

**Umweltindikatoren als ein Instrument
der Technikfolgenabschätzung –
Selektion, Aggregation und multi-kriterielle Bewertung
am Beispiel des Verkehrs**

Dissertation

zur Erlangung des Doktorgrades

der Fakultät für Angewandte Wissenschaften

der Albert-Ludwigs-Universität Freiburg im Breisgau

vorgelegt von

Jens Borken

aus Bonn

Berlin, 26. April 2005

Zitieren als:

Borken, J. 2005: Umweltindikatoren als ein Instrument der Technikfolgenabschätzung – Selektion, Aggregation und multi-kriterielle Bewertung am Beispiel des Verkehrs. Fakultät für Angewandte Wissenschaften, Universität Freiburg/Breisgau, 12.Juli 2005.

<http://www.freidok.uni-freiburg.de/volltexte/1938/>

Dekan: Prof. Dr. Jan G. Korvink

Erstgutachter: Prof. Dr. Armin Grunwald

Zweitgutachter: Prof. Dr. Reinhart Kühne

Tag der mündlichen Prüfung: 12. Juli 2005

Danksagung

Mit großer Dankbarkeit schaue ich auf die vielfache Begleitung während dieser Arbeit zurück: Betreuer und Kollegen, Freunde und Verwandte, Bekannte und Fremde in Nah und Fern haben anspornend, korrigierend, inspirierend, eingrenzend, unterstützend, ver-zichtend, aufmunternd, liebend, bittend und betend ihren Einfluss hinterlassen. Euch und Ihnen sei von Herzen und keineswegs abschließend gedankt!

Für die fachliche Betreuung und Übernahme des Gutachtens danke ich meinem ersten Gutachter, Herrn Prof. A. Grunwald. Mit Vergnügen kann ich seinen Ansporn und Dialog hervorheben. Herrn Prof. R. Kühne, meinem Institutsleiter am DLR, danke ich für die Ü-bernahme des Zweitgutachtens, die gewährte Selbständigkeit und nicht zuletzt für die Entsendung zum französischen Verkehrsforschungsinstitut INRETS nach Lyon. Des re-merciements de tout coeur à M J. Beaumont, directeur du Laboratoire Environnement et Transport, pour sa générosité et l'orientation décisive vers la méthode multi-critère, que j'ai pu discuter avec D. Bouyssou, merci ! Seit den Ursprüngen dieser Arbeit bin ich Herrn Dr. Ulrich Höpfner, Leiter des ifeu Instituts in Heidelberg, mit großem Dank verbunden. Ihm verdanke ich viel.

Mit Vergnügen blicke ich auf den Austausch mit zahlreichen Kollegen am DLR – Institut für Verkehrsforschung, am INRETS Laboratoire Transports et Environnement und am ifeu Institut Heidelberg zurück – und hoffe auf anregende Fortführung.

Mein Dank wäre aber unvollständig, wenn ich die Begleitung durch Freunde und Familie nicht hervorhebe: Meinen Eltern, T. Johanna, Franz, Johannes, Peter, Fabrizio, Sévèreine, Laurent, Nicolas, Ulrike und Lucile. Dir vor allem sei gedankt, dass das Arbeiten nicht einsam war.

Inhaltsverzeichnis

Zusammenfassung	V
Summary	VII
Kapitel I Einleitung.....	1
I.1 Hintergrund und Fragestellung.....	1
I.2 Methodik und Aufbau der Arbeit.....	3
Kapitel II Bewertungsverfahren und Bewertungsgewichte	4
II.1 Anforderungen und Auswahl eines Bewertungsverfahrens	4
II.1.1 Kritik an konventionellen Bewertungsverfahren der Verkehrsplanung.....	6
II.1.2 Auswahl unter multi-kriteriellen Verfahren	7
II.2 Qualitative Charakterisierung von ELECTRE III.....	8
II.3 Mathematische Beschreibung von ELECTRE III.....	10
II.3.2 Anforderungen an die Kriterien.....	11
II.3.3 Indifferenz- und Signifikanzschwellen.....	12
II.3.4 Aggregation der lokalen Präferenzen	13
II.3.5 Rangordnung durch Destillation	17
II.3.6 Sensitivitätsanalysen	21
II.3.7 Beispiel zur Illustration	21
II.4 Gegenüberstellung mit einfacher gewichteter Summe.....	27
II.5 Kritische Einschätzung von ELECTRE III.....	30
II.5.1 Grundsätzliche Aspekte.....	30
II.5.2 Technische Aspekte	32
II.5.3 Einschränkungen bei ELECTRE III.....	32
II.6 Gewichtung der Wirkungskategorien – Methode des Umweltbundesamt.....	33
II.6.1 Die ökologische Bedeutung	35
II.6.2 Bewertungskriterien	36
II.6.3 Gesamtbewertung und Auswertung	41
II.6.4 Zusammenfassende Charakterisierung.....	43
Kapitel III Indikatoren für Umweltwirkungen von Verkehr	46
III.1 Anforderungen an das Indikatorensystem.....	46
III.2 Auswahl des zu untersuchenden Indikatorensystems	47
III.3 Diskussion des Indikatorensystems TERM	48

III.3.1	Anwendungszweck von TERM	48
III.3.2	Charakteristika des Indikatorensystems	49
III.3.3	Ordnung nach Ursache-Wirkungs-Schema DPSIR	50
III.4	Diskussion der einzelnen Indikatoren	52
III.4.1	Energieverbrauch im Verkehr	53
III.4.2	Emission von Treibhausgasen.....	55
III.4.3	Emission von Luftschadstoffen	57
III.4.4	Konzentration von Luftschadstoffen	60
III.4.5	Lärmbelastung und Lärmbelästigung	62
III.4.6	Fragmentierung von Ökosystemen und Habitaten	64
III.4.7	Nähe von Verkehrsinfrastrukturen zu Schutzgebieten	65
III.4.8	Flächeninanspruchnahme durch Verkehrsinfrastrukturen	66
III.4.9	Unfallopfer im Verkehr	67
III.4.10	Öleinträge ins Meer.....	69
III.4.11	Abfälle von Fahrzeugen und Reifen	72
III.5	Zusammenfassung und qualitative Einschätzung.....	74
III.6	Absolute Vollständigkeit der Wirkungskategorien.....	76
III.6.1	Anhang: Vorgaben für eine Strategische Umweltprüfung	79
Kapitel IV	Gewichtung der Wirkungskategorien und Datenaufbereitung	81
IV.1	Gewichtung der Kriterien nach UBA-Verfahren	81
IV.1.1	Ökologische Gefährdung	81
IV.1.2	Abstand zum Ziel	81
IV.1.3	Übertragung der Bewertungen auf die TERM-Wirkungskategorien	83
IV.1.4	Spezifischer Beitrag des Verkehrs.....	88
IV.2	Vorauswahl von Wirkungskategorien und Indikatoren	95
IV.3	Gesamtgewichtung der Wirkungskategorien	99
IV.4	Qualifizierung der TERM-Daten.....	100
IV.4.1	Homogenität und Vergleichbarkeit.....	101
IV.4.2	Indifferenz der Daten	104
IV.4.3	Signifikanz der Daten.....	105
IV.5	Aufbereitung der Daten.....	105
IV.5.1	Daten für Verkehrslärmbelastung	106
IV.5.2	Daten für Fragmentierung und Flächeninanspruchnahme	106
IV.5.3	Abschätzung der zukünftigen Werte.....	107

Kapitel V	Anwendung von ELECTRE III auf die TERM-Indikatoren	109
V.1	Auswertung: Rangordnung im Basisfall	109
V.1.1	Definition eines Basisfalls: Zusammenführung der Daten.....	109
V.1.2	Ergebnisse im Basisfall.....	110
V.2	Einfluss der Methode auf das Bewertungsergebnis	114
V.2.1	Einfluss des Destillationsgrades	115
V.2.2	Einfluss der Indifferenzschwelle	117
V.2.3	Einfluss der Signifikanzschwelle.....	122
V.2.4	Einfluss des Veto	125
V.2.5	Fazit der methodischen Sensitivitätsanalysen.....	125
V.3	Einfluss der Kriteriengewichte	126
V.4	Einfluss der Daten auf Rangfolge.....	130
V.4.1	Variation der Indikatoren Kraftstoffverbrauch und CO ₂ -Emissionen	131
V.4.2	Variation des Indikators Unfalltote	131
V.4.3	Variation der Indikatoren Fragmentierung und Flächeninanspruchnahme	131
V.4.4	Variation von mehreren Kriterien gleichzeitig	133
Kapitel VI	Zusammenfassung und Ausblick	135
VI.1	Schlüsselindikatoren für die Umweltbilanz	135
VI.2	Methode zur Bewertung der Umweltbilanz.....	136
VI.3	Prämissen und Anwendungsbereich	139
VI.4	Ausblick.....	140
Kapitel VII	Referenzen	142
VII.1	Referenzen für Kapitel I.....	142
VII.2	Referenzen für Kapitel II.....	144
VII.3	Referenzen für Kapitel III.....	146
VII.4	Referenzen für Kapitel IV	149
VII.5	Referenzen für Kapitel V	152
VII.6	Referenzen für Kapitel VI	153

Zusammenfassung

Diese Dissertation leistet einen neuen Beitrag, um zwei zentrale Fragen der Bewertung von Umweltbelastungen des Verkehrs zu beantworten: Was sind die wesentlichen Umweltbelastungen des Verkehr? Wie lassen sich die Belastungen insgesamt bewerten? Dazu werden erstmals Elemente der Umweltwirkungsanalyse mit einem multi-kriteriellem Entscheidungsverfahren verknüpft. Die Arbeit liefert Kriterien, Argumente und Verfahren, um bei hohen Unsicherheiten heterogene Effekte vergleichen, Zielkonflikte systematisch abwägen und Kompromisse identifizieren zu können. Die Ergebnisse zielen auf eine Anwendung bei Strategischen Umweltprüfungen.

Nach der theoretischen Analyse wird das untersuchte Verfahren auf einen real benutzten Indikatorensatz angewandt, die TERM-Indikatoren für Umwelt und Verkehr der Europäischen Umweltagentur. Damit wird hier die erste systematische Überprüfung dieses politisch relevanten Datensatz geleistet. Der Abgleich mit der Methodik der Ökobilanzen und den Vorgaben einer Strategische Umweltprüfung bestätigt die Vollständigkeit der betrachteten Umweltwirkungskategorien. Unter den ursprünglich vierundzwanzig Indikatoren werden sieben Schlüsselindikatoren identifiziert, die die wichtigsten Umweltbelastungen des Straßenverkehrs in Europa repräsentieren. Als Kriterien werden das Vorsorgeprinzip, die Erheblichkeit des verkehrlichen Beitrags, die Zuverlässigkeit und die Vergleichbarkeit der verfügbaren Daten angesetzt. Mit diesem systematischen Verfahren kann auf die erste Frage eine übersichtliche Antwort gegeben werden.

Für eine Gesamtbewertung müssen die unterschiedlichen Umweltbelastungen und eventuelle Zielkonflikte abgewogen werden, wobei z.T. erhebliche Unsicherheiten zu beachten sind. In dieser Arbeit wird das ordinale, multi-kriterielle Bewertungsverfahren ELECTRE III erstmals für eine Umweltbewertung des Verkehrs eingesetzt. Das Verfahren wird hier adaptiert um zu untersuchen, wann differierende Einzelbewertungen zur gleichen Gesamtbewertung führen. Dies könnte erstmals Eingang in die Verkehrsplanung in Deutschland finden, um Interessenkonflikte durch die systematische Identifikation von Kompromissbereichen zu überwinden.

Angewandt auf TERM wird hiermit erstmals eine methodisch abgesicherte Gesamtbewertung der Umweltbelastungen des Straßenverkehrs in Europa gegeben: Auf Grundlage der oben abgeleiteten Schlüsselindikatoren kann von einem Rückgang der Belastungen seit 1990 in Europa (EU 15) gesprochen werden, der voraussichtlich auch bis zum Jahr 2010 weitergehen wird. Zu dieser positiven Bewertung tragen die rückläufige Zahl der Verkehrstoten und die sinkenden Belastungen bei Flächeninanspruchnahme und Fragmentierung bei. Diese Gesamteinschätzung ist stabil, egal ob dem Oberziel ‚akuter Gesundheitsschutz‘, der ‚langfristigen Schonung von Ressourcen‘ oder dem ‚Schutz von Ökosystemen‘ Priorität eingeräumt wird. Nur, wenn den Umweltwirkungskategorien

‚Schutz des Klimas‘ und ‚Schutz der energetischen Ressourcen‘ ein dominantes Gewicht zugesprochen wird, kann diese positive Bewertung der Entwicklung umgekehrt werden. Damit ist das Feld des Kompromisses abgesteckt und win-win-Strategien aus unterschiedlichen Positionen identifiziert: Um die Umweltbilanz des Straßenverkehrs in Europa weiter zu verbessern, müssen vor allem die gegenläufigen Entwicklungen beim Treibstoffverbrauch und den CO₂-Emissionen entkoppelt und zurückgeführt werden, zugleich die Inanspruchnahme neuer Flächen durch Verkehrsinfrastrukturen und die Zahl der Unfallopfer im Verkehr weiter gemindert werden.

Die systematische Analyse hat verschiedene Verbesserungsmöglichkeiten bei Indikatoren und Daten aufgezeigt: Erstens, die Unsicherheit bei den tendenziell rückläufigen Schadstoff- und Lärmemissionen des Verkehrs sollte deutlich verringert werden; zur Zeit erlauben die Daten keine belastbare Interpretation. Zweitens sollten die Indikatoren für Fragmentierung und Flächeninanspruchnahme zeitlich sensitiv definiert werden, z.B. als Änderungsrate, wie hier vorgeschlagen. Wenn, drittens, die Auswirkungen des Flug- und Schiffsverkehrs einbezogen werden, die Daten stärker auf die Wirkungen abheben und die zukünftige Entwicklung antizipieren, kann TERM zu einem Instrument der vorausschauenden Umweltfolgenabschätzung weiterentwickelt werden.

Die vorgelegte Arbeit bietet Verfahren und Kriterien, um Komplexität und Unsicherheiten systematisch zu behandeln, mit Zielkonflikten transparent umzugehen und Kompromisse bei divergierenden Einzelbewertungen zu identifizieren. Das Verfahren empfiehlt sich besonders für Strategische Bewertungen, wenn tendenziell eine qualitative und keine quantitative Behandlung wichtig ist, und kann über den Umweltbereich hinaus angewendet werden.

