getötet werden bzw. Tierversuchen unterzogen werden.
 - Die geschlachteten Tiere sind aus der landwirtschaftlichen Statistik genau bekannt, die von Tierversuchen betroffenen Tiere müssen aufgrund des Tierversuchsgesetzes jährlich in der Wiener Zeitung publiziert werden. Die im Rahmen der Jagd getöteten Tiere werden jährlich in der Jagdstatistik veröffentlicht. Für die übrigen Bereiche liegen keine Daten vor.
- Ermittlung des Prozentsatzes an Tieren, die bei Schlachtungen mehr leiden müssen, als nach der Definition dieses Mindeststandards zulässig ist nach Schlachtungstechniken und Tierarten. Da die Anzahl an genutzten Tierarten sowie die Anzahl an Tötungstechniken nicht sehr groß ist, scheint dies durchaus machbar. Im Gegensatz dazu ist bei Tierver-

²² So gibt es etwa eine "Schmerzskala" des Bundesverbands der Pharmazeutischen Industrie Deutschlands zur Messung des Belastungsmaßes von Tierversuchen.

suchen nur eine Totalerhebung sinnvoll, da das Belastungsmaß je nach Versuch sehr verschieden sein kann, und jeder Versuch einzeln zu beurteilen ist (mit Ausnahme einiger Routineverfahren). Dies wäre wahrscheinlich nur über eine Novellierung des Tierversuchsgesetzes möglich.

EINGRIFFE IN DIE EVOLUTION

Seit 1859, als Charles Darwin das berühmte Buch "The Origin of Species" veröffentlichte, hat sich die Evolutionstheorie zum zentralen Konzept in der Biologie entwickelt. Demnach ist Leben ein Entwicklungsprozeß, der nunmehr auf der Erde schon mehrere (rund 3-4) Milliarden Jahre andauert, in dessen Verlauf es zu einer Entfaltung zunehmend komplexer Lebensformen gekommen ist (ohne daß deswegen die einfacheren Formen verschwunden wären). Die zentralen Feststellungen der Evolutionstheorie sind (Wagner 1989):

- Es existieren Variationen zwischen den Organismen einer Art (nicht alle Organismen sind gleich);
- Reproduktion von Organismen über einen Mechanismus, der eine mehr als zufällige Ähnlichkeit von Eltern und Nachkommen sicherstellt (Vererbung, d.h. Merkmale werden an die Nachkommen weitergegeben);
- Produktion eines Nachkommenüberschusses: nicht alle Nachkommen gelangen selbst ins reproduktionsfähige Alter;
- Selektion: Wenn ein Merkmal die Chance seiner Träger erhöht, sich zu reproduzieren, dann wird es unter den Nachkommen verstärkt vertreten sein.

Voraussetzung für die Wirkung der Selektion ist, daß es eine Korrelation zwischen der Wahrscheinlichkeit, Nachkommen zu haben, und den unterschiedlichen Merkmalen gibt. Ergebnis der Selektion ist gemäß der weithin verbreiteten Vorstellung die Adaptation (Anpassung) der Organismen an die Umweltbedingungen. Tatsächlich gibt es eine große Anzahl an Beispielen für hochfunktionelle Strukturen von Organismen, etwa die Stromlinienform der Fische etc.

Theoretisch formuliert, beschreibt der Begriff "Adaptation" das Postulat, daß jene Organismen mit einer höheren Chance überleben und selbst Nachkommen haben werden, die besser an die Umweltbedingungen angepaßt sind (eine höhere "Fitneß" haben). Dieser Begriff ist deshalb problematisch, weil es kein Modell gibt, einem bestimmten Organismus an sich einen bestimmten Fitneß-Wert zuzuweisen (dieser ergibt sich erst aus der Wechselwirkung zwischen Umweltbedingungen und Organismus, d.h. die Fitneß kann nur unter ganz bestimmten Randbedingungen wirklich angegeben werden). Allgemein gesprochen kann Fitneß aber letztlich nur am Reproduktionserfolg selbst gemessen werden, d.h. es kann lediglich postuliert werden, daß die Überlebenden eben auch die besser Angepaßten seien. Dies führt zu einer Tautologie, über die es einen ausführlichen Diskurs in der Evolutionstheorie gibt. Jedenfalls

spricht dieses Argument sehr stark gegen eine Verabsolutierung des Adaptationsbegriffes in Form des sog. "Adaptionismus" – also des Versuchs, jede lebendige Struktur als Anpassung an irgend etwas zu erklären. Offenbar ist allerdings auch, daß Lebewesen nicht so gebaut sein können, daß ihre Fähigkeiten im Widerspruch zu den Anforderungen der Umwelt stehen.

Die Genetik bedeutete für die Evolutionstheorie eine wichtige Erweiterung, insofern, als sie einen Mechanismus der Vererbung sowie der Mutation und Rekombination (also der Erzeugung von Variation) ausfindig machen konnte. Heute wird allgemein angenommen, daß die gesamte Erbinformation eines Organismus in der DNA gespeichert sei. Mit Hilfe eines Ablesmechanismus kann DNA in Proteine übersetzt werden, deren spezifische Eigenschaften für die Merkmale der Organismen verantwortlich gemacht werden. Die Anwendung genetischer Erkenntnisse auf die Evolutionstheorie führte zur heute allgemein vertretenen synthetischen Theorie der Evolution. Diese besagt, verkürzt gesagt, daß zufällige Mutationen in den Genen zu Variationen führten; die Selektion wähle daraus gewisse Varianten aus (nämlich die besser angepaßten).