Schlagwörter

Strategische Umweltprüfung, Verkehr, Indikatoren, TERM, Europa, multi-kriterielle Bewertung, ELECTRE III, Kompromiss.

Summary

This PhD dissertation gives new answers to two questions central for the assessment of transport's environmental impacts: What are the relevant environmental impacts of transport? How to perform their integrated assessment? Here, elements of environmental impact analysis are combined with a multi-criteria evaluation scheme for the first time. This work provides criteria, arguments and procedures in order to compare heterogeneous effects under significant uncertainties, to treat conflict of interests systematically and to identify possible win-win-strategies. The results aim at an application for Strategic Environmental Assessment.

After the theoretical analysis the procedure is applied to a real-world indicator set, the Transport and Environment indicators (TERM) of the European Environment Agency. This is the first systematic review of this politically relevant data set. The completeness of the environmental impact categories under question is verified by comparison with the methodology of Life Cycle Assessments and the requirements of Strategic Environmental Assessment. Seven key indicators are identified among the original twenty-four that represent the most important environmental pressures of road transport in Europe. As selection criteria serve the precautionary principle, transport's specific contribution as well as the reliability and comparability of the available data. The systematic selection procedure produces a comprehensive answer to the first question.

The overall assessment has to trade-off the different environmental impacts and possible conflicts of interest while taking into account the sometimes significant uncertainties. This analysis applies the ordinal, multi-criteria evaluation scheme ELECTRE III for the first time for an environmental assessment of transport. The procedure is modified here to identify when diverging individual assessments result still in the same overall assessment. Such a systematic identification of compromise might be introduced to overcome conflict of interest in national German transport planning for the first time.

Applied to TERM here a methodologically sound overall assessment of road transport's environmental impacts is given for the first time. On the basis of the key indicators identified above, one can ascertain a reduction of the pressures in Europe (EU15) since 1990, that will probably continue until the year 2010. The positive assessment is driven by a falling number of traffic fatalities and the reducing pressure on land use and fragmentation. This overall assessment is stable regardless whether the 'acute protection of human health', the 'long-term conservation of resources' or the 'protection of ecosystems' is given highest importance. Only if the two impact categories 'climate protection' and 'energy resources' receive a dominant weight, the positive assessment of the development can be reversed. Thus the area of compromise is identified and win-win-strategies catering different positions can be designed: To improve the environmental performance of

road transport in Europe, fuel consumption and CO₂-emissions must be decoupled and reduced, while land take for extra-urban infrastructure and transport fatalities need to be reduced further.

The systematic analysis has revealed several points for improvement for indicators and data: First, the reliability of transport's pollutant and noise emission data, apparently falling, need to be improved significantly. For the time being these data do not allow a reliable interpretation. Second, the indicators for fragmentation and land take should be reformulated to make them sensitive to temporal change, e.g. as the rate of change as proposed here. When, third, in particular the impacts of aviation and maritime shipping will be included, the data better capture the final impacts and anticipate the future development, then TERM can be developed to become an instrument of anticipatory environmental impact assessment.

This thesis presents procedures and criteria to systematically treat complexity and uncertainty, to transparently deal with conflicts of interest and to identify compromise despite diverging individual assessments. The procedure is particularly recommended for Strategic Assessments, when rather a qualitative and not a quantitative treatment is important, and can be transferred beyond environmental assessments.

Key words

Strategic Environmental Assessment, Transport, indicators, TERM, Europe, multi-criteria evaluation, ELECTRE III, compromise.

Kapitel I Einleitung

1.1 Hintergrund und Fragestellung

Auf der Konferenz der Vereinten Nationen in Rio de Janeiro wurde 1992 ein weltweiter Aktionsplan für eine Nachhaltige Entwicklung beschlossen. Darin wird auch vorgesehen, Indikatoren aufzustellen, um den Weg zu einer Nachhaltigen Entwicklung sichtbar und überprüfbar zu machen (Rio Declaration 1992; UN-CSD 1996, 2001). Dem folgend wurden von der Europäischen Kommission und den Mitgliedsstaaten Nachhaltigkeitsstrategien verabschiedet und nationale sowie sektorale Indikatorensysteme entwickelt (EEA 1999, 2001, 2002a, 2002b; EC 2001a; UBA 1999a; Bundesregierung 2002).

Zwar ist vielfach unklar, was genau unter einer Nachhaltigen Entwicklung zu verstehen ist, aber es ist zumindest unstrittig, dass eine Verringerung der heutigen Umweltbelastungen einen wesentlichen Beitrag leistet. Dafür wurde der Verkehrssektor als prioritäres Handlungsfeld in der Europäischen Union und u.a. auch in Deutschland identifiziert (Europäischer Rat 1998, 2001; Bundesregierung 2002). Daher ist es wichtig, eine möglichst vollständige Bilanz der Umweltwirkungen zu erstellen bzw. die wichtigsten Umweltwirkungen zu identifizieren.

Für einzelne Umweltwirkungen von Verkehr, etwa den Verbrauch von Kraftstoff und die Emission von Luftschadstoffen des Straßenverkehrs oder die Zahl der Unfälle etc., existieren zahlreiche Untersuchungen. Aufbauend auf diesen Arbeiten wurden Ende der 90er Jahre in Deutschland die ersten Indikatorensysteme vorgelegt, mit denen systematisch alle Umweltwirkungen des Verkehrs erfasst werden sollten: UBA (1999a) entwarf einen Satz von Nachhaltigkeitsindikatoren für Verkehr im Rahmen der Arbeiten der UN-CSD. Borken & Höpfner (2001, 2002) haben die erste Version der verkehrsspezifischen Indikatoren TERM der Europäischen Umweltagentur (EEA 1999) für eine Anwendung als Planungsinstrument für das Land Baden-Württemberg untersucht. In Borken et al. (2001) wird ein Satz von Nachhaltigkeitsindikatoren für Verkehr für die Nachhaltigkeitsstrategie der Bundesregierung vorgeschlagen. Keimel et al. (2004) legen Indikatoren und Szenarien für Deutschland vor, um Wege zu einer Nachhaltigen Entwicklung im Verkehrsreich zu untersuchen. Allerdings wird nur TERM, der Indikatorensatz der Europäischen Umweltagentur, offiziell verwendet und regelmäßig aktualisiert, zuletzt Ende 2004 (EEA 1999, 2001, 2002a, 2004). Da sich aber die aktuelle Version vom angestrebten idealen Satz deutlich unterscheidet, bedarf es einer genaueren Analyse, inwieweit sich die vorliegenden Indikatoren zu einer vollständigen Umweltbewertung eignen bzw. wo die Grenzen ihrer Aussagekraft liegen.

Ferner ist nicht definiert, wie die verschiedenen Einzelwirkungen in einer Gesamtbewertung abzuwägen sind. Man könnte wie Kopfmüller et al. (2001) eine Maximalposition be-

ziehen und eine Verbesserung nur dann konstatieren, wenn alle einzelnen Indikatoren sich in die gewünschte Richtung entwickeln. Aber auch dann kann eine relative Bewertung wichtig werden, wenn man beispielsweise zwischen verschiedenen Strategien zu wählen hat, mit denen einzelne Belastungen stärker gemindert werden können als andere. Letztlich muss immer entschieden werden, ob und wenn ja, wie unterschiedliche Belastungen und gegenläufige Entwicklungen ab- und eventuell aufzuwägen sind. Dabei sind zugleich die Unsicherheit von Daten und Wirkungszusammenhängen zu berücksichtigen.

Bewertungsverfahren an sich sind in der Verkehrsplanung seit vielen Jahren Standard; für Deutschland werden beispielsweise verwendet: (BMVBW 1993, 2002; FGSV 1997, 2002; Heimerl et al. 1995; Intraplan und Heimerl 2000; Steierwald & Nehring 2000; ODPM 200x für eine europäische Übersicht). Die Verfahren wurden allerdings primär für Wirtschaftlichkeitsuntersuchungen verschiedener Projektalternativen entwickelt. Eine Gesamtbewertung der Umweltwirkungen des Verkehrs auf nationaler Ebene würde zunächst ihren Anwendungsbereich überschreiten. Ein verbindlicher Rahmen für die Bewertung der Umweltwirkungen könnte durch die EU-Richtlinie für Strategischen Umweltprüfungen gegeben sein (DIR 2001/42/EC), die seit Mitte 2004 für die Umweltbewertung von Plänen und Programmen zum (Aus-)Bau u.a. auch von Verkehrsinfrastrukturen vorgeschrieben ist. Darin werden zwar die zu berücksichtigenden Umweltwirkungen vorgeschrieben, wenngleich auch nicht mit konkreten Definitionen, aber kein Bewertungsverfahren definiert. Dementsprechend besteht ein Bedarf, entweder ein etabliertes Verfahren der Verkehrsplanung zur Umweltbewertung des Verkehrs auf nationaler Ebene zu erweitern oder ein anderes Verfahren zu diesem Zweck zu entwickeln oder anzupassen.

Daher werden in dieser Arbeit mögliche Antworten auf die folgenden beiden Fragen untersucht, wobei auf den Verkehr als ein prioritäres Handlungsfeld fokussiert wird:

- 1) Was sind die relevanten Umweltwirkungen des Verkehrs auf nationaler Ebene und mit welchen Indikatoren lassen sie abbilden?
- 2) Mit welcher Methode kann man die Ergebnisse der einzelnen Indikatoren zu einer Gesamtbewertung zusammenzuführen und was ist das Ergebnis?

Einordnung in die Technikfolgenabschätzung

Wenn unter Technikfolgenabschätzung *„wissenschaftliche und kommunikative Beiträge zur Lösung technikbezogener gesellschaftlicher Probleme“* (Grunwald 2002:52, siehe dort auch zur Abgrenzung bezüglich anderer Auffassungen) verstanden werden, dann lässt sich diese Arbeit darunter einordnen: Die Indikatoren fassen wissenschaftliche Erkenntnisse zusammen, sie fokussieren hier auf die Umweltprobleme, die durch motori-

sierten Verkehr bedingt sind, und die Analyse und Bewertung soll letztlich helfen, Lösungen zielgerichtet und effizient entwickeln zu können.

Die Indikatoren hier beziehen sich vor allem auf die *Folgen* von Technik bzw. technischen Systemen. Entstehungsbedingungen, Meinungsbildungsprozesse oder Entscheidungen hinsichtlich Verkehr bzw. der angewendeten oder möglichen Technik sind nicht Gegenstand.

1.2 Methodik und Aufbau der Arbeit

Diese Arbeit soll angewandt sein in dem Sinne, dass ein gesellschaftlich relevantes Problem wissenschaftlich analysiert wird und die Ergebnisse für eine praktische Anwendung geeignet sein sollen. Dazu wird hier aus Sicht der angewandten Umweltwissenschaften analysiert, welche Aussagen mit einem konkreten Indikatorensystem und Bewertungsverfahren möglich sind und wodurch die Ergebnisse bestimmt werden. Dazu werden Indikatoren und Bewertungsmethode sowohl theoretisch analysiert als auch praktisch angewendet.

Für die Wahl der Bewertungsmethode werden zunächst die Anforderungen definiert, die sich aus dem Kontext ergeben und bekannte Kritik an etablierten Verfahren aufgegriffen. Unter den Bewertungsverfahren der Verkehrsplanung und anderer Bereiche wird eine passende Methode identifiziert und ihre Charakteristika und Grenzen werden detailliert analysiert. Zur Aggregation der einzelnen Umweltwirkungskategorien müssen ihre relative Gewichte bestimmt werden. Dazu wird hier eine Methode des Umweltbundesamtes verwendet. Sie wurde zur Bewertung in vergleichenden Ökobilanzen von Prozessen und Produkten nach DIN ISO 14.040 entwickelt und wird hier auf den Verkehrsbereich übertragen.

Aufgrund der Anforderungen, die sich aus der gewünschten Bewertung der Umweltwirkungen ergeben, wird ein Indikatorensystem ausgewählt. Seine Indikatoren werden nach den aufgestellten Kriterien im Detail analysiert und systematisch auf Vollständigkeit geprüft. Dazu werden sie sowohl mit den verbindlichen Vorgaben für eine Strategische Umweltprüfung als auch mit den Wirkungskategorien nach der Methodik der Ökobilanzen abgeglichen. Schließlich wird die gewählte Bewertungsmethode auf die Indikatoren angewendet und die einzelnen Umweltwirkungen werden mit den abgeleiteten Bewertungsfaktoren zu einer Gesamtaussage aggregiert. In Sensitivitätsanalysen werden der Einfluss der Bewertungsmethode, der Gewichte, der Indikatoren und Daten auf das Ergebnis analysiert. Damit kann hier eine methodisch gesicherte Gesamtbewertung der Umweltbilanz des Verkehrs auf nationaler Ebene gegeben werden. Zugleich werden Einsatzbereiche und Verbesserungsmöglichkeiten für das Bewertungsverfahren und die Indikatoren identifiziert.

Kapitel II Bewertungsverfahren und Bewertungsgewichte

II.1 Anforderungen und Auswahl eines Bewertungsverfahrens

In der Verkehrsplanung sind verschiedene Bewertungsverfahren etabliert, aber ob sie für die Anwendung hier geeignet sind, muss geprüft werden. Daher werden zunächst Mindestanforderungen aufgestellt, anhand denen ein Bewertungsverfahren ausgewählt wird:

Natürlich soll die Methode ein „korrektes“ Resultat liefern. Damit wird angenommen, dass ein solches Bewertungsergebnis unabhängig vom angewandten Verfahren existiere und nur entdeckt bzw. hervorgebracht werden brauche. Diese Annahme liegt den so genannten ‚deskriptiven Verfahren‘ zugrunde. Da in allen nicht-trivialen Situationen, die also wegen ihrer Komplexität den Einsatz von Bewertungsverfahren erfordern, eine Antwort nicht im Vorhinein bekannt ist, kann diese Annahme empirisch nicht überprüft werden. Demgegenüber wird in den so genannten ‚konstruktiven Verfahren‘ angenommen, dass die Gesamtbewertung im Laufe des Verfahrens gebildet wird, dass sich dabei Präferenzen klären und Urteile herausbilden (Lootsma 1997:158f; Roy & Bouyssou 1993:22ff; Roy & Vanderpooten 1996). Nach dieser Annahme bestimmt sich die Güte eines Verfahrens damit, inwieweit es hilfreich bei der Problemstrukturierung, -erkenntnis und -behandlung ist. Ziel ist nicht, ein Optimum zu finden, sondern ein die Akteure zufriedenstellendes Ergebnis (Guitouni & Martel 1998; vgl. im Kontext der Technikfolgenabschätzung Grunwald 2002:154f, 157). Die Methode wird damit explizit gebunden an den Kontext und seine Akteure. In der Folge sind damit Eigenschaften wie die Güte des Ergebnisses oder die Vollständigkeit der Betrachtung nicht nach objektiv gegebenen, evtl. wissenschaftlichen Kriterien zu entscheiden, sondern bestimmen sich nunmehr nach Kriterien, die *die Akteure* für wesentlich und angemessen halten. So wird beispielsweise das Kriterium ‚objektiv richtig‘ durch ‚akzeptabel‘ ersetzt, ‚vollständig‘ durch ‚nach unserer Meinung relevant und erheblich‘, u.ä.m.

In der Tat verweisen Analysen von Bewertungs- und Entscheidungsprozessen darauf, dass erste Urteile von den Akteuren im Lichte von Zwischenergebnissen häufig modifiziert werden. Dabei werden die Modifikationen nicht als Fehler betrachtet. Im Gegenteil, die Iteration ist gewünscht und wichtig, um die Kohärenz und damit das Ergebnis des Entscheidungsprozesses zu verbessern und das Verfahren sollte sie aufgreifen (Bell et al. 2001; Cashmore 2004; Noble 2004; Roy & Bouyssou 1993:22ff, 301. Speziell bei Entscheidungsprozessen für Verkehrsinfrastrukturprojekte: Steierwald & Nehring (2000), Beckmann (2000), Galves (2003:33, zitiert Guitouni & Martel 1998). Ohne diese Diskussion im Detail führen zu wollen, wird hier aufgrund der genannten Argumente die konstruktive Position eingenommen. Weil zusätzlich die deskriptive Position quasi allen herkömmlichen Bewertungsverfahren in der Verkehrsplanung zugrunde liegt, wird hier vor-

geschlagen, die Konsequenzen eines Paradigmenwechsels wissenschaftlich zu analysieren.

Folglich wird hier von der Bewertungsmethode gefordert, dass sie iterativ ist, z.B. durch Rückkopplungs- und Revisionsschleifen, und dass sie partizipativ ist, um unterschiedliches Wissen und Werthaltungen zu integrieren. Damit die Partizipation von Interessierten oder Betroffenen, die nicht notwendig Experten sind, möglich ist, muss die Methode so verständlich, transparent und darstellbar wie möglich sein. Dabei hilft insbesondere eine klare Trennung zwischen faktischen und wertenden Anteilen. Diese Annahmen werden relativ zu der Vertrautheit und dem Vorwissen der Beteiligten sein. Nichts desto trotz ergibt sich eine Präferenz für solche Methoden, die weniger technisch oder komplex sind, falls alle anderen Parameter gleich bleiben.

Desweiteren wird gefordert, dass die Methode mit unsicheren Werten oder auch qualitativen Informationen umgehen kann. Damit können also nicht nur die Unsicherheiten von Eingangsdaten und Wirkungszusammenhängen berücksichtigt werden, sondern auch eventuelle vorläufige, vage oder qualitative Bewertungen.

Wenn man, wie hier, annimmt, dass sich die Kriterien und Bewertungsmaßstäbe im Verlauf herausbilden und entwickeln können und dürfen, dann ist nicht von vorn herein klar, dass zwei Fälle immer vergleichbar sind bzw. dass die Kriterien zu einer Entscheidung ausreichen. Daher soll neben den möglichen Antworten „besser“, „schlechter“ oder „indifferent“ auch die Antwort „nicht vergleichbar“ erlaubt sein.

Letztlich soll die Methode hier zur Bewertung der Umweltwirkungen von Verkehr vor dem Hintergrund einer Nachhaltigen Entwicklung eingesetzt werden. Dieses Konzept ist in seiner ursprünglichen Formulierung klar normativ: Es wird eine intra- und inter-generationale Gerechtigkeit gefordert und explizit von Grenzen gesprochen, die nicht zuletzt die Natur auferlege (WCED 1987:§27; Rio Declaration 1992). Nach dieser Position der so genannten „Starken Nachhaltigkeit“ gibt es absolute Grenzen für (natürliche) Ressourcen oder Funktionen, die nicht gegen andere eingetauscht oder aufgewogen werden können. Um dies abbilden zu können, kann folglich in der Bewertungsmethode keine beliebige Kompensation zugelassen werden, sondern müssen bestimmte Unter- oder Obergrenzen von einer Verrechnung ausgeschlossen sein.

Zusammenfassend werden also die folgenden Eigenschaften von einem Bewertungsverfahren gefordert:

- 1) Iterativ und entwicklungsoffen angelegt,
- 2) offen für die Partizipation verschiedener Akteure,
- 3) so transparent wie möglich,

- 4) fähig, unsichere oder ungenaue (fuzzy)¹ und qualitative Daten zu verarbeiten,
- 5) fähig, Kompensation zwischen Kriterien zu beschränken und Unter- oder Obergrenzen bzw. Vetokriterien zu berücksichtigen,
- 6) fähig, eine Unvergleichbarkeit festzustellen, wenn keine hinreichenden Entscheidungskriterien vorliegen.

Diese Anforderungen erfüllen verschiedene, weit verbreitete Bewertungsmethoden nicht, darunter alle, die zwingend zu einem einzigen Bewertungskriterium hinführen.

II.1.1 Kritik an konventionellen Bewertungsverfahren der Verkehrsplanung

An den etablierten Verfahren der Verkehrsplanung - der Nutzen-Kosten-Analyse, der Kosten-Wirksamkeits-Analyse und der Nutzwertanalyse - wird häufig die folgende Kritik geübt (v.a. Beckmann 2000):

- Allen diesen Verfahren gemeinsam ist die Aggregation der einzelnen Bewertungskriterien auf eine ein-dimensionale Skala. Dies setzt mathematisch die Verrechenbarkeit, inhaltlich die Substituierbarkeit der einzelnen Komponenten voraus, die sachlich in vielen Fällen bestritten wird (FGSV 2002:20; Saaty 1994).
- Solange eine uneingeschränkte Substitution verschiedener Wirkungen angesetzt wird, sichern die Verfahren nicht die Einhaltung gewünschter Standards, und damit die Zulässigkeit der geprüften Alternativen.
- Die Verrechnung gegenläufiger Effekte verdeckt Zielkonflikte. Sie verringert damit nicht nur die Transparenz, sondern auch Verbesserung und Adaption der betrachteten Alternativen.
- Die Verfahren operieren häufig mit Bewertungen, die der Empirie entstammen (Zahlungsbereitschaften, hedonistische oder Vermeidungskosten, etc.). Sollen bestimmte Ziele verfolgt werden, so wird aber ein normativer Ansatz benötigt, der nicht aus den beobachteten Verhältnissen abgeleitet werden kann. Ein so genannter naturalistischer Fehlschluss, also die Verwechslung von Sein mit Sollen, kann die Folge sein.
- Dem Vorteil der Standardisierung der Bewertungsgewichte über (generalisierte) Nutzen oder Kosten steht der Nachteil gegenüber, keine Abwägung des Einzelfalles mehr vorzunehmen, sondern nur ein gegebenes Schema anzuwenden. Hierin wird zumindest ein Defizit, wenn nicht ein Verstoß gegen das Abwägungsgebot bei öffentlichen Entscheidungen gesehen (Scheiner 2003:8f; FGSV 2002:11).

¹ Arbeitsdefinitionen hier: Unter der Unsicherheit einer Messung wird das Nicht-Wissen über ihr Ergebnis verstanden. Eine Messung wird als ungenau bezeichnet, wenn das Ergebnis nicht eindeutig ist (vgl. Lootsma 1997).

- Ferner wird alles, was sich nicht quantifizieren oder – enger - monetarisieren lässt, nicht oder zumindest nicht gleichartig behandelt.
- Die Verfahren sind expertenlastig und nicht partizipativ angelegt.

D.h. diese etablierten Verfahren widersprechen quasi allen aufgestellten Kriterien und werden daher hier nicht verwendet. Beckmann (2000) sieht den Platz der eindimensionalen bzw. monetären Bewertungsverfahren erst für die Auswahl der wirtschaftlichsten Alternative, nachdem Zulässigkeit sowie absolute und relative Vorteilhaftigkeit durch andere Verfahren etabliert worden sind.

II.1.2 Auswahl unter multi-kriteriellen Verfahren

Da also mono-kriterielle Verfahren ausscheiden, können die gestellten Anforderungen nur von multi-kriteriellen Verfahren erfüllt werden, die mit Ungenauigkeiten (fuzzyness – Anforderung 4) umgehen können. Von diesen erfüllen viele Methoden die ersten drei Anforderungen, vgl. de Montis et al. (2004:106ff.) für eine umfangreiche und aktuelle Liste von Methoden im Kontext von Umweltbewertungen.

Aus derartigen Methodenvergleichen wurde immer wieder gefolgert, dass es nicht *die eine* Bewertungsmethode gebe, die von vorn herein als die beste feststehe (Bell et al. 2001, de Montis et al. 2004, Guitouni & Martel 1998; Salminen et al. 1998). In der Tat, wenn das entscheidende Gütekriterium für die Methode nicht ihre „Korrektheit“ sein kann, dann bestimmt sich ihre Güte aus prozeduralen Elementen wie der Angemessenheit für die Aufgabenstellung, für den Kreis der Akteure, für die verfügbaren Eingangsdaten u.ä.m.

Da es eine enorm große Zahl ähnlicher wie unterschiedlicher Bewertungsmethoden gibt, kann hier kein Anspruch auf Vollständigkeit erhoben werden. Es wird als hinreichend erachtet, dass eine Bewertungsmethode die aufgestellten Kriterien erfüllt, selbst wenn nicht ausgeschlossen wird, dass es auch andere akzeptable Methoden geben mag.

	AHP	Evamix	ELECTRE III	Regime	NAIADE	MOP / GP
Iteration	angemessen	nicht angemessen	-/-	-/-	angemessen	interaktiv
Partizipation	stakeholder	stakeholder	stakeholder	stakeholder	stakeholder	stakeholder
Transparenz	hoch	hoch	mittel	mittel	hoch	niedrig
Unsichere Daten	Sensitivitätsanalyse	nur durch ordinale Kriterien	durch Schwellenwerte	-/-	durch stochastische und fuzzy Zahlen	Sensitivitätsanalyse und fuzzy Zahlen
Nicht-Substituierbarkeit	nein	nein	durch Schwellenwerte	nein	nein	durch Randbedingungen und lexikograph. Ordnung
AHP: Analytic Hierarchy Process; Evamix: Evaluation matrix; REGIME: NAIAD: Novel approach to imprecise assessment and decision environments; MOP / GP: Multi-objective programming / Goal programming.						

Tabelle 1: Vergleich verschiedener multi-kriterieller Bewertungsmethoden (Auszug nach de Montis et al. (2004:106ff.) – siehe dort für Beschreibungen der zitierten Methoden).

Aus den Methoden, die alle oben gesetzten Anforderungen erfüllen (**Tabelle 1**), wird ELECTRE aus mehreren Gründen ausgewählt (Roy & Vanderpooten 1996):

- ELECTRE kann als ausgereift gelten: Seit den 70'er Jahren wird die Bewertungs- und Entscheidungsmethode entwickelt und eingesetzt.
- Idee und Verfahren haben sich als ausgesprochen fruchtbar erwiesen und zu vielen Varianten, vor allem im französischen Sprachraum, geführt.
- In Deutschland sind fuzzy Multi-Kriterien-Methoden, die mit ordinalem Ansatz operieren, zur Umweltbewertung im Verkehr – nach meinen Recherchen – bisher nicht untersucht worden und im Speziellen ist ELECTRE kaum bekannt. Daher soll hier erstmals die Anwendbarkeit dieser Methode analysiert.

II.2 Qualitative Charakterisierung von ELECTRE III

Hier wird zunächst eine kurze Einführung in die wesentlichen Ideen der Variante III von ELECTRE, die zur Bildung von Rangordnungen entwickelt wurde, gegeben. Die mathematische Formulierung wird dann im folgenden Abschnitt ausgeführt.

ELECTRE III ist eine multi-kriterielle Bewertungsmethode, die als Ergebnis eine Rangordnung der zu vergleichenden Fälle liefert (Roy 1978; Roy 1985; Roy & Bouyssou 1993). Die betrachteten Fälle A, B, C,... sind vollständig, nicht-redundant und kohärent durch Indikatoren zu beschreiben, die alle relevanten Beurteilungsgesichtspunkte repräsentieren. Ihnen wird ein relatives Gewicht zugeschrieben. Dabei entscheiden die Akteure über die Beurteilungsgesichtspunkte, deren Vollständigkeit, Relevanz und Gewicht. In dieser Arbeit wird der Verkehr in einzelnen Jahren als je ein Vergleichsfall betrachtet und

mit Hilfe von Indikatoren, den Beurteilungsgesichtspunkten, werden seine Umweltwirkungen beschrieben.

Die Indikatorwerte der verschiedenen Jahre werden paarweise miteinander verglichen. Unter expliziter Berücksichtigung der Unsicherheit der Werte (Anforderung 4) wird ermittelt, in welchem Maße ein Wert den anderen übertrifft. Diese Auswertung beruht auf einer quasi-ordinalen Logik und liefert ein fuzzy Maß für dieses Übertreffen, die so genannte partielle Konkordanz.

Die so ermittelten partiellen Konkordanzen werden zu einem fuzzy Maß aggregiert, inwieweit nun ein Vergleichsjahr ein anderes in Gänze, als bei Betrachtung aller Indikatoren gleichzeitig, übertrifft. Zwei Bedingungen müssen für ein globales Übertreffen erfüllt sein: „Ein Jahr X übertrifft ein Jahr Y dann und nur dann, wenn ‚hinreichend viele‘ Indikatorenvergleiche dafür und wenn ‚keine wesentlichen‘ Indikatorenvergleiche dagegen sprechen.“ Damit werden sowohl konkordante als auch nicht konkordante Indikatoren bei der Gesamtauswertung berücksichtigt. Über die Variation von Schwellenwerten kann eine Kompensation unterbunden werden (Anforderung 5). Auch diese Auswertung beruht auf einer quasi-ordinalen Logik und liefert ein fuzzy Maß für das Übertreffen von Jahr Y durch Jahr X, die so genannte Kreditibilität.