In der theoretischen Biologie umstritten ist, welche Entität (Gen, Organismus, Art, Avatars²⁴ etc.) die Einheit der Selektion ist (Wagner 1989).²⁵ Klar ist zwar, daß es der Phänotyp (also der Organismus selbst, im Gegensatz zur Gesamtheit seiner Gene, d.i. der Genotyp) ist, der einer Auslese unterliegt. Die Vertreter der Gentheorie argumentieren jedoch, evolutionstheoretisch betrachtet sei der Organismus im Wesentlichen ein Vehikel zur Proliferation der Gene. Eliminierung und verstärkte Verbreitung einzelner Phänotypen sei daher insofern relevant, als sie zur Verringerung und Vergrößerung der Häufigkeiten bestimmter Gene führen; Evolution sei also letztlich identisch mit der Veränderung von Genhäufigkeiten.²⁶

Dem halten morphologisch orientierte Biologen entgegen, daß es Systembedingungen der Evolution gäbe (Riedl 1975). Bevor eine Mutation äußerer Selektion ausgesetzt werden könne, müsse sie sich überhaupt erst in einem Organismus als lebens- und funktionsfähig herausstellen. Daraus ergeben sich innere Kohärenzbedingungen, die – so die von Riedl vertretene Systemtheorie der Evolution – den Gang der Evolution maßgeblich mitbestimmen. Der Bauplan eines Organismus läßt nur Entwicklungen in ganz bestimmte Richtungen zu, er bewirkt Einschränkungen ("Constraints") der Entwicklungsmöglichkeiten einer konkreten Klade. ²⁷

Ein weiteres zentrales Problem der Evolutionstheorie ist die Frage, wie es zur Bildung neuer

²³ Es gibt jedoch auch Mechanismen der Informationsweitergabe von Eltern auf Nachkommen, die nicht mit der Weitergabe von DNA zusammenhängen; so enthält etwa das Plasma der Eizelle wichtige Informationen für die Embryonalentwicklung.

²⁴ Verkörperung einer Art in einem Ökosystem (Damuth 1985). "Avatara: indische Bezeichnung für die Inkarnation eines Gottes, insbesondere Wischnu" (Rushdie 1989, S. 537).

²⁵ Wagners brillanter Vorschlag, wie diese Frage geklärt werden könnte, soll hier nicht diskutiert werden.

²⁶ Vielleicht der bekannteste Vertreter dieser Theorie ist Richard Dawkins, der die Theorie der Gen-Selektion auf das Schlagwort des "selfish gene" (Das egoistische Gen) zugespitzt hat.

²⁷ z.B. Art, Gattung, Ordnung etc.

Arten kommt. Eine Art wird üblicherweise als eine Reproduktionsgemeinschaft verstanden; die Artgrenze wird i.a. (was nicht bei allen Organismen möglich ist) dort gesetzt, wo eine reproduktive Isolation zweier unterscheidbarer Untergruppen vorliegt. Da sexuelle Fortpflanzung eine ständige Durchmischung des Genpools einer Fortpflanzungsgemeinschaft bewirkt, ist die reproduktive Isolation eine notwendige Bedingung für die Ausdifferenzierung verschiedener Kladen. Es werden zahlreiche Mechanismen der Artbildung (dieser Begriff wird i.a. synonym mit "Entstehung von reproduktiver Isolation" gebraucht) diskutiert; diese Diskussion stellt einen zentralen Bereich innerhalb der Weiterentwicklung der Evolutionstheorie dar.

Während also die konkreten Mechanismen der Evolution in der Fachwelt noch kontroversiell diskutiert werden (das Vorhandensein einer Evolution an sich steht außer Zweifel), ist offensichtlich, daß der Mensch in die Evolution sowohl indirekt, als auch direkt sehr massiv eingreift:

- Durch Veränderungen von Umweltbedingungen ändern sich die Selektionsbedingungen. Ein berühmtes Beispiel sind die Birkenspanner in England, bei denen aufgrund der Luftverschmutzung plötzlich die vorher benachteiligten dunklen Varietäten bevorzugt wurden, weil die Birken nunmehr durch den Schmutz dunkler gefärbt waren.
- Es gibt aber auch direkte Eingriffe in die Evolution. Durch gezielte Auswahl von Organismen, die zur Paarung gebracht werden (traditionelle Zucht), können Arten sehr stark verändert werden; man denke nur an die zahlreichen Hunderassen. Die Züchtung setzt auf der phänotypischen Ebene an und bleibt auf die vorhandenen Genvarietäten (und eventuelle zufällige Mutationen) angewiesen. Durch Zucht können nur **Häufigkeiten** von Genotypen innerhalb einer Art geändert werden. Das gleiche gilt für zellbiologische Methoden und herkömmliche Klonierungstechniken.
- Im Gegensatz dazu greift die Gentechnik direkt ins Genom ein; es ist möglich, Gene aus anderen Kladen in eine bestimmte Art einzubringen. Dadurch wird die Barriere der reproduktiven Isolation durchbrochen und es entstehen neue Genotypen, die weder durch Zucht noch auf natürlichem Wege hätten entstehen können. Auf Systembedingungen der Evolution wird keine Rücksicht genommen. Mit der Entwicklung der Gentechnik haben somit die Eingriffe in die Evolution durchaus eine neue Qualität erhalten.

Seit Entwicklung der Evolutionstheorie hat sich der Begriff "Evolution" als "unifying principle" der Biologie herauskristallisiert. Eingriffe in die Evolution sind daher Eingriffe in einen der zentralsten Lebensprozesse schlechthin. Auch wenn mögliche, für unsere Art nachteilige, Folgen noch nicht absehbar sind, ist klar, daß diese Eingriffe einen beobachtungswürdigen "Eingriff in Lebensprozesse" darstellen. Im Rahmen eines Umweltinformationssystems wird daher zu überlegen sein, mit welchen Konzepten diese Eingriffe abbildbar gemacht werden können. Hierzu wurden von uns bisher nur Überlegungen in Richtung Gentechnik angestellt (Endbericht Teil III); klassische Züchtung und moderne zellbiologische

²⁸ Der Begriff "Evolution" wurde vom Wissenschaftstheoretiker Erhard Oeser in dieser Hinsicht sogar mit dem Begriff "Energie" auf eine Stufe gestellt.

Methoden müßten ebenfalls berücksichtigt werden - dies war bislang nicht möglich.

GENTECHNIK ALS GEZIELTER EINGRIFF IN LEBENSPROZESSE

Obwohl sich die Gentechnik in bezug auf ihre industrielle Anwendung noch in einem "infant industry" Status befindet, muß sie schon jetzt als beobachtenswerte Technologie gelten. So meint etwa die OECD: "...new biotechnology is distinguished from all other major technologies of the 20th century by the fact that its impacts on the quality of life (...) are arriving earlier and may go deeper than its economic impacts" (OECD 1989, S. 4). Auch wenn die Einschätzungen über die zukünftige ökonomische Bedeutung weit auseinandergehen (für Österr. siehe zB. Polt 1989), gilt als sicher, daß diese rasch wachsen wird.