Die endgültige Rangfolge zwischen den verglichenen Jahren wird als Schnittmenge zweier gegenläufigen Teil-Rangfolgen gebildet, wobei ebenfalls wieder sowohl Übertreffen als auch Unterliegen eine Rolle spielen: In der ‚Rangfolge durch positive Auslese‘ wird zunächst das Jahr ermittelt, bei dem die Differenz zwischen Übertreffen und Unterliegen am größten ist. Diesem Jahr wird der erste Rang der ‚positiven Teilrangfolge‘ zugewiesen. Anschließend wird das ganze Verfahren ohne das ‚beste Jahr‘ wiederholt und so Platz 2 ermittelt, also das Jahr, das nun am häufigsten übertrifft ohne selbst zu oft übertroffen zu werden. Diese positive Auslese wird zum letzten Jahr wiederholt und so eine Rangfolge der je besten Jahre ‚von oben nach unten‘ erstellt.

Eine ‚Rangfolge durch negative Auslese‘ wird erstellt, indem zuerst das ‚schlechteste Jahr‘ ermittelt wird: Es ist dasjenige Jahr, für das die Differenz zwischen Übertreffen und Übertroffen am kleinsten ist. Diesem wird der letzte Rang zugeordnet. Anschließend wird das ganze Verfahren ohne dieses Jahr wiederholt, und nach demselben Prinzip das zweitschlechteste Jahr ermittelt, usf. Dadurch wird eine Rangfolge der je schlechtesten Jahre ‚von unten nach oben‘ aufgestellt.

Die Plätze der endgültigen Rangfolge bestimmen sich nun aus der Schnittmenge: Ein Jahr wird dann und nur dann vor einem anderen eingeordnet, wenn dies nach beiden Teil-Rangfolgen zutrifft. Wenn dies in einer von beiden Teil-Rangfolgen nicht zutrifft, dann werden die betrachteten Jahre als „nicht vergleichbar“ eingestuft (Anforderung 6).

Die anderen Anforderungen erfüllt ELECTRE, wie auch andere Methoden: Es können neue Daten, Kriterien, Gewichtungen oder Schwellen hingefügt oder auch weggelassen werden und so an den fortschreitenden Bewertungsprozess angepasst werden (Anforderung 1). Die Zahl der Akteure ist nicht begrenzt. Sie können auf zwei unterschiedliche Weisen eingebunden werden (Anforderung 2): Entweder sind alle Akteure beteiligt, die Kriterien auszuwählen, zu gewichten, die Schwellen zu setzen etc und die entsprechenden Werte reflektieren den Konsens der Akteure. Oder für jeden Akteur bzw. jeden Datensatz wird eine Auswertung vorgenommen und die Ergebnisse werden am Ende verglichen. Hinsichtlich der Transparenz des Verfahrens (Anforderung 3) gibt es gewisse Vorbehalte (ODPM 200x, Salminen et al. 1998, Bell et al. 2001), die natürlich auch von der Vertrautheit mit dem Verfahren abhängen.

II.3 Mathematische Beschreibung von ELECTRE III

Die folgende mathematische Formulierung von ELECTRE III folgt in weiten Teilen dem Basiswerk Roy & Bouyssou (1993:284ff, 415ff). Dabei wird bereits auf die konkrete spätere Anwendung zur Bewertung der Umweltauswirkungen des Verkehrs in verschiedenen Jahren fokussiert. Da in dieser Arbeit Bewertungsmethoden der Operations Research für eine Anwendung in einer Strategischen Umweltprüfung unter Verwendung von Kategorien der Ökobilanzierung untersucht werden, werden Begriffe der verschiedenen Disziplinen zum Teil synonym verwendet. Dazu zählen:

ELECTRE	Ökobilanz	Beispiel
Beurteilungsgesichtspunkt	Umwelt-Wirkungskategorie	Klimaschutz
Kriterium: Die konkrete Ausformulierung eines Beurteilungsgesichtspunktes	Indikator: Beschreibt die jeweilige Umwelt-Wirkungskategorie repräsentativ	Emission von Treibhausgasen

II.3.1.1 Notationen

Es werden die folgenden Notationen verwendet:

- Sei A die Menge aller Vergleichsfälle $\{a, b, c, \dots, m\}$, hier: unterschiedliche Jahre.
- Sei F die Menge der Kriterien $\{1, 2, 3, \dots, j, \dots, n\}$, hier: Indikatoren.
- Sei $g_j(a)$ die Ausprägung (der „Wert“, nicht zu verwechseln mit Bewertung oder Indikatorgewicht) von Fall a in Bezug auf den Indikator j .
- Sei $q_j(g_j(a))$ die Indifferenz-Schwelle des Indikators j ; möglicherweise hängt sie vom Wert $g_j(a)$ ab. Der Einfachheit halber werden wir sie meistens mit $q_j(a)$ abkürzen.
- Sei $p_j(g_j(a))$ die Signifikanz-Schwelle des Indikators j ; möglicherweise hängt sie vom Wert $g_j(a)$ ab. Der Einfachheit halber werden wir sie meistens mit $p_j(a)$ abkürzen.
- Sei $v_j(g_j(a))$ die Veto-Schwelle des Indikators j ; möglicherweise hängt sie vom Wert $g_j(a)$ ab. Der Einfachheit halber werden wir sie meistens mit $p_j(a)$ abkürzen.

- Sei k_j das Gewicht des Indikators j , mit $\sum_{j \in F} k_j = 1$, d.h. die Gewichte sind normiert.

Für den Vergleich zweier Fälle werden die folgenden Abkürzungen verwendet:

- Die *strikte Präferenz* von Fall a gegenüber Fall b wird (aPb) geschrieben;
- die *schwache Präferenz* von Fall a gegenüber Fall b wird (aQb) geschrieben;
- ist der Fall a mit dem Fall b *gleichwertig*, dann wird (alb) geschrieben;
- ist der Fall a mit dem Fall b *nicht vergleichbar*, dann wird (aRb) geschrieben.
- Ein Fall a *übertrifft* einen Fall b , (aSb) , wenn $S=(P, Q \text{ oder } I)$.

II.3.2 Anforderungen an die Kriterien

Die Kriterien bzw. Indikatoren, die in ELECTRE III zur Beschreibung der Vergleichsfälle zugrunde gelegt werden, müssen die folgenden Eigenschaften erfüllen:

- *Vollständig*: Alle für die Bewertung relevanten Beurteilungsgesichtspunkte müssen erfasst sein. Test: Wenn gilt $g_i(a) = g_i(b)$ für alle Kriterien i , gibt es dann noch Argumente gegen die Schlussfolgerung: „Fall a ist in allen die Entscheidung betreffenden Beurteilungsgesichtspunkten mit Fall b identisch“?
- *Kohärent*, definiert als: Gegeben zwei vergleichbare (d.h. nicht unvergleichbare) Fälle a und b und „ a erscheint mindestens so gut wie b .“ Wenn nun ein Indikatorwert $g_i(a)$ vergrößert wird, dann muss gelten: i) Der resultierende Fall $\hat{a}$ muss „mindestens so gut“ wie der Originalfall a sein, ii) die Aussage „ $\hat{a}$ erscheint mindestens so gut wie b “ muss mindestens im selben Maße gelten, und iii) ebenso, wenn ein Wert $g_i(b)$ verkleinert wird. Test: Den Wert eines Kriteriums leicht verkleinern und prüfen, ob es nicht Argumente gegen die Anforderungen oben gibt.
- *Nicht-redundant*: Für jeden relevanten Beurteilungsgesichtspunkt soll es nicht mehr als einen Indikator geben. Test: Wenn es möglich ist, einen Indikator fortzulassen, ohne dass Vollständigkeit und Kohärenz verloren gehen, dann war dieser Indikator redundant.

Roy & Bouyssou (1993) verlangen keine formale Homogenität der Kriterien; grundsätzlich werden alle Kriterien, die den Akteuren relevant erscheinen, zugelassen. Die folgenden Schwellen werden auch benutzt, um mit den existierenden Inhomogenitäten in Bezug auf Ungenauigkeit und Unschärfe umzugehen.

Für alle folgenden Formeln werde *angenommen, dass die Vorzugsrichtung für jedes Kriterium monoton zunehmend sei*, also je größer der Indikatorwert, desto besser.

II.3.3 Indifferenz- und Signifikanzschwellen

In ELECTRE III können für jeden Indikator zwei Schwellenwerte gesetzt werden, um die Unschärfe und Aussagekraft der Daten in dreifacher Weise zu berücksichtigen:

Die *Indifferenzschwelle* q gibt für jeden Indikator die größte Differenz an, bis zu der zwei Werte als ununterscheidbar anzusehen sind: Zwei Vergleichsfälle sind in Bezug auf das Kriterium j als ununterscheidbar anzusehen, wenn gilt: $g_j(a) - g_j(b) \leq q_j(b)$. Notation: $(a I b)_j$. Die Indifferenzschwelle q hängt im Allgemeinen vom Kriterium und von der jeweiligen Höhe ab. Wenn zwei Vergleichsfälle für alle Kriterien als ununterscheidbar anzusehen sind, dann gibt es keinen Grund gegen die Behauptung: „Der Fall a ist in Bezug auf alle hier als relevant erachteten Beurteilungsgesichtspunkte (Vollständigkeit wurde vorausgesetzt) als identisch mit Fall b anzusehen.“

Wenn die Differenz zweier Indikatorenwerte oberhalb der Indifferenzschwelle ist, muss sie deswegen noch nicht mit voller Sicherheit belastbar sein. Um diese Situation abzubilden, wird die *Signifikanzschwelle* p eingeführt. Sie stellt für jeden Indikator die kleinste Differenz dar, ab der der Unterschied als sicher und ohne Einschränkung belastbar angesehen werden kann.

Wenn zwei Werte unterhalb der Signifikanzschwelle liegen, dann wird eine *schwache, aber nicht unwiderlegbare Präferenz* angenommen: „Es scheinen Gründe zu existieren, den Fall a als besser als den Fall b anzusehen; die umgekehrte Behauptung kann auf Grundlage der Daten jedoch nicht mit letzter Sicherheit ausgeschlossen werden.“ Wenn $p_j(b) \geq g_j(a) - g_j(b) > q_j(b)$, dann $(a Q b)_j$.

Wenn die Differenz zweier Indikatorenwerte oberhalb der Signifikanzschwelle liegt, dann besteht eine *starke und uneingeschränkte Präferenz* von Fall a gegenüber Fall b : „Ohne Einschränkung kann Fall a als besser als Fall b angesehen werden – in Bezug auf dieses Kriterium.“ Wenn: $g_j(a) - g_j(b) > p_j(b)$, dann $(a P b)_j$.

Diese Schwellen charakterisieren unterschiedliche Grade von Unschärfe bzw. Belastbarkeit der Daten. Wenn die Schwellenwerte q und p ungleich Null sind, dann operiert man nicht mehr mit scharfen Zahlen, sondern praktisch mit Bereichen von Indifferenz, schwacher und starker Präferenz für das jeweilige Kriterium. **Abbildung 1** illustriert die möglichen Verhältnisse.

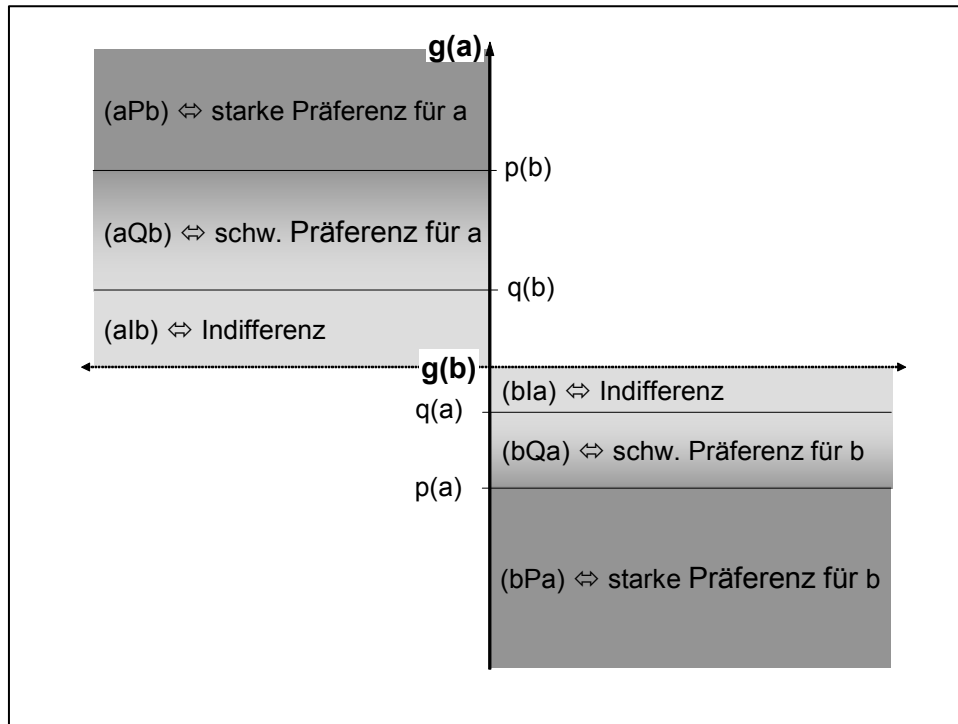


Abbildung 1: Illustration von Indifferenz, schwacher und starker Präferenz zweier Vergleichsfälle a und b , in Abhängigkeit von der Wertedifferenz zwischen $g(a)$ und $g(b)$ sowie den unterschiedlichen Schwellenwerten q und p .

Lesebeispiel: Der Wert $g(b)$ wird als fest verstanden, relativ dazu variiert der Wert von $g(a)$. Aus ihrem Abstand zueinander resultiert die jeweilige Präferenzeinschätzung.