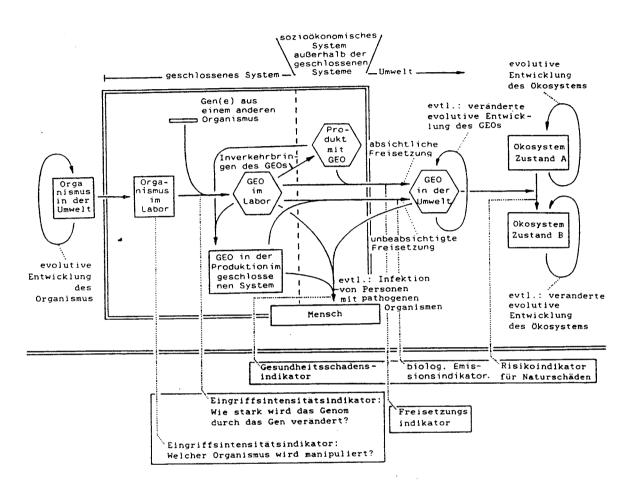
Sollen gentechnische Eingriffe unter dem Bezugspunkt "Eingriffe in die Evolution" in ein verursacherbezogenes Umweltinformationssystem aufgenommen werden, so muß zunächst von den vielfältigen Anwendungsmöglichkeiten abstrahiert werden. Unter Berücksichtigung sowohl der basalen Merkmale als auch der umweltrelevanten Aspekte läßt sich ein zumindest zweistufiger Verursachungsprozeß definieren (siehe Endbericht Teil III). Den prinzipellen Ablauf dieses Verursachungsprozesses erläutert Darstellung 18.

- Zunächst einmal werden Organismen aus ihrer natürlichen Umgebung isoliert und in ein, (zumindest theoretisch) geschlossenes System (Labor oder Produktionsstätte) gebracht. Hier werden DNA-Fragmente aus genetisch isolierten Arten in einem Organismus vereinigt; entweder durch Gentransfer von einem Spenderorganismus auf einen Wirtsorganismus oder durch Protoplastenfusion zweier nicht kreuzbarer Arten. Das Produkt ist ein lebender genetisch veränderter Organismus, ein sogenannter GEO. ("genetically engineered organism").
- Zweitens können GEOs das geschlossene System verlassen und in die Umwelt gelangen. Hierfür gibt es mindestens drei Mechanismen: Absichtliche Freisetzung, Freisetzung durch einen Unfall und Freisetzung durch Infektion von Laborpersonal (bei Mikroorganismen). In allen Fällen ist zu beachten, daß nicht ein einzelner GEO freigesetzt wird, sondern eine Geo-Population. Bei absichtlicher Freisetzung wird sie normalerweise gezielt durch Klonierung erzeugt.

Ein gentechnischer GEL liegt vor, wenn GEOs in die Umwelt freigesetzt werden (wobei auch der Mensch in diesem Sinn Natur ist).²⁹ Verbleiben die GEOs im geschlossenen System, so liegt gemäß unserer Definition kein GEL vor. Als Verursacher hat derjenige zu gelten, der die Freisetzung durchführt (auch wenn die genetische Manipulation durch eine andere Verursachergruppe durchgeführt wurde, siehe Endbericht Teil II).

²⁹ Der Mensch als Lebewesen ist offenbar ein Teil der Natur, als soziales Wesen und sozio-ökonomischer Akteur selbstverständlich auch Teil des Wirtschaftssystems. Hier ist die Einbeziehung der Infektion von Menschen auch deshalb essentiell, weil dadurch auch praktisch die Freisetzung in die übrige Natur jedenfalls bedingt wird.

Darstellung 18 Ansatzpunkte für die Spezifikation von Indikatoren für Verursachungsprozesse seitens der Gentechnik



Der gentechnikspezifische Verursachungsprozeß, wie er hier definiert wurde, kann auf zwei verschiedene Arten interpretiert werden. In bezug auf die unbeabsichtigten Nebenwirkungen wäre das Risiko genetischer Manipulationen zu untersuchen.³⁰ Dieser Aspekt, der bisher

³⁰ Da es trotz empirischer und theoretischer Evidenz keinen wissenschaftlichen Konsens über die Risken der Gentechnik gibt, müßte der erste Schritt für die Entwicklung von Risikoindikatoren in einer Risikobegründung liegen. Ein zumindest "hypothetisches Risiko" (Häferle 1974) läßt sich, kurz zusammengefaßt, auf Grund folgender Überlegungen postulieren. Zunächst bedeutet eine Manipulation am Genom einen Eingriff in das zentralste System biologischer Steuerung, dessen syntaktisch – funktionelle Zusammenhänge erst zu einem geringen Teil verstanden sind. Damit bleibt, im Vergleich zu anderen Techniken, "die Zahl der Unbekannten im Gesamtplan riesig"(Jonas 1987 S.166). Weiters stellt das Genom die tiefste, noch als biologisch zu bezeichnende Ebene der Hierarchie lebender Systeme dar. Daraus folgt, daß die für die Manipulation am Genom notwendigen Isolierungsschritte und korrespondierend damit, die für die Regeneration eines biologischen Systems notwendigen Syntheseschritte, an Anzahl zunehmen. Die Freisetzung einer GEO Population kann demnach als multiple Koppelung komplexer Systeme beschrieben werden, die nur mangelhaft charakterisiert sind. Weder ist die übertragene DNA wirklich völlig "rein" (Chargaff 1989), noch ist der Regulationszusammenhang im Organismus ausreichend beschrieben (Kollek 1990), noch sind die Wechselwirkungen im Ökosystem vorhersagbar (siehe Endbericht Teil III).

das zentrale Thema der Gentechnikdebatte war, sollte durch eigene Risikoindikatoren abgebildet werden. (siehe Endbericht Teil III)

Darüberhinaus stellt jedoch die Gentechnik durch die Überwindung reproduktiver Isolation eine qualitativ neue Form von Eingriffen in die Evolution dar. Im Gegensatz zur Evolution, die "darauf aufgebaut ist, neue Systeme auf Basis bestehender Systeme zu konstruieren" (Fischer-Kowalski et al. 1991, S. 7), kombiniert die Gentechnik beliebige Gene ohne Berücksichtigung ihres evolutiven, historischen Kontexts. Die Gentechnik behandelt Organismen somit als ein "Arsenal von untereinander unverbundenen Teilen, die man beliebig kombinieren kann" (Gleich 1985, zit. in: Weingarten 1985, S. 13). Sie stellt somit die bislang machtvollste Methode des Eingriffs in die Evolution dar. Die Intensität dieses Eingriffs sollte durch eine zweite Indikatorengruppe abgebildet werden.