II.3.4 Aggregation der lokalen Präferenzen

II.3.4.1 Gewichte zwischen den Kriterien

Um die unterschiedlichen Beurteilungsgesichtspunkte miteinander zu vergleichen, werden Gewichte bzw. Wichtigkeitsfaktoren k_j vergeben. Sie spiegeln die *subjektive Bewertung* der am Entscheidungsprozess Beteiligten über die Bedeutung des einen Gesichtspunktes *relativ* zu einem anderen wider. Häufig werden sie als Stimmen in einem Abstimmungsverfahren über die jeweiligen Gesichtspunkte interpretiert (Roy & Bouyssou 1993; Vincke 1989:142f; Roy & Mousseau 1996). ELECTRE III enthält keine Vorschrift, um diese Kriteriengewichte zu bestimmen; sie müssen extern gegeben werden. Gemäß der konstruktiven Philosophie betonen Roy & Bouyssou (1993:298ff) die Bedeutung eines diskursiven Verfahrens und heben explizit seine Subjektivität hervor. Die Kriteriengewichte werden daher auch nicht ermittelt im Sinne von vorfinden (entspräche einem deskriptiven Ansatz), sondern unter den Beteiligten festgelegt. Sie sind *a priori* an den

Kontext, an die konkrete Fragestellung, die ausgewählten Beurteilungsgesichtspunkte, die beteiligten Akteure, die verfügbaren Eingangsdaten und Ressourcen gebunden, vgl. auch Mousseau (1993). Jede Übertragung muss überprüft bzw. hinterfragt werden. In dieser Arbeit wird die Gewichtung der einzelnen Umweltwirkungen der Bewertungsmethodik für Ökobilanzen des Umweltbundesamtes (UBA 1999) entlehnt.

Da die Kriterien als nicht-redundant und vollständig vorausgesetzt werden, kann die Summe der Gewichte k_j ohne Einschränkung auf Eins normalisiert werden: $\sum_{j \in F} k_j = 1$.

Da sie sich auf die Beurteilungsaspekte und nicht auf die sie repräsentierenden Indikatoren beziehen, sind die Gewichte unabhängig von der verwendeten Skala bzw. Einheit. D.h. die Gewichtung ändert sich nicht, wenn ein Indikator gegen einen anderen ausgetauscht oder eine andere Einheit verwendet wird. Über diese bemerkenswerte Eigenschaft verfügen beispielsweise die Faktoren einer gewichteten Summe nicht, vgl. auch Roy & Mousseau (1996).

II.3.4.2 Die dafür sprechenden Argumente: Der Konkordanzindex

Der Index für die partielle Konkordanz $c_j(a,b)$ ist ein fuzzy Maß für die Richtigkeit der Annahme, dass „Fall a in Bezug auf das Kriterium j mindestens so gut wie Fall b ist“, kurz, dass „Fall a in Bezug auf das Kriterium j den Fall b übertreffe $\Leftrightarrow (a \succ b)_j$.“ Die partielle Konkordanz für zwei Fälle a und b in Bezug auf das Kriterium j ist definiert als:

$$c_j(a,b) := \begin{cases} 1 & g_j(a) \geq g_j(b) - q_j(a) \\ 0 & \text{..wenn..} g_j(a) < g_j(b) - p_j(a) \\ \frac{g_j(a) - g_j(b) + p_j(a)}{p_j(a) - q_j(a)} & \text{sonst} \end{cases}$$

Die partielle Konkordanz für das Kriterium ist maximal (=1), sobald a und b als ununterscheidbar anzusehen sind, und sie ist minimal (=0), wenn b strikt gegenüber a präferiert wird. Dazwischen, im Bereich der schwachen Präferenz von b gegenüber a, sinkt die partielle Konkordanz für $(a \succ b)$ linear von Eins auf Null, je mehr sich die schwache einer starken Präferenz nähert.

Der totale Konkordanzindex $c(a,b)$ für die Hypothese, dass Fall a Fall b übertreffe $(a \succ b)$, ist die mit den Kriterien gewichtete Summe der partiellen Konkordanzen:

$$c(a,b) = \frac{\sum_{j \in F} k_j * c_j(a,b)}{\sum_{j \in F} k_j}$$

Der partielle Konkordanzindex bildet das Kontinuum der möglichen Kriterienwerte $g_j(a)$, präziser: der Differenzen $g_j(a) - g_j(b)$, in Abhängigkeit von den jeweiligen Schwellenwerten auf das Intervall $[0;1]$ ab (**Abbildung 2**). Der totale Konkordanzindex repräsentiert ausschließlich das Gewicht der nicht-diskordanten Kriteriengewichte. Kriterien, die gegen die

Hypothese (aSb) sprechen, werden nicht eingerechnet; somit ist eine Kompensation mit positiven Kriterien ausgeschlossen. Die Summe erstreckt sich nur über die Kriteriengewichte. Da sie per definitionem das relative Verhältnis des einen Kriteriums zum anderen darstellen, sind die impliziten Annahmen einer Summation: Homogenität, Translationsinvarianz und Proportionalität der Summanden, erfüllt.

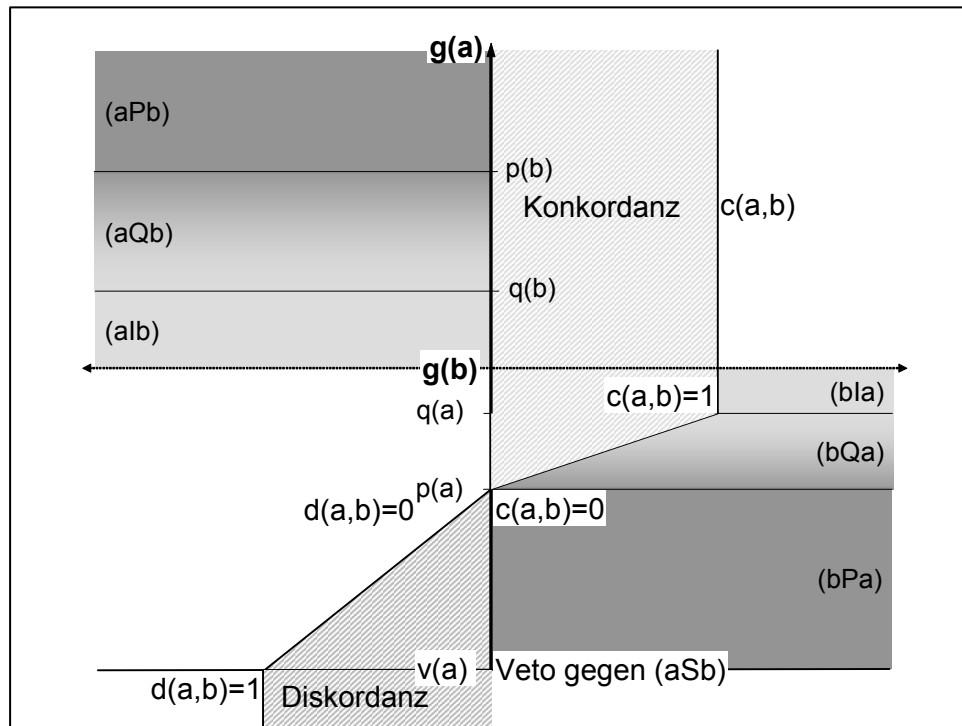


Abbildung 2: Illustration, wie die unterschiedlichen Präferenzrelationen zwischen zwei Vergleichsfällen in Abhängigkeit von den Schwellenwerten auf den Konkordanz bzw. Diskordanzindex abgebildet werden. Lesebeispiel: Der Wert $g(b)$ wird als fest verstanden, relativ dazu variiert der Wert von $g(a)$. Aus ihrem Abstand zueinander resultiert die jeweilige Präferenzeinschätzung.

II.3.4.3 Diskussion des Konkordanzindex

Der Konkordanzindex für die Hypothese, dass ‚Fall a mindestens so gut ist wie Fall b‘, kann interpretiert werden als das relative Gewicht der Kriterien, die klar und eindeutig dafür sprechen, plus das linear verminderte Gewicht der Kriterien *nicht strikt dagegen* sprechen. Diese Definition ist charakteristisch für den Grundansatz von ELECTRE III, den größtmöglichen Konsens für eine Bewertungshypothese zu suchen. Für jeden paarweisen Vergleich werden so die Bereiche von Indifferenz, schwacher und starker Präferenz – idealerweise zusammen mit den Akteuren - ermittelt. Dadurch wird sukzessive ein System von lokalen Präferenzen aufgebaut. Mathematisch werden die jeweiligen Bereiche durch die Indifferenz- und Signifikanzschwellen, q und p , abgesteckt.

Jenseits der jeweiligen Schwellen spielen die absoluten Werte der Kriterien keine Rolle: ELECTRE III beruht auf einer ordinalen Logik; die Frage, ob eine Bewertung drei- oder zehnmal besser sei, kann darin nicht beantwortet werden, sondern entspricht einer kardinalen Logik. Ein Kriterium j kann nach ELECTRE III maximal nur mit seinem Gewicht k_j

einfließen, das durch ein mehr oder minder großes Übertreffen jenseits der Schwellen nicht modifiziert wird.

II.3.4.4 Die Vetoschwelle und der Diskordanzindex

Der Konkordanzindex $c(a,b)$, wie er oben definiert ist, repräsentiert das vereinte Gewicht der Kriterien, die *für* die Hypothese $(a \leq b)$ sprechen, der Index $c(b,a)$ das vereinte Gewicht der Kriterien, die *für* die entgegengesetzte Hypothese $(b \leq a)$ sprechen. In der Endauswertung werden beide Summen einander gegenüber gestellt und tendenziell ein Vorteil für die größere angenommen, wie im folgenden noch genauer ausgeführt wird. Bei einer solchen Gegenüberstellung besteht die Gefahr, dass eine sehr schlechte Ausprägung einzelner Kriterien durch mehrere gute oder mittelmäßige Ausprägungen anderer Kriterien überwogen wird. Um diese implizite Kompensation auszuschließen, werden eine Vetoschwelle und ein Diskordanzindex eingeführt.

Der Diskordanzindex $d_j(a,b)$ erfasst die Kriterien, die in besonders großem Maße gegen die Hypothese $(a \leq b)$ sprechen. Dazu wird eine neue Schwelle, das Veto v_j , benutzt. Ein Veto wird eingelegt, wenn bei steigender Präferenzrichtung ein Wert unterschritten wird, der als unverzichtbar angesehen wird, bzw. wenn bei fallender Präferenzrichtung ein kritischer Wert unterschritten wird. Es wird definiert:

Ein Kriterium j legt sein Veto gegen die Hypothese $(a \leq b)$ ein, wenn $g_j(b) - g_j(a) > v_j(a)$, d.h. wenn der Kriterienwert für a um mehr als den Wert v unter dem Wert des Vergleichsfalls b liegt.

Der Diskordanzindex $d_j(a,b)$ $[0;1]$ trägt allen strikt ablehnenden Vergleichen Rechnung. Er ist maximal ($=1$), wenn das Kriterium sein Veto einlegt, und minimal ($=0$), wenn das Kriterium nicht strikt diskordant ist. Dazwischen wächst er linear an, je mehr sich die Kriterienausprägung der Vetoschwelle nähert (vgl. **Abbildung 2**).

$$d_j(a,b) := \begin{cases} 1 & g_j(b) > g_j(a) + v_j(a) \\ 0 & \text{..wenn..} g_j(b) \leq g_j(a) + p_j(a) \\ \frac{g_j(b) - g_j(a) - p_j(a)}{v_j(a) - p_j(a)} & \text{sonst} \end{cases}$$

II.3.4.5 Der Kreditabilitätsindex

In ELECTRE III werden Konkordanz und Diskordanz für jedes Vergleichspaar (a,b) im so genannten Kreditabilitätsindex $s(a,b)$ zusammengeführt. Dieser Index $[0;1]$ bildet ein fuzzy Maß für die Richtigkeit der Hypothese, dass ein Fall a einen Fall b insgesamt, also unter Betrachtung aller Kriterien gleichzeitig, übertrifft.

Der Kreditabilitätsindex ist definiert als:

$$s(a,b) := c(a,b) * \prod_{j \in D_c(a,b)} \frac{1 - d_j(a,b)}{1 - c(a,b)} \quad \text{mit } D_c(a,b) = \{j \text{ aus } F: d_j(a,b) > c(a,b)\}.$$

Sonst: $s(a,b) = c(a,b)$.

II.3.4.6 Diskussion des Kreditibilitätsindex

Der Kreditibilitätsindex ist proportional zum Konkordanzindex. Die Kreditibilität s für die Hypothese $(a \leq b)$ ist maximal ($=1$), wenn für alle einzelnen Kriterien gilt $(a \leq b)_j$, d.h. wenn alle Kriterien konkordant sind. Er unterscheidet sich vom Konkordanzindex nur, wenn ein einzelnes Kriterium ausgesprochen stark diskordant ist, nämlich wenn sein Diskordanzindex größer als der über alle Kriterien summierte Konkordanzindex ist. Dies kann nur vorkommen, wenn sich die Ausprägung dieses Kriteriums der Vetoschwelle nähert. Dadurch können also einzelne, besonders kritische Kriterien oder negative Ausprägungen erfasst werden, die sonst in der summarischen Betrachtung untergehen würden. Für jedes derart berücksichtigte Kriterium d_k wird der Konkordanzindex um das Verhältnis $(1-d_k)/(1-c)$ reduziert. Wenn für ein Kriterium die Vetoschwelle überschritten wird, dann ist die Kreditibilität $s(a,b)$ minimal ($=0$), d.h. der Fall a kann nicht besser als Fall b angesehen werden, egal wie viele Kriterien sonst dafür sprechen.

II.3.5 Rangordnung durch Destillation

Durch den vollständigen Vergleich aller Fälle wurde ein System von lokalen Präferenzen in Form von partiellen Konkordanzen und Diskordanzen aufgebaut. Diese lokale Präferenzordnung ist für jeden Fall durch $2*(m-1)$ Kreditibilitätsindizes $s(a,b)$ bzw. $s(b,a)$ definiert. Diese lokalen Werte werden in eine globale Rangordnung gebracht. ELECTRE III verwendet dazu das gegenläufige Verfahren einer absteigenden und einer aufsteigenden Destillation, wodurch eine optimistische und eine pessimistische Auswertung gleichwertig miteinander verknüpft werden (Roy & Bouyssou 1993:415ff). Dazu wird definiert:

Ein Fall a ist gegenüber einem Fall b überlegen, wenn seine Kreditibilität $s(a,b)$ signifikant größer als die Kreditibilität $s(b,a)$ für die umgekehrte Annahme ist:

$$\Leftrightarrow s(a,b) - s(b,a) > \varepsilon \quad \text{für alle } a,b \text{ aus } A.$$

Der Destillationsgrad ε definiert dabei den kleinsten Abstand des Kreditibilitätsindex, der als signifikant angesehen wird. Roy & Bouyssou (1993:416f) schlagen vor:

$$\varepsilon = 0,3 - 0,15 * \max_{ab} s(a,b) \quad \text{für alle } a,b \text{ aus } A.$$

Mit Hilfe dieser Definition wird nunmehr ausgezählt, wie oft ein Fall a überlegen ist bzw. wie er oft unterliegt:

Sei L_a über A' die Zahl der Fälle, in denen ein Fall a den anderen Fällen aus A überlegen ist, sei I_a über A' die Zahl der Fälle, in denen ein Fall a den anderen Fällen aus A unterlegen ist.