Ziel der zu entwickelnden Indikatoren ist es, die Intensität gentechnischer Eingriffe in die Evolution abzubilden, die die Freisetzung von GEO-Populationen bedeutet. Die Freisetzung von GEOs kann nicht nur kurzfristige Veränderungen in Ökosystemen hervorrufen, sie könnte auch zu einem "genomischen Schock" führen, der eine Reihe evolutiver Veränderungen nach sich ziehen könnte. Indikatoren, die diese Eingriffsintensität abzubilden hätten müßten beinhalten:

- Ein Modell zur Abschätzung der Intensität des Eingriffs auf der Ebene des Genoms;
- die spezifischen Charakteristik des genetisch veränderten Wirtsorganismus' und
- die Menge bzw. Anzahl der freigesetzten Organismen (da ja i.a. nicht ein einzelner Organismus, sondern eine Population freigesetzt wird).

Während die angestrebten Risikoindikatoren im Endeffekt im Kapitel ÖSIs subsummiert werden sollten (Risikointensität), hat der Indikator für "Eingriffe in die Evolution" seinen angestammten Platz im Unterabschnitt GELs. Für beide Indikatoren liegen derzeit noch keine elaborierten Konzepte vor, sondern nur Vorüberlegungen.

3.
DAS VORGESCHLAGENE INDIKATORENSYSTEM:
ÜBERSICHT ÜBER STAND DER ARBEIT UND
MACHBARKEIT

Darstellung 19 Ökologisch-ökonomische Systemindikatoren - ÖSIs

Indikator	Maß-	konzeptu- elle Reife	D	atenla	ige	Mach-	vorgeschlagener nächster	
	einheit		v	P	A	bar– keit	Schritt	
Materialintensität								
Gesamtinput (m.u.ohne H ₂ O)	t/öS.a,t	vollziehbar	(+)	(+)	-	1–3	Durchführung, Zusatzerhebungen	
Materialverschleiß (m.u.ohne H ₂ O)	t/öS.a,t	vollziehbar	(+)	(+)	-	1-3	Durchführung, Zusatzerhebungen	
Materialeffektivität (m.u.ohne H ₂ O)	%	vollziehbar	(+)	(+)	-	1–3	Durchführung, Zusatzerhebungen	
Verpackungsintensität	%	vollziehbar	(+)	(+)	(-)	1	Durchführung, Zusatzerhebungen	
Energieintensität								
Netto-Energieverbrauch	J/öS.a	vollziehbar	+	+	+	1	Durchführung	
Nettoverbr. nicht erneuerb.Energie	J/öS.a	vollziehbar	· +	+	(+)	1	Durchführung	
Nettoverbr. erneuerb.Energie	J/öS.a	vollziehbar	+	(+)	(+)	1	Durchführung	
Nettoverbr.Elektrizität	J/öS.a	vollziehbar	+	+	+	1	Durchführung	
Transportintensität								
Gütertransportintensität (Straße, Schiene)	tkm/öS.a	vollziehbar	+	(+)	(+)	1	Durchführung; Verbesserung KFZ-Bestandsstatistiken	
Personentransportinten- sität (Straße, Schiene)	km/öS.a	vollziehbar	+	(+)	(+)	1	Durchführung	
Risikointensität								
Risikointensität	?	offen	_	_	_	3+	Umwelt-Haftpflichtgesetz	

Legende

- V: Voraussetzungen für geeignete Primärdaten
- P: Primärdaten
- A: Aufbereitung / Aufbereitbarkeit nach Wirtschaftsklassen
- +: gegeben

-: nicht gegeben

(): mit Einschränkungen

Machbarkeit:

- 1: kurzfristig machbar innerhalb eines Jahres
- 1-3: mittelfristig machbar innerhalb von 1-3 Jahren
- 3+ : langfristig machbar länger als drei Jahre

Darstellung 20 Emissionen - EMIs

Indikator	Маß-	konzeptu- elle Reife	D	atenla	ge	Mach- bar-	vorgeschlagener nächster Schritt
	einheit		V	P	A	keit	
gasförmige Emiss. Effektparameter Klimawirksamkeit	CO ₂ Äquiv./a (GWP)	vollziehbar	(+)	(+)		1	Durchführung, Em.Koeffi- zienten
Effektparameter Ozowirksamkeit	F ₂₁ Äquiv./a	vollziehbar	-	-	-	1-3	Em.Erklärungen FCKW Em.Koeffizienten FCKW
Effektparameter Toxizität	kg/Toxiz./a	Konzept	-	-	-	1–3	Em.Koeffizenten, Aggre- gationsmethoden
flüssige Emiss. Effektparameter Sauerstoff-Entzug	BSB ₅ /a	vollziehbar	(-)	(+)	(+)	1	Abwasserverordnungen, Abwasserabgabe, Em.Ko- effizienten
Effektparameter Toxizität	kg/Toxiz./a	Konzept	-	-	van	3+	Abwasserverordnungen, Abwasserabgabe, Em.Ko- effizienten, Aggrega- tionsmethoden
Effektparameter Eutrophierung	t/P _{ges.} /a	Konzept	-	(+)	(-)	1-3	Abwasserverordnungen, Abwasserabgabe, Em.Ko- effizienten
feste Emiss. Abfallgesamtmenge	t/a	Konzept	(-)	(-)	·	1-3	Primärerhebungen

Legende

V: Voraussetzungen für geeignete Primärdaten

P: Primärdaten

A: Aufbereitung / Aufbereitbarkeit nach Wirtschaftsklassen

+ : gegeben
(): mit Einschränkungen

-: nicht gegeben

Machbarkeit:

1: kurzfristig machbar – innerhalb eines Jahres 1-3: mittelfristig machbar – innerhalb von 1-3 Jahren 3+: langfristig machbar – länger als drei Jahre