In ELECTRE III wird nunmehr derjenige Fall aus A als der überlegenste definiert, der bei den einzelnen paarweisen Vergleichen am häufigsten überlegen ist, ohne gleichzeitig häufig zu unterliegen, für den also diese Differenz maximal ist.

oberster Fall := $\max [L_a - I_a]$, für alle Vergleichsfälle (a,b) aus A .

Mit Hilfe dieser Definitionen wird eine Rangfolge der jeweils überlegenen Fälle herausdestilliert: In der ersten Stufe wird aus der *Gesamtheit A aller Fälle* der oberste Fall bestimmt, hier Platz 1 benannt. Dann wird in der zweiten Stufe dieselbe Definition auf die Menge A abzüglich Platz 1 ($\hat{A}_1 := A \setminus \text{Platz 1}$) angewandt und der dann oberste Fall bestimmt, Platz 2 benannt. In der dritten Stufe wird dieselbe Definition auf die Menge $\hat{A}_1$ abzüglich Platz 2 ($\hat{A}_2 := \hat{A}_1 \setminus \text{Platz 1}$) angewandt, um den dritt-obersten Platz zu bestimmen. Dieses Verfahren wird wiederholt, bis allen Fällen ein Platz zugeordnet ist. Dabei werden z , L_a und I_a jeweils sukzessive auf die entsprechenden (Teil-)Mengen $\hat{A}_1$, $\hat{A}_2$, etc. bezogen.

Dadurch wird eine Rangfolge der Fälle von oben nach unten herausdestilliert, wobei den Kriterien für ein Überlegen der Vorrang eingeräumt, also eine positive Auslese getroffen wird. Dasselbe Verfahren wird auch mit umgekehrten Vorzeichen durchgeführt und so eine Reihenfolge der unterlegenen Fälle von unten herausdestilliert. Dazu wird in analoger Weise definiert:

Derjenige Fall ist als der unterlegenste anzusehen, der bei den einzelnen paarweisen Vergleichen am häufigsten unterliegt, ohne gleichzeitig häufig überlegen zu sein, für den also diese Differenz minimal ist.

unterster Fall := $\min [L_a - I_a]$, für alle Vergleichsfälle (a,b) aus A .

Aus der *Gesamtheit A aller Fälle* wird mit dieser Definition der unterste Fall bestimmt, hier Platz m benannt. In der zweiten Stufe wird dieselbe Definition auf die Menge A abzüglich Platz m ($\underline{A}_1 := A \setminus \text{Platz } m$) angewandt und damit der zweit-unterste Fall bestimmt, Platz $(m-1)$ benannt. Das Verfahren wird weiter auf die Teilmenge $\underline{A}_2 = \underline{A}_1 \setminus \text{Platz } (m-1)$ angewandt, usf., bis allen Fällen ein Platz zugeordnet ist. Dabei werden ε , L_a und I_a jeweils auf die entsprechenden (Teil-)Mengen $\underline{A}_1$, $\underline{A}_2$, etc. bezogen.

Dadurch wird eine Rangfolge der Fälle von unten nach oben herausdestilliert, wobei dieses Mal eine negative Auslese vorgenommen wird, indem das Unterliegen stärker betont wird.

Die End-Reihenfolge wird als Schnittmenge der Destillationen von oben und unten gebildet. Hier wird die Darstellung nach Pictet et al. (1994) gewählt (**Abbildung 3**).

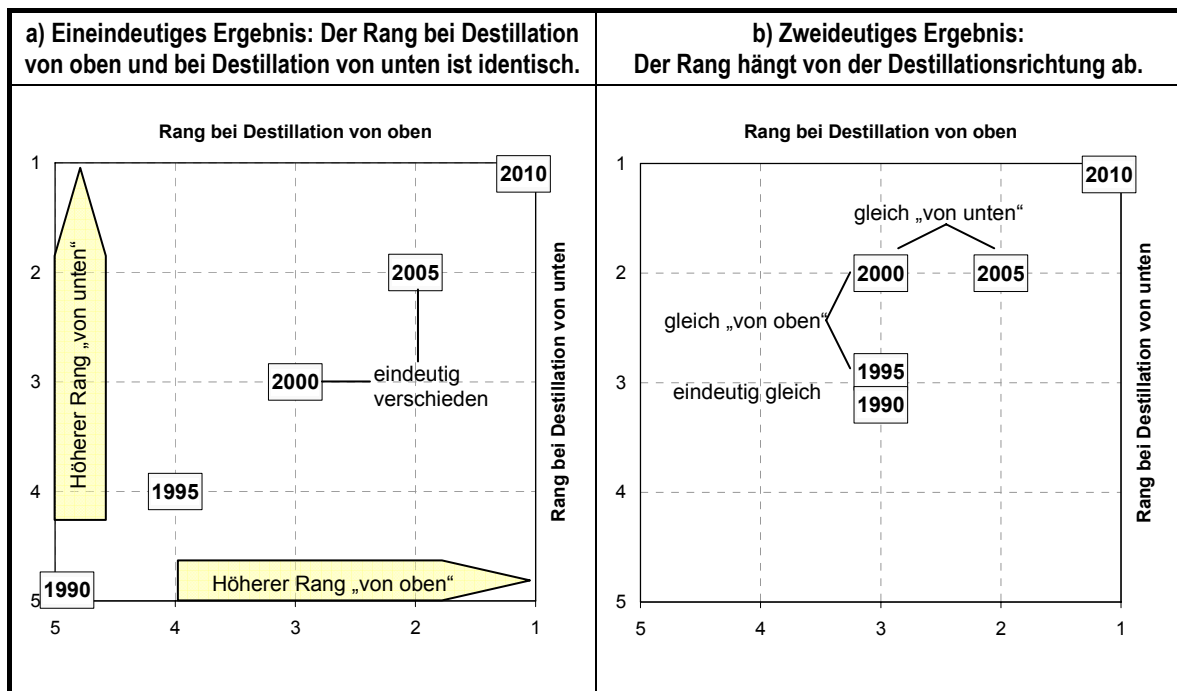


Abbildung 3: Destillation von oben und von unten: Die Rangordnung der Jahre 1990 bis 2010

a) ist eineindeutig: Nach beiden Destillationsrichtungen wird derselbe Rang vergeben, daher liegen die Einträge auf der Mitteldiagonalen;

b) hängt von der Destillationsrichtung ab: 1990 und 1995 werden in beiden Destillationen auf den gleichen Rang gesetzt; im Vergleich zu 2000 haben sie den gleichen Rang bei Destillation von oben, bei Destillation von unten erscheint 2000 besser. 2005 erscheint bei Destillation von oben besser als 2000, gleich bei Destillation von unten, auf jeden Fall eindeutig besser als 1990 und 1995. 2010 ist eindeutig besser als alle anderen Jahre.

- Ein Fall a wird dann und nur dann vor einem Fall b eingeordnet, wenn er sowohl bei Destillation von oben als auch bei Destillation von unten vor diesem liegt.
- Wenn ein Fall a nach der einen Destillation unmittelbar vor einem Fall b, nach der anderen unmittelbar dahinter, dann werden beide Fälle als gleich angesehen.

Lässt sich keine Schnittmenge der Fälle bilden, dann wird die Unvergleichbarkeit – auf Grundlage der Beurteilungsgesichtspunkte – festgestellt. Also anders als in anderen Verfahren wird nicht unter allen Umständen eine vollständige Ordnung bestimmt, sondern nur in dem Maße, in dem die Kriterien es zulassen.

Zur Interpretation der Grafik: Horizontal gelesen ergibt sich die Rangfolge bei Destillation von oben, vertikal gelesen die Rangfolge bei Destillation von unten. Die Schnittmenge aus beiden ist eindeutig, wenn die Einträge auf der Mitteldiagonalen liegen. Wenn mindestens ein Rang Abstand sowohl horizontal als auch vertikal ist, dann ist der Abstand nach beiden Destillationsrichtungen gesichert und wird damit als trennscharf angesehen. Wenn Einträge neben- oder übereinander liegen, dann werden sie nach einer der beiden Destillationen als gleichwertig angesehen.

II.3.5.1 Diskussion der Destillation

Ob ein Fall a gegenüber einem Fall b als überlegen oder unterlegen angesehen wird, hängt – bei gegebenem Kreditabilitätsindex – entscheidend vom Destillationsgrad ε ab. Entsprechend der Logik von ELECTRE III wird einerseits nicht jede kleinste Differenz als signifikant angesehen (Berücksichtigung der Unsicherheiten der Daten) und andererseits wird eine Überlegenheit nur konstatiert, wenn sowohl hinreichend viele Gründe dafür und nicht zu viele Gründe dagegen sprechen, wenn also der Abstand zwischen zwei Fällen deutlich ist. Zum besseren Verständnis ist es hilfreich, die Kreditabilität $c(a,b)$ als ein Abstimmungsergebnis zu interpretieren. Mit dieser Interpretation erscheint die Differenz $c(a,b) - c(b,a)$ als Stimmergebnis zwischen den „Kandidaten“ a und b. In ELECTRE III wird ein Abstimmungsergebnis von 70 zu 60 Stimmen nicht als signifikant angesehen, weil zu viele Stimmen entgegen stehen. Erst eine deutlichere Stimmendifferenz, seien es 80 zu 60 oder 70 zu 50 oder 50 zu 25, wird als signifikant angesehen.

Die Definition des jeweils obersten bzw. des untersten Platzes einer Menge A ist analog angelegt: Nicht der Fall wird als der überlegenste angesehen, der die *meisten absoluten* Stimmen auf sich vereinigen kann, sondern der *am wenigsten konfliktuell* erscheint. Damit hat ELECTRE III eine systematische Tendenz zum Kompromiss und zur Abwertung von Extrema. Umgekehrt betrachtet, das Verfahren schenkt nennenswerten Minderheitsvoten eine besondere Aufmerksamkeit. Nicht zuletzt deshalb hat man ELECTRE III als ein Verfahren qualifiziert, das bei politischen Entscheidungsprozessen, bei denen starke, wenngleich nicht mehrheitsfähige Interessengruppen auftreten oder zu erwarten sind, vorteilhaft sein könnte (vgl. auch Vincke 1989:142; Bell et al. 2001; ODPM 200x). Diese Konfliktsituation ist nicht zuletzt typisch für die Umweltbewertung bei Verkehrsinfrastrukturprojekten. Daher zielt die methodische Analyse hier auf eine mögliche Anwendung im Rahmen von Strategischen Umweltverträglichkeitsprüfungen ab.

Bisher war eine Kompensation zwischen gegenläufigen Bewertungen immer sorgfältig vermieden worden. Um zu beantworten, ob letztlich bei der Destillation eine Kompensation stattfindet, muss dieses Konzept genauer definiert werden:

Nach Roy & Mousseau (1996) sprechen wir von einer Kompensation, wenn Änderungen der *Ausprägung* eines Kriterium durch Änderungen der *Ausprägung* eines anderen Kriteriums so ausgeglichen werden können, dass die vorherige Präferenzordnung wiederhergestellt wird.

D.h. allein das Abwägen zwischen Für- und Gegenstimmen, das in der Natur von multikriteriellen Entscheidungsprozessen liegt, wird nicht als Kompensation aufgefasst. Erst, wenn durch die Erhöhung eines Kriterienwertes, beispielsweise mehr CO₂-Emissionen, die Verringerung eines anderen, beispielsweise weniger Verkehrstote, ausgeglichen werden kann, dann wird offenbar eine Substitution zwischen den Ausprägungen der ver-

schiedenen Kriterien unterstellt, die hier als Kompensation bezeichnet wird. ELECTRE III funktioniert nicht nach dieser Logik, weil in die Endauswertung nur die Kriteriengewichte einfließen. Das Gewicht eines Kriteriums kann aber durch die Größe seiner Ausprägung nicht verändert werden: Sobald die Signifikanzschwelle überschritten ist, fließt das Kriterium in die Bewertung ein; eine noch größere Überschreitung der Signifikanzschwelle ändert daran nichts, und hat auch keinerlei Einfluss auf andere Kriterien. Die Kriteriengewichte bezeichnen wirklich die Wichtigkeit eines Beurteilungsaspektes, sie sind nicht an die Skala und Einheit eines Kriteriums gebunden und stellen keine Substitutionsraten zwischen verschiedenen Kriterien dar, im großen Unterschied zu kompensatorischen Verfahren.

II.3.6 Sensitivitätsanalysen

Das Auswerteverfahren wird abgeschlossen durch systematische und vollständige Sensitivitätsanalysen, Robustheitsanalysen genannt. Dabei soll die Stabilität des Endergebnisses gegenüber Variationen der möglicherweise diskussionswürdigen Parameter, insbesondere der Schwellenwerte für Indifferenz, Signifikanz und Veto auf der einen Seite sowie den Kriteriengewichten auf der anderen Seite überprüft werden. Es entspricht den Intentionen der Entwickler, wenn ELECTRE nicht als vorgefertigter Mechanismus angewandt wird, sondern als eine Methode, das gegebene Entscheidungsproblem zu strukturieren und die damit verbundenen Präferenzen systematisch zu untersuchen (Roy 1990). Daher werden Iteration und Diskurs mit den Beteiligten betont.

II.3.7 Beispiel zur Illustration

Im Folgenden wird das Verfahren schrittweise an einem einfachen Beispiel dargestellt: Angenommen, die Umweltauswirkungen des Verkehrs in Europa (EU15) lassen sich durch fünf Indikatoren beschreiben, deren relative Entwicklung in **Tabelle 2** gegeben sei. Die Präferenzrichtung sei fallend, also je kleiner der Wert, desto besser.