Darstellung 21 Gezielte Eingriffe in Lebensprozesse – GELs

Indikator	Maß– einheit	konzeptu- elle Reife	D	atenla	ıge	Mach- bar-	vorgeschlagener nächster Schritt
		one Rene	V	P	A	keit	
Eingriffe in Biotope Eingriffe in Pflanzenwachstum	J/a	vollziehbar	(+)	(+)	-	1	Durchführung
Eingriffe in Wasser- haushalt der Fließ- gewässer	J.m/a	Konzept	+	(-)	-	1-3	konzept.Arbeiten
Wasserentnahme	m ³ /a	vollziehbar	(+)	(+)	(+)	1	Operationalisierung LWS-Entnahme/Drainagen
Handelsdünger	t/a	vollziehbar	+	+	(+)	1	Durchführung
Pestizide	t/a	vollziehbar	_	(+)	_	1	Auskunftspflicht der Chemie- industrie
Tierleid							
Tierhaltung	Zl d.betroff. Tiere/a	Konzept		(+)	(+)	1–3	Entwicklung eines Mindeststan- dards, Stichprobenerhebungen
punktuelle Eingr.	Zl d.betroff. Tiere/a	Konzept	-	(+)	(+)	1-3	Entwicklung einer "Relevanz- schwelle", Stichprobenerhebungen Totalerhebung Tierversuche
Eingriffe in die Evolu	tion						
Züchtung	?	offen	+	+	(-)	3+	konzeptuelle Weiterführung
gentechn.Eingriffe	Eingriffs- intensität/a	offen	_	_	-	3+	konzeptuelle Weiterführung Gentechnikgesetz

Legende

V: Voraussetzungen für geeignete Primärdaten

P: Primärdaten

A: Aufbereitung / Aufbereitbarkeit nach Wirtschaftsklassen

+: gegeben

(): mit Einschränkungen-: nicht gegeben

Machbarkeit:

1: kurzfristig machbar - innerhalb eines Jahres

1-3: mittelfristig machbar - innerhalb von 1-3 Jahren

3+ : langfristig machbar - länger als drei Jahre

LITERATUR

Ahamer, Gilbert (1989): Emissionsfaktoren zur Verwendung in Emissionskatastern, Diplomarbeit Aufbaustudium Technischer Umweltschutz. Graz

Amt der Burgenländischen Landesregierung (1991): Landesamtsdirektion – Umweltreferat, Zweiter Burgenländischer Umweltbericht. Eisenstadt

Amt der Kärntner Landesregierung (1988): Kärntner Umweltschutzbericht 1988. Klagenfurt

Amt der Tiroler Landesregierung, Abteilung Umweltschutz (1988): Tiroler Umweltschutzbericht 1987. Innsbruck

Bartussek, Helmut (1990): Naturnähe in der Veredelungswirtschaft – der Tiergerechtheitsindex. In: Bundesanstalt für alpenländische Landwirtschaft: Bericht über die 8. IGN-Tagung "Ökosoziale Modelle für eine bäuerliche Tierhaltung", 22.–24.2.90, Gumpenstein.

Bittermann, Wolfgang und Plank, Franz Joseph (1990): Zeitbombe Tierleid. Orac: Wien, Frankfurt, Bern.

Bundeslastverteiler (1988): Regelarbeitsvermögen der Kraftwerke bei Verbundgesellschaft, Landesgesellschaften und sonstigen EVU im Jahre 1988; Prognose für das Regelarbeitsvermögen bei Verbundgesellschaft und Landesgesellschaften bis zum Jahr 1992

Bundeslastverteiler (1989): Energiestatistik 1989. Wien

Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft (1981): Richtlinien für die Begrenzung von Abwasseremissionen. Wien

Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft (1987, 1989): Bericht über die Lage der österreichischen Landwirtschaft 1986 und 1988. Wien

Bundesministerium für öffentliche Wirtschaft und Verkehr (1987): Österreichisches Gesamtverkehrskonzept – Beamtenentwurf. Wien

Bundesministerium für wirtschaftliche Angelegenheiten (1990), Energiebericht 1988 der Österreichischen Bundesregierung. Wien

Chargaff, Erwin (1989): Unbegreifliches Geheimnis. Wissenschaft als Kampf für und gegen die Natur. Luchterhand Literaturverlag, Frankfurt am Main

Damuth, John (1985): Selection among "Species": A Formulation in Terms of Natural Functional Units. Evolution, 39(5), 1985, pp. 1132–1146

Deutscher Bundestag (1990): Nachwachsende Rohstoffe. Bericht der Enquete-Kommission "Gestaltung der technischen Entwicklung; Technikfolgen-Abschätzung und – Bewertung", Drucksache 11/7992 v. 24.09.1990

Ebert, W.; Klaus, J.; Reichert, F. (1991): Ansätze zur ökonomisch-ökologischen Berichterstattung – Ausgewählte Systeme auf nationaler und internationaler Ebene. Nürnberg

Endbericht Teil II, Haberl, Helmut (1991): Gezielte Eingriffe in Lebensprozesse. Vorschlag für Indikatoren zum Umwelt- Satellitensystem der VGR, Wien

Endbericht Teil III, Wenzl, Peter und Zangerl-Weisz, Helga (1991): Gentechnik als gezielter Eingriff in Lebensprozesse. Vorüberlegungen für verursacherbezogene Umwelt-indikatoren, Wien

Endbericht Teil IV, Dell'Mour, R.; Fleissner, P.; Hofkirchner, W.; Steurer, A. (1991): Zur Bestimmung der Transportintensität der österreichischen Wirtschaft und der damit verbundenen Emissionen mittels Input-Output-Modellierung. Wien

Endericht Teil V, Payer H. (1991): Indikatoren für die Materialintensität der österreichischen Wirtschaft. Wien (unter Mitarbeit von K. Turetschek)

Endbericht Teil VII, Verursacherbezogene Umweltinformationen. Bausteine für ein Satellitensystem zur österreichischen Volkswirtschaftlichen Gesamtrechnung (1991): Dokumentation des gleichnamigen Workshops. Wien

Fickl, Stephan (1991): Ökologische VGR in Österreich: Erste Ergebnisse, in: Statistische Nachrichten 3/1991

Fickl, Stephan (1991): Basisstatistische Erfordernisse zur empirischen Umsetzung der Konzepte der Öko-VGR in Österreich, Wien (ÖSTAT-internes Arbeitsdokument)

Faninger, Gerhard (1991): Die Marktentwicklung der Solar- und Wärmepumpen-Technik in Österreich, Berichtsjahr 1990, hg.v. Österreichisches Forschungszentrum Seibersdorf, Seibersdorf 1991

Fischer-Kowalski, M.; Haberl, H; Payer, H.; Steurer, A.; Vymazal, R. (1991): Verur-sacherorientierte Umweltinformationen, Zwischenbericht im Auftrag des BMUJF. Wien

Fischer-Kowalski, Marina; Haberl, Helmut; Wenzl, Peter; Zangerl-Weisz, Helga (1991): "Emissions" and "Purposeful Interventions into Life Processes" – Indicators for the Austrian Environmental Accounting System. Paper for the Congress "Ecologic Bioprocessing"; Graz.