Indikator	Treibhausgas-Emissionen	Verkehrstote	Fragmentierung	Lärmbelastung	pot. Partikelbelastung
Einheit	mio t CO ₂ -Äq.	Anzahl Unfalltote	Änderungsrate	Bevölkerung >65 dB(A)	1000 t PM ₁₀ -Äq.
1990	100%	100%	100%	100%	100%
1995	108%	80%	76%	92%	94%
2000	119%	73%	32%	84%	80%
2005	129%	67%	17%	79%	63%
2010	139%	63%	13%	75%	45%

Tabelle 2: Beispiel für eine Wertetabelle – hier reduziert auf fünf Umweltindikatoren und normiert auf den Wert des Jahres 1990.

Daten ohne Unsicherheit – Auswertung ohne Indifferenzen

Der Einfachheit halber werde zunächst keine Unsicherheit der Daten angenommen, d.h. jede Differenz wird als belastbar und trennscharf angesehen. Damit sind die Schwellenwerte für Indifferenz und Signifikanz gleich Null. Ferner werde kein Veto angenommen.

In ELECTRE III wird im ersten Schritt für jeden Indikator verglichen, ob sein Wert im Jahr 1990 „mindestens so gut wie“ im Jahr 1995, 2000, 2005 und 2010 ist. Daraus wird die erste Zeile der Matrix der partiellen Konkordanz konstruiert. Für den Indikator Treibhausgas-Emissionen wachsen die Belastungen mit der Zeit, daher ist der Wert für 1990 also immer „mindestens so“ oder besser verglichen mit allen anderen Jahren. Da hier zunächst ohne Unsicherheit gerechnet wird, sind alle Vergleiche eindeutig und der partiellen Konkordanzindex für diese Zeile ist immer Eins (**Tabelle 3a**). Für alle anderen Indikatoren sinken dagegen die Belastungen verglichen mit 1990 und in den jeweiligen Zeilen der Konkordanzmatrix wird eine Null eingetragen, weil die Vergleiche immer eindeutig und ohne Unsicherheit sind (**Tabelle 3b-e**).

Anschließend wird für jeden Indikator verglichen, ob der Wert für das Jahr 1995 „mindestens so gut“ wie der Wert in den anderen Jahren ist. Die Ergebnisse füllen die zweite Zeile der jeweiligen Konkordanzmatrix: Beim Indikator Treibhausgas-Emissionen steht immer eine Eins, außer im Vergleich zu 1990, da in früheren Jahren die Belastungen niedriger waren. Bei allen anderen Indikatoren gehen die Belastungen zurück, daher steht für das Jahr 1995 immer eine Null, außer beim Vergleich mit 1990.

Die Vergleiche werden für alle restlichen Jahre durchgeführt und so das System der partiellen Konkordanzen aufgebaut. Der totale Konkordanzindex ist die gewichtete Summe daraus (**Tabelle 3f**). Hier werde für alle Kriterien das gleiche Gewicht von 20% angenommen. Da in allen paarweisen Vergleichen immer nur das Kriterium Treibhausgas-Emissionen für die positive Umweltbewertung der früheren Jahre spricht, die vier anderen Kriterien aber für eine positive Bewertung der späteren Jahre, stehen im totalen Konkordanzindex immer 80 zu 20 Stimmen.

Weil die Datenstruktur simpel ist und keine Unsicherheit der Daten angenommen wurde, sind alle Vergleiche eindeutig und es kommen keine Doppelstimmen vor. Daher ergibt die Summe der Vergleiche von Jahr X mit Jahr Y und umgekehrt, also die Konkordanzindizes $c(X,Y) + c(Y,X)$, immer 100%.

a) Treibhausgas-Emissionen						b) Verkehrstote					
20%	1990	1995	2000	2005	2010	20%	1990	1995	2000	2005	2010
1990		1,00	1,00	1,00	1,00	1990		0,00	0,00	0,00	0,00
1995	0,00		1,00	1,00	1,00	1995	1,00		0,00	0,00	0,00
2000	0,00	0,00		1,00	1,00	2000	1,00	1,00		0,00	0,00
2005	0,00	0,00	0,00		1,00	2005	1,00	1,00	1,00		0,00
2010	0,00	0,00	0,00	0,00		2010	1,00	1,00	1,00	1,00	
c) Fragmentierung						d) Lärmbelastung					
20%	1990	1995	2000	2005	2010	20%	1990	1995	2000	2005	2010
1990		0,00	0,00	0,00	0,00	1990		0,00	0,00	0,00	0,00
1995	1,00		0,00	0,00	0,00	1995	1,00		0,00	0,00	0,00
2000	1,00	1,00		0,00	0,00	2000	1,00	1,00		0,00	0,00
2005	1,00	1,00	1,00		0,00	2005	1,00	1,00	1,00		0,00
2010	1,00	1,00	1,00	1,00		2010	1,00	1,00	1,00	1,00	
e) pot. Partikelbelastung						f) Totaler Konkordanzindex					
20%	1990	1995	2000	2005	2010	100%	1990	1995	2000	2005	2010
1990		0,00	0,00	0,00	0,00	1990		0,20	0,20	0,20	0,20
1995	1,00		0,00	0,00	0,00	1995	0,80		0,20	0,20	0,20
2000	1,00	1,00		0,00	0,00	2000	0,80	0,80		0,20	0,20
2005	1,00	1,00	1,00		0,00	2005	0,80	0,80	0,80		0,20
2010	1,00	1,00	1,00	1,00		2010	0,80	0,80	0,80	0,80	

Tabelle 3: a)-e) Partieller Konkordanzindex für jeden Indikator und f) resultierender Totaler Konkordanzindex im Beispielfall. Zu lesen: Ist der Indikatorwert des Jahres in der Zeile mindestens so gut wie der Indikatorwert des Jahres in der Spalte. Da ohne Unsicherheit, sind alle paarweisen Vergleiche eindeutig: Wenn mindestens so gut, dann 1, sonst 0.

Die paarweisen Vergleiche müssen noch weiter ausgewertet werden, um zu einer Gesamtaussage zu kommen. Dazu wird ermittelt, welche Vergleiche signifikant und gesamthaft überlegen sind, indem die Zustimmung zur Hypothese „die Umweltbilanz im Jahr X ist mindestens so gut wie im Jahr Y“, ausgedrückt im totalen Konkordanzindex $c(X,Y)$, mit der Zustimmung zur entgegen gesetzten Hypothese „die Umweltbilanz im Jahr Y ist mindestens so gut wie im Jahr X“, ausgedrückt im totalen Konkordanzindex $c(Y,X)$, verglichen wird. D.h. technisch werden die Einträge in den Zeilen der Matrix der totalen Konkordanz (**Tabelle 3f**) mit den Einträgen in den Spalten verglichen. Für signifikant überlegene Vergleiche, also Differenzen größer als der Destillationsgrad ϵ , steht eine Eins, sonst eine Null. Die Matrix für die erste Destillation fasst die Ergebnisse zusammen (**Tabelle 4**).

Matrix für erste Destillation					
	1990	1995	2000	2005	2010
1990		0	0	0	0
1995	1		0	0	0
2000	1	1		0	0
2005	1	1	1		0
2010	1	1	1	1	

Tabelle 4: Die Matrix für die erste Destillation fasst die signifikant überlegenen Vergleiche zusammen.

Aufgrund der simplen Datenstruktur sind die Vergleich einfach: Alle zukünftigen Jahre sind den früheren Jahren überlegen, weil immer das vereinte Gewicht von vier Kriterien dafür und nur ein Kriterium (Treibhausgas-Emissionen) dagegen spricht. Daher ist auch die anschließende Destillation einfach: Es wird ausgezählt, wie oft ein Jahr allen anderen überlegen und wie oft unterlegen. Technisch wird dazu die Differenz aus Zeilensumme und Spaltensumme der ersten Destillationsmatrix genommen. Das Maximum (das Jahr 2010) wird bei Destillation von oben auf den obersten Platz gesetzt, das Minimum (das Jahr 1990) bei Destillation von unten auf den untersten. Anschließend wird die Destillationsmatrix neu konstruiert, wobei diesmal die Vergleiche mit dem Jahr 2010 in der Destillation von oben und mit dem Jahr 1990 in der Destillation von unten wegfallen (**Tabelle 5**).

a) Matrix für die zweite Destillation – von oben						b) Matrix für die zweite Destillation – von unten					
	1990	1995	2000	2005	2010		1990	1995	2000	2005	2010
1990		0	0	0	-	1990	-	-	-	-	-
1995	1		0	0	-	1995	-		0	0	0
2000	1	1		0	-	2000	-	1		0	0
2005	1	1	1		-	2005	-	1	1		0
2010	-	-	-	-	-	2010	-	1	1	1	

Tabelle 5: Die Matrix für die zweite Destillation fasst die signifikant überlegenen Vergleiche zusammen, wobei der ‚oberste‘ bzw. ‚unterste‘ Rang weggelassen werden.

Diese schrittweise Destillation wird wiederholt, bis alle Plätze vergeben sind. Weil im vorliegenden Beispiel alle Vergleiche signifikant sind und immer in die gleiche Richtung weisen, wird von oben wie von unten einen eindeutige Reihenfolge aufgebaut mit 2010 mindestens so gut wie 2005, mindestens so gut wie 2000, wie 1995 wie 1990 (**Abbildung 4**).

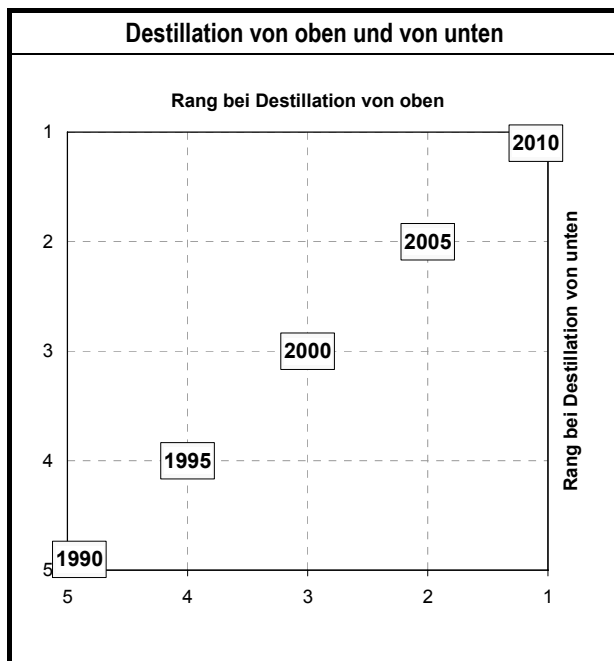


Abbildung 4: Rangordnung durch Destillation von oben und von unten.

Daten mit Unsicherheit – Auswertung mit Indifferenzen

Die Methode kommt erst zum Tragen, wenn man entweder mit komplexeren Daten oder mit Unsicherheit rechnet. Daher wird für die erneute Auswertung diesmal eine Unsicherheit nach (**Tabelle 6**) für jeden Indikator angenommen. Der Einfachheit halber wird angenommen, dass jeder Vergleich jenseits der Indifferenz als signifikant anzusehen ist. Somit wird die Signifikanzschwelle mit der Indifferenzschwelle gleich gesetzt.

Indikator	Treibhausgas-Emissionen	Verkehrstote	Fragmentierung	Lärmbelastung	pot. Partikelbelastung
Einheit	mio t CO ₂ -Äq.	Unfalltote	Änderungsrate	>65 dB(A)	1000 t PM ₁₀ -Äq.
Unsicherheit / Indifferenzschwelle	5%	1%	10%	25%	30%

Tabelle 6: Unsicherheiten, die für die einzelnen Indikatoren angesetzt werden.

Die Berechnung des partiellen Konkordanzindex wird wiederholt, wie im vorigen Fall. Mit Unsicherheit werden die paarweisen Vergleiche der Indikatorwerte allerdings weniger eindeutig: Auch wenn die Hypothese, dass „die Umweltbilanz im Jahr X mindestens so gut wie im Jahr Y“ ist, bestätigt werden kann, kann die entgegengesetzte Hypothese „die Umweltbilanz im Jahr Y mindestens so gut wie im Jahr X“ nicht ausgeschlossen werden. Daher sind für die sehr unsicheren bzw. nicht trennscharfen Indikatoren Lärm und Partikel die Einträge in der Matrix doppelt besetzt (**Tabelle 7d, e**). In der Folge fließt ihr Gewicht doppelt, also auf beiden Seiten des totalen Konkordanzindex ein. Daher sprechen nun beim Vergleich der Jahre 2000 und 1995 zwar immer noch 80 Stimmen (oder vier Kriterien) für eine bessere Umweltbilanz in 2000, aber 60 Stimmen für bessere Bilanz in 1995 (**Tabelle 7f**). Die Indikatoren Lärm und Partikel werden in der Logik von ELECTRE III nun für die Hypothese „1995 ist mindestens so gut wie 2000“ angerechnet,

weil ihre Werte aufgrund der Unsicherheit als ununterscheidbar und damit als gleich gut wie die Werte im Jahr 2000 anzusehen sind.

a) Treibhausgas-Emissionen						b) Verkehrstote					
20%	1990	1995	2000	2005	2010	20%	1990	1995	2000	2005	2010
1990		1,00	1,00	1,00	1,00	1990		0,00	0,00	0,00	0,00
1995	0,00		1,00	1,00	1,00	1995	1,00		0,00	0,00	0,00
2000	0,00	0,00		1,00	1,00	2000	1,00	1,00		0,00	0,00
2005	0,00	0,00	0,00		1,00	2005	1,00	1,00	1,00		0,00
2010	0,00	0,00	0,00	0,00		2010	1,00	1,00	1,00	1,00	
c) Fragmentierung						d) Lärmbelastung					
20%	1990	1995	2000	2005	2010	20%	1990	1995	2000	2005	2010
1990		0,00	0,00	0,00	0,00	1990		1,00	1,00	0,00	0,00
1995	1,00		0,00	0,00	0,00	1995	1,00		1,00	1,00	1,00
2000	1,00	1,00		0,00	0,00	2000	1,00	1,00		1,00	1,00
2005	1,00	1,00	1,00		0,00	2005	1,00	1,00	1,00		1,00
2010	1,00	1,00	1,00	1,00		2010	1,00	1,00	1,00	1,00	
e) potentielle Partikelbelastung						f) Totaler Konkordanzindex					
20%	1990	1995	2000	2005	2010	100%	1990	1995	2000	2005	2010
1990		1,00	1,00	0,00	0,00	1990		0,60	0,60	0,20	0,20
1995	1,00		1,00	0,00	0,00	1995	0,80		0,60	0,40	0,40
2000	1,00	1,00		1,00	0,00	2000	0,80	0,80		0,60	0,40
2005	1,00	1,00	1,00		0,00	2005	0,80	0,80	0,80		0,40
2010	1,00	1,00	1,00	1,00		2010	0,80	0,80	0,80	0,80	

Tabelle 7: a)-e) Partieller Konkordanzindex für jeden Indikator und f) resultierender Totaler Konkordanzindex, jetzt mit Unsicherheit. Zu lesen: Ist der Indikatorwert des Jahres in der Zeile mindestens so gut wie der Indikatorwert des Jahres in der Spalte? Da jetzt mit Unsicherheit gerechnet wird, sind nicht mehr alle paarweisen Vergleiche eindeutig, wie fett hervorgehoben.