Franz, Alfred (1988): Grundzüge einer ökologischen Gesamtrechnung, in: Österreichs Volkseinkommen 1987. Wien

Fuchs, Ingrid (1991): Ansätze für ausgewählte regionale Umweltindikatoren, 1.Teil, in: Statistische Nachrichten Heft 8/1991, S.719-744

Galtung, Johann (1975): Strukturelle Gewalt. Beiträge zur Friedens- und Konfliktforschung. Rowohlt: Reinbek.

Gerhold, Susanne (1990): Stoffstromrechnung: Pestizide. In: Statistische Nachrichten, 45. Jahrgang 1990 (neue Folge), Heft 7, S. 543-461

Hackl, A.E. (1989): Emissionsverringerung – Stand der Technik 1989, hg.v. Gesellschaft Österreichischer Chemiker und Kooperationsabkommen Forstwirtschaft-Platte-Papier, in: Schriftenreihe "Umweltschutz", Band 9. Wien

Häfele, W. (1974): Hypotheticality and the new challenges: The pathfinder role of nuclear energy. Minerva, 3, 1974, S.302–322.

Haiger, Alfred; Storhas, Richard; Bartussek, Helmut (1988): Naturgemäße Viehwirtschaft. Zucht, Fütterung, Haltung von Rind und Schwein. E. Ulmer: Stuttgart.

Heizmann, V. (1989): Zum Leiden der Tiere. In: Studiengruppe Ökologie: Das Leiden der Tiere in unserer Gesellschaft, Wien (Studie des BMUJF)

Hohmeyer, O; et al (1990): Methodenstudie zur Emittentenstruktur in der Bundesrepublik Deutschland – Verknüpfung von Wirtschaftsstruktur– und Umweltbelastungsdaten, 1. Zwischenbericht, hg.v. Fraunhofer–Institut für Systemtechnik und Innovationsforschung. Karlsruhe

Hütter, Leonhard A. (1988): Wasser und Wasseruntersuchung: Methodik, Theorie und Praxis chemischer, chemisch-physikalischer und bakteriologischer Untersuchungsverfahren. Moritz Diesterweg, Frankfurt a.M.

Immler, Hans (1989): Vom Wert der Natur. Zur ökologischen Reform von Wirtschaft und Gesellschaft. Opladen

Institut für Wirtschaft und Umwelt (1991): Der Zustand der Umwelt. Wien

Interuniversitäres Forschungsinstitut für Fernstudien; Österreichisches Ökologie-Institut (1989): Umwelt & Öffentlichkeit. Erfassung und Darstellung von Zuständen, Prozessen und Maßnahmen in Österreich, Dokumentation der gleichnamigen Tagung. Wien

Jonas, Hans (1987): Technik, Medizin und Ethik. Zur Praxis des Prinzips Verantwortung. Insel Verlag, Frankfurt a.M.

Katterl, Alfred; Kratena Kurt (1990): Reale Input-Output Tabelle und ökologischer Kreislauf. Heidelberg

Kollek, Regine (1990): Ver-rückte Gene: Die inhärenten Risiken der Gentechnologie und die Defizite der Sicherheitsdebatte.In: Herbig, J.,Hohlfield, R.(Hrsg.): Die zweite Schöpfung – Geist und Ungeist in der Biologie des zwanzigsten Jahrhunderts, S.386-401. Carl Hanser-Verlag, München-Wien

Koordinierungsstelle für Umweltschutz des Amtes der NÖ Landesregierung (1990): Umweltbericht Niederösterreich 1990. Wien

Korab, Robert (1991): Ökologische Orientierungen: Naturwahrnehmung als sozialer Prozeß. In: Pellert, Ada: Vernetzung und Widerspruch. Zur Neuorganisation der Wissenschaft. Profil Verlag: München-Wien. S. 299-342

Landesumweltanwaltschaft Salzburg (1989): Bericht über die Umweltsituation des Bundeslandes Salzburg

Lenz, H.P.; Akhlaghi, M. (1989): Schadstoffemissionen des gesamten benzin- und dieselbetriebenen Straßenverkehrs in Österreich sowie zu erwartende Entwicklungen 1970–2000; in: Forschungsarbeiten aus dem Verkehrswesen, Band 18. Wien

Magistrat der Stadt Wien (o.J.): Umweltbericht 1989

Moscovici, Serge (1990): Versuch einer menschlichen Geschichte der Natur. Suhrkamp: Frankfurt.

ÖBIG (1989a): Umweltbericht Abfall. Wien

ÖBIG (1989b): Umweltbericht Luft. Wien

ÖBIG (1989c): Umweltbericht Wasser. Wien

Odum, Eugene P.(1983): Grundlagen der Ökologie. Band 1: Grundlagen. Thieme: Stuttgart

OECD (1989): Biotechnology: Economic and Wider Impacts. Paris.

OECD (1990): Statistical Trends in Transport 1965–1987. Paris

Oechsle, Mechthild (1988): Der ökologische Naturalismus. Zum Verhältnis von Natur und Gesellschaft im ökologischen Diskurs. Campus: Frankfurt/Main – New York.

Orthofer, Rudolf; Urban, Gerhard (1989): Abschätzung der Emissionen von flüchtigen organischen Verbindungen in Österreich. Seibersdorf

Orthofer, Rudolf; Vesely, Andreas (1990): Abschätzung von toxischen Emissionen (PCDD, PCDF, PAH, BaP) aus Verbrennungsprozessen in Österreich. Seibersdorf

ÖSTAT (1985): Input-Output-Tabelle 1976, Band 1. Wien

ÖSTAT (1986): Nutzenergieanalyse 1983. Wien

ÖSTAT (1987): Personenverkehr in Österreich, Ergebnisse des Mikrozensus September 1983. Wien

ÖSTAT (1988): Bestands-Statistik der Kraftfahrzeuge in Österreich 1987. Wien

ÖSTAT (1989a): Industrie- und Gewerbestatistik 1988 1.Teil. Wien

ÖSTAT (1989b): Umweltdaten 1988. Wien

ÖSTAT (1991): Industriestatistik 1988 2.Teil. Wien

ÖSTAT (diverse Jahrgänge): Energiebilanz, in: Statistische Nachrichten

Österreichische Vereinigung für Agrarwissenschaftliche Forschung (1990): Strategien für Kreislaufwirtschaft, hg.v. BMUJF. Wien

Österreichisches Institut für Verpackungswesen (1990): Verpackungsstatistik 1989. Wien

Österreichisches Ökologie-Institut (1991): Ausstieg aus der Müllverbrennung, Studie im Auftrag des BMUJF. Wien

Polt, Wolfgang (1989): Ökonomische Aspekte der neuen Biotechnologien. In: Menschen nach Maß – Gene am Fließband. Inst.f.berufsbezogene Erwachsenenbildung a.d.Johannes Kepler Universität Linz.

Riedl, Rupert (1975): Die Ordnung des Lebendigen. Systembedingungen der Evolution. Parey: Hamburg und Berlin

Rushdie, Salman (1989): Die satanische Verse. Artikel 19 Verlag: O.O.

Studiengruppe Ökologie (1989): Das Leiden der Tiere in unserer Gesellschaft. Studie im Auftrag des BMUJF; Wien.

Umweltbundesamt (1989): Belastung von Fließgewässern durch die Zellstoff- und Papier-industrie in Österreich, Teil A - Technologie und Emissionen. Wien

Umweltbundesamt (1990a): Belastung von Oberflächen- und Grundwasser durch Textilveredelungsfabriken – Fallstudie Groß-Siegharts/NÖ. Wien

Umweltbundesamt (1990b): Montanwerke Brixlegg - Wirkungen auf die Umwelt. Wien

Umweltbundesamt (1990c): Schadstoffbelastung von Wasser und Abwasser in Österreich. Wien

Umweltbundesamt (1989): Luftreinhaltung '88: Tendenzen-Probleme-Lösungen, Materialien zum 4. Immissionsschutzbericht der Bundesregierung an den Deutschen Bundestag. Berlin

Verordnung des Bundesministers für Land- und Forstwirtschaft über die allgemeine Begrenzung von Abwasseremissionen in Fließgewässer und öffentliche Kanalisationen, BGBl.74/1991

Verordnung des Bundesministers für Land- und Forstwirtschaft über die Begrenzung von Abwasseremissionen aus Abwasserreinigungsanlagen für Siedlungsgebiete, BGBl.74/1991

Verordnung des Bundesministers für Land- und Forstwirtschaft über die Begrenzung von Abwasseremissionen aus der Erzeugung von gebleichtem Zellstoff, BGBl.74/1991

Verordnung des Bundesministers für Land- und Forstwirtschaft über die Begrenzung von Abwasseremissionen aus Schlachtbetrieben und fleischverarbeitenden Betrieben, BGBl.74/1991

Verordnung des Bundesministers für Land- und Forstwirtschaft über die Begrenzung von Abwasseremissionen aus Milchbearbeitungs- und Milchverarbeitungsbetrieben, BGBl.74/

Verordnung des Bundesministers für Land- und Forstwirtschaft über die Begrenzung von Abwasseremissionen aus Gerbereien, Lederfabriken und Pelzzurichtereien, BGBl.74/1991

Wagner, Günther P. (1989): Der Gen-Selektionismus: Grundlagen, Grenzen und Alternativen. In: Kratky, Karl W. und Bonet, Elfriede M.: Systemtheorie und Reduktionismus. Edition S: Wien.

Weingarten, M. (1985): Frankensteins Monster oder die Natur der Reproduktion und die Reproduktion der Natur. In: Forum Wissenschaft 4/1985. S. 11-13

Wright, David Hamilton (1990): Human Impacts on Energy Flow Through Natural Ecosystems and Implications for Species Endangerment. In: Ambio Vol 19. No. 4; S. 189-194

SCHRIFTENREIHE SOZIALE ÖKOLOGIE

Band 1*

Umweltbelastungen in Österreich als Folge menschlichen Handelns. Forschungsbericht gem.m. dem Österreichischen Ökologie-Institut. Fischer-Kowalski, M., Hg. (1987)

Band 2

Environmental Policy as an Interplay of Professionals and Movements - the Case of Austria. Paper to the ISA Conference on Environmental Constraints and Opportunities in the Social Organisation of Space, Udine 1989. Fischer-Kowalski, M. (1989): 22 S., öS 70,-

Band 3

Umwelt & Öffentlichkeit. Dokumentation der gleichnamigen Tagung, veranstaltet vom IFF und dem Österreichischen Ökologie-Institut in Wien, 1990. 186 S., öS 80,-

Band 4*

Umweltpolitik auf Gemeindeebene. Politikbezogene Weiterbildung für Umweltgemeinderäte. Lackner, Ch. (1990)

Band 5*

Verursacher von Umweltbelastungen. Grundsätzliche Überlegungen zu einem mit der VGR verknüpfbaren Emittenteninformationssystem. Fischer-Kowalski, M., M.Kisser, H.Payer, A.Steurer (1990)

Band 6*

Umweltbildung in Österreich, Teil I: Volkshochschulen. Fischer-Kowalski, M., U.Fröhlich, R. Harauer, R.Vymazal (1990)

Band 7

Amtliche Umweltberichterstattung in Österreich. Fischer-Kowalski, M., Ch.Lackner, A. Steurer (1990): 48 S., öS 110,-

Band 8

Verursacherbezogene Umweltinformationen. Bausteine für ein Satellitensystem zur österr. VGR. Dokumentation des gleichnamigen Workshop, veranstaltet vom IFF und dem Österr. Ökologie-Institut, Wien 1991. 167 S., öS 70,-

Band 9

A Model for the Linkage between Economy and Environment. Paper to the Special IARIW Conference on Environmental Accounting, Baden 1991. Dell'Mour, R., P. Fleissner, W. Hofkirchner, A. Steurer (1991): 15 S., öS 60,-

Band 10

Verursacherbezogene Umweltindikatoren - Kurzfassung. Forschungsbericht gem. mit dem Österr.

Ökologie-Institut. Fischer-Kowalski, M., H. Haberl, H. Payer, A. Steurer, H. Zangerl-Weisz (1991): 66 S., öS 110,-

Band 11

Gezielte Eingriffe in Lebensprozesse. Vorschlag für verursacherbezogene Umweltindikatoren. Forschungsbericht gem. m. dem Österr.Ökologie-Institut. Haberl, H. (1991): 129 S., öS 220,-

Band 12

Gentechnik als gezielter Eingriff in Lebensprozesse. Vorüberlegungen für verursacherbezogene Umweltindikatoren. Forschungsbericht gem. m. dem Österr. Ökologie-Institut. Wenzl, P., H. Zangerl-Weisz (1991): 48 S., öS 105,-

Band 13

Transportintensität und Emissionen. Beschreibung österr. Wirtschaftssektoren mittels Input-Output-Modellierung. Forschungsbericht gem. m. dem Österr.Ökologie-Institut. Dell'Mour, R., P.Fleissner, W.Hofkirchner, A.Steurer (1991): 82 S., öS 155,-

Band 14

Indikatoren für die Materialintensität der österreichischen Wirtschaft. Forschungsbericht gem. m. d. Österr. Ökologie-Institut. Payer, H., unter Mitarbeit von K. Turetschek (1991): 56 S., öS 120,-

Band 15

Die Emissionen der österreichischen Wirtschaft. Systematik und Ermittelbarkeit. Forschungsbericht gem. m. dem Österr. Ökologie-Institut. Payer, H., H. Zangerl-Weisz, unter Mitarbeit von R.Fellinger (1991): 132 S., öS 225,-

Band 16

Umwelt als Thema der allgemeinen und politischen Erwachsenenbildung in Österreich.

Fischer-Kowalski M., U. Fröhlich, R. Harauer, R. Vymazal (1991): 82 S., öS 155,-

Band 17

Causer related environmental indicators - A contribution to the environmental satellite-system of the Austrian SNA. Paper for the Special IARIW Conf. on Environmental Accounting, Baden 1991. Fischer-Kowalski, M., H. Haberl, H.Payer, A. Steurer (1991): 11 S., öS 55,-

Band 18

Emissions and Purposive Interventions into Life Processes - Indicators for the Austrian Environmental Accounting System. Paper to the ÖGBPT Workshop on Ecologic Bioprocessing, Graz 1991. Fischer-Kowalski M., H. Haberl, P. Wenzl, H. Zangerl-Weisz (1991): 10 S., öS 55,-

Band 19

Defensivkosten zugunsten des Waldes in Österreich. Forschungsbericht gem. m. dem Österr. Institut für Wirtschaftsforschung. Fischer-Kowalski, M., R. Hess, M. Krott, F. Mitterböck, H. Payer, R. Vymazal (1991): 62 S., öS 125,-

Band 20*

Basisdaten für ein Input/Output-Modell zur Kopplung ökonomischer Daten mit Emissionsdaten für den Bereich des Straßenverkehrs.
Steurer A. (1991)

Band 21

Drinnen und Draußen. Reflexionen zur Ordnung der Räume. Macho, Th.H. (1991). In: B.Perchinig / W.Steiner (Hg.): Kaos Stadt. Möglichkeiten und Wirklichkeiten städtischer Kultur, Wien (Picus-Verlag) 1991, 107-123; sowie in: B. Krondorfer/W. Müller-Funk (Hg.): Die Kunst zu existieren. Lebensstil & Politik (= Konkursbuch 26), Tübingen (Claudia Gehrke), 93-103. (Autorenexemplare)

Band 22

A Paradise for Paradigms - Outlining an Information System on Physical Exchanges between the Economy and Nature. Fischer-Kowalski, M., H. Haberl, H. Payer (1992): 27 S., öS 75,-

Band 23

Purposive Interventions into Life-Processes - An Attempt to Describe the Structural Dimensions of the Man-Animal-Relationship. Paper to the International Conference on "Science and the Human-Animal-Relationship", Amsterdam 1992. Fischer-Kowalski, M., H. Haberl (1992): 19 S., öS 65.-

Band 24

Purposive Interventions into Life Processes: A Neglected "Environmental" Dimension of the Society-Nature Relationship. Paper to the 1. Europ. Conference of Sociology, Vienna 1992. Fischer-Kowalski, M., H.Haberl (1992): 32 S., öS 85,-

Band 25

Informationsgrundlagen struktureller Ökologisierung. Beitrag zur Tagung "Strategien der Kreislaufwirtschaft: Ganzheitlicher Umweltschutz / Integrated Environmental Protection", Graz 1992. Steurer, A., M. Fischer-Kowalski (1992): 13 S., öS 55,-

Band 26

Stoffstrombilanz Österreich 1988. Steurer, A. (1992): 26 S., öS 75,-

Band 27

Ökologische Dimensionen wirtschaftlicher Entwicklung. Payer, H. (1992). In: "Wirtschaftspolitische Blätter" 3/1992. (Autorenexemplare)

Band 28

Naturschutzaufwendungen in Österreich. Gutachten für den WWF Österreich. Payer, H. (1992). (Autorenexemplare)

Band 29

Indikatoren der Nachhaltigkeit für die Volkswirtschaftliche Gesamtrechnung - angewandt auf die Region. Payer, H. (1992). In: KudlMudl Sondernummer 1992: Tagungsbericht über das Dorfsymposium "Zukunft der Region - Region der Zukunft?". (Autorenexemplare)

Band 30

Umweltindikatoren für die Volkswirtschaftliche Gesamtrechnung - angewandt auf die Region. Payer, H. (1992). In: Raum 8/1992 - Österreichische Zeitschrift für Raumplanung und Regionalpolitik. (Autorenexemplare)

Band 31

Wiedervereinigungsphantasien. Überlegungen zum ersten Jahrestag des Golfkriegs. Macho, Th.H. (1992). In: Ulrich Sonnemann (Hrsg.): Nation (= Konkursbuch 27), Tübingen (Claudia Gehrke), 141-152. (Autorenexemplare)

Mit * gekennzeichnete Bände sind derzeit nicht erhältlich.

(Alle Preise exclusive Versandkosten)

Bestellungen der Schriftenreihe Soziale Ökologie an:

Tel.: 0222-526 75 01-33 FAX: 0222-523 58 43