Es wird wieder die Destillationsmatrix aufgestellt, indem die signifikant überlegenen Vergleiche identifiziert werden. Im Standardfall hat der Destillationsgrad ε bei diesem Beispiel den Wert von 0,18. Daher wird der Vergleich von 80 zu 60 Stimmen oder 4 zu 3 Kriterien immer noch als signifikant angesehen und es ergibt sich dieselbe Destillationsmatrix und Gesamtrangfolge wie im Beispiel zuvor (**Tabelle 8a**). Wenn man dagegen eine größeres Stimmenübergewicht und damit einen höheren Destillationsgrad fordert, beispielsweise mindestens 2 Stimmen oder mehr als 28% Stimmdifferenz, dann lassen sich einzelne Vergleiche nicht mehr mit Sicherheit auflösen. Die entsprechenden Einträge in der Destillationsmatrix sind Null (**Tabelle 8b**) und in der Folge werden die Jahre auf gleiche Plätze in der Rangfolge gesetzt.

Damit zeigt die Auswertung mit ELECTRE III die Robustheit der Bewertung als auch mögliche Sensitivitäten des Systems. Die resultierende Rangfolge ist dabei das Ergebnis eines Kompromisses: Für diese Bewertung sprechen hinreichend viele Kriterien, ohne dass zugleich bedeutende Kriterien dagegen sprechen.

a) Matrix für die erste Destillation: Destillationsgrad 0,18						b) Matrix für die erste Destillation: Destillationsgrad 0,28					
	1990	1995	2000	2005	2010		1990	1995	2000	2005	2010
1990		0	0	0	0	1990		0	0	0	0
1995	1		0	0	0	1995	0		0	0	0
2000	1	1		0	0	2000	0	0		0	0
2005	1	1	1		0	2005	1	1			0
2010	1	1	1	1		2010	1	1	1	1	
a) Rangfolge mit Destillationsgrad $\epsilon = 0,18$, also mindestens 1 Kriterium Übergewicht nötig						b) Rangfolge mit Destillationsgrad $\epsilon = 0,28$, also mindestens 2 Kriterien Übergewicht nötig					

Tabelle 8: Matrix für die erste Destillation und resultierende Rangfolge a) bei niedrigem Destillationsgrad (0,18) und b) bei höherem Destillationsgrad (0,28). Der Destillationsgrad bestimmt den Abstand, ab dem zwei totalen Konkordanzindizes als signifikant verschieden angesehen werden.

II.4 Gegenüberstellung mit einfacher gewichteter Summe

Hier soll kurz eine Auswertung per gewichteter Summe illustriert werden, um einige Besonderheiten von ELECTRE III besser zu verstehen. Der Vergleich bezieht sich hier ausschließlich auf ausgewählte methodische Aspekte, vor allem zur Pointierung von ELECTRE III. Aus Ähnlichkeiten oder Differenzen soll und kann weder auf Stimmigkeit noch auf Falschheit eines der Verfahren geschlossen werden. Bestenfalls können aus dem Vergleich Hypothesen abgeleitet werden, die jedoch einer systematischen Behandlung bedürfen, was hier nicht Gegenstand ist.

Angenommen, die Umweltauswirkungen des Verkehrs in Europa (EU15) lassen sich durch fünf Indikatoren beschreiben (**Tabelle 9**).

Indikator	Treibhausgas-Emissionen	Verkehrstote	Fragmentierung	Lärmbelastung	pot. Partikel-emissionen
Einheit	mio t CO ₂ -Äq.	Anzahl Unfalltote	Änderungsrate	Bevölkerung >65 dB(A)	1000 t PM ₁₀ -Äq.
1990	100%	100%	100%	100%	100%
1995	108%	80%	76%	92%	94%
2000	119%	73%	32%	84%	80%
2005	129%	67%	17%	79%	63%
2010	139%	63%	13%	75%	45%

Tabelle 9: Beispiel für eine Wertetabelle – hier reduziert auf fünf Umweltindikatoren und normiert auf den Wert des Jahres 1990.

Weiter sei angenommen, dass eine alternative Auswertemethode alle Indikatorenwerte a_i mit Gewichten w_i belege und für jedes Jahr zu einer Summe zusammenführe.

$$Ergebnis = \sum_{i \in F} w_i * a_i$$

Ein Jahr wird dann als besser oder schlechter angesehen, wenn sein Ergebnis größer oder kleiner ist. Zur Berechnung müssen Umrechnungsfaktoren w_i bestimmt werden, um die unterschiedlichen Kriterien in eine gemeinsame Einheit umzuwandeln. Wenn diese bekannt sind, ist damit das Ergebnis festgelegt und keine weitere Interpretation ist nötig. Wenn alle Daten ohne Unsicherheit bekannt sind, dann ist das Ergebnis eindeutig und lässt auch quantitative Aussagen über Abstände zwischen verschiedenen Rängen zu. Unter der Annahme, dass die prozentualen Entwicklungen der Kriterien jeweils mit einem Faktor 10 umgerechnet werden können, und dass die Präferenzordnung fallend ist, ergibt sich eine eindeutige Rangfolge, in absteigender Ordnung von 2010 über 2005 etc. bis 1990 als dem am schlechtesten bewerteten Jahr (**Tabelle 10**).

Indikator	Treibhausgas-Emissionen	Verkehrstote	Fragmentierung	Lärmbelastung	pot. Partikelbelastung	Total
Umrechnungsfaktor	10	10	10	10	10	50
1990	20%	20%	20%	20%	20%	100%
1995	22%	16%	15%	18%	19%	90%
2000	24%	15%	6%	17%	16%	78%
2005	26%	13%	3%	16%	13%	71%
2010	28%	13%	3%	15%	9%	67%

Tabelle 10: Anteil der Indikatoren je Jahr an der gewichteten Gesamtsumme.

Anders als bei ELECTRE III werden nicht die Einzelergebnisse auf Ebene der Kriterien miteinander verglichen, sondern nur die aggregierten Summen. Dadurch ist das Verfahren unzweifelhaft schneller und schlanker. Zugleich lassen sich die unterschiedlich hohen Einzelbeiträge zum Gesamtwert leicht darstellen. Allerdings werden in der Endsumme, und damit auch in der Endauswertung, höchst unterschiedliche Summanden als gleich behandelt. Ein und dieselbe Summe kann durch eine beliebige Kombination von Summanden entstehen, beispielsweise

- alle Einzelwerte gleich: $33 + 33 + 33$, oder
- sehr extreme Einzelbewertungen: $10 + 90 + 0$, oder
- gegenseitige Kompensation: $= 1000 + (-900) + 0$.

Demgegenüber fließen in den Konkordanzindex von ELECTRE III nur die Kriteriengewichte k_i ein, die durch die Höhe der Kriterienausprägung nicht verändert werden. Gleichfalls ist eine Aufrechnung zwischen positiven und negativen Werten ausgeschlossen; die Für- und Gegen-Stimmen werden getrennt erfasst.

Im Unterschied zu ELECTRE III geht bei der gewichteten Summe jeder Summand nicht nur mit dem Kriteriengewicht bzw. dem Umrechnungsfaktor ein, sondern auch mit dem Absolutwert des Kriteriums. In extremis kann also ein einzelner, sehr niedriger oder sehr hoher Kriterienwert das Ergebnis dominieren, während mehrere, aber schwache Veränderungen wenig zählen, wie auch das vorliegende Beispiel durch die extremen Minderungen bei Fragmentierung und Partikeln dominiert wird. Damit wird bei einer gewichteten Summe extremen Bewertungen ein großes Gewicht eingeräumt, ganz im Unterschied zu ELECTRE III, wo die qualifizierte Mehrheit der Kriterien, gemessen in dem vereinigten Gewicht, für die Bewertung den Ausschlag gibt, vgl. dazu auch Vincke (1989:142).

Der Grundannahme, dass alle Kriterien miteinander verrechenbar sind, entspricht, dass die Kompensation unbeschränkt ist und – zumindest in diesem einfachsten Ansatz – kein Veto berücksichtigt wird. Ferner wird implizit unterstellt, dass die Summanden homogen und additiv sind, gleiche Intervalle die gleiche Bedeutung haben und die Skala proportional ist. Außerdem hängt die Bewertung von der verwendeten Skala und Einheit der Kriterien ab, weil die Umrechnungsfaktoren daran gebunden sind. In der Tat sind die „Gewichte“ als Umrechnungsfaktoren zwischen den unterschiedlichen Kriterien zu verstehen: Die Wichtigkeit eines Kriteriums wird hier durch seine Austauschrate mit einem anderen bestimmt.

Wenn dieselben Unsicherheiten wie oben unterstellt und die Extrema berechnet werden², ist das Bild weniger eindeutig: Nur der oberste und der unterste Wert liegt außerhalb der gegenseitigen Fehlerbreite, während bei allen anderen und insbesondere bei allen benachbarten Jahren ein großer Überlapp herrscht (**Tabelle 11**). Die Reihenfolge bleibt in der Tendenz erhalten, aber die Abstände verschmieren derart, dass beispielsweise Unterschiede zwischen 1990, 1995 und 2000 oder zwischen 2000, 2005 und 2010 nicht mehr mit Sicherheit konstatiert werden können. Anders als bei der Auswertung nach

² Zutreffender müsste man die Fehler über Verteilungen ansetzen. Dies ist allerdings aufwändiger und wird für diese einfache Illustration nicht gemacht.

ELECTRE III ist die Rangordnung nicht mehr klar und auch Rangumkehrungen sind möglich.

Indikator	Treibhausgas		Verkehrstote		Fragmenttrg.		Lärmbelast.		Partikelbelast.		Total	
Unsicherheit	Min/Max		Min/Max		Min/Max		Min/Max		Min/Max		Min/Max	
	5%		1%		10%		25%		35%			
1990	19%	21%	20%	20%	14%	26%	15%	25%	14%	26%	82%	118%
1995	21%	23%	16%	16%	11%	20%	14%	23%	13%	24%	74%	106%
2000	23%	25%	14%	15%	4%	8%	13%	21%	11%	21%	65%	90%
2005	24%	27%	13%	13%	2%	4%	12%	20%	9%	16%	61%	81%
2010	26%	29%	12%	13%	2%	3%	11%	19%	6%	12%	58%	75%

Tabelle 11: Gewichtete Summe der Indikatorenwerte bei Annahme von Unsicherheiten: Minimum und Maximum für jeden Indikator.

Zwischen dem Kriterium für den Treibhauseffekt und den anderen findet eine Kompensation in dem Sinne statt, dass niedrigere Ausprägungen des einen Kriteriums höhere Werte eines anderen ausgleichen können (zur Definition vgl. Roy & Mousseau 1996).

Im Beispiel wurde die Fehlerbreite proportional zum Kriterienwert angesetzt. Da dieser bei den meisten Kriterien stark sinkt, geht die Fehlerspannbreite in der gewichteten Summe stark zurück. Obwohl sich die Einzelfehler nicht ändern, reduziert sich dennoch die Fehlerbreite des Ergebnisses, was nicht plausibel ist. Demgegenüber fließt in ELECTRE III die volle Unsicherheit in die Bestimmung des aggregierten Kriteriengewichts, den Konkordanz- bzw. Kreditabilitätsindex, ein. Die Unsicherheit wird auf das volle Kriteriengewicht angerechnet und nicht auf das durch den Kriterienwert modifizierte Gewicht.

II.5 Kritische Einschätzung von ELECTRE III

II.5.1 Grundsätzliche Aspekte

ELECTRE III ist durchgängig nach einer ordinalen Logik konstruiert. Quantitative Ausprägungen spielen jenseits von Schwellenwerten keine Rolle. Damit ist das Verfahren besonders gut geeignet für die Behandlung von geordneten, aber qualitativen Daten, Daten mit hoher Unsicherheit oder allen solchen, bei denen es mehr auf eine ordinale Einordnung und weniger auf absolute Differenzen ankommt. Auch in der Endreihenfolge, die ELECTRE III als Ergebnis liefert, ist keine Information über einen ‚Abstand‘ der unterschiedlichen Fälle enthalten. Diese Frage hat in der Logik von ELECTRE keinen Sinn. Umgekehrt heißt das, dass quasi alle kardinalen Informationen, die in den Daten enthalten sein mögen, verloren gehen bzw. wenn kardinale Informationen zwingend benötigt werden, dann ist ELECTRE III kein geeignetes Verfahren.

ELECTRE III folgt einem konstruktiven Ansatz: Durch paarweisen Vergleich wird ein System von lokalen Präferenzen aufgebaut, das im Verfahren dann zu einer globalen Präfe-

renzordnung zusammengesetzt wird, so dass eine Rangordnung der betrachteten Fälle möglich wird. Idealerweise, so Roy & Bouyssou (1993:295ff und v.a. 301f), werden die paarweisen Vergleiche, d.h. ganz konkret die jeweiligen Einschätzungen über (lokale) Indifferenz oder Signifikanz der jeweiligen Kriteriendifferenzen, im engen und wiederholten Diskurs mit den an der Entscheidung Beteiligten herausgearbeitet, diskutiert, verfeinert und verifiziert. Hilfsweise kann diese Einzelabwägung durch die Angabe von Schwellenwerten geschehen, die als Arbeitshypothesen angesehen werden. Nichts hindert, hierbei auch allgemein abgeleitete Werte anzusetzen, die evt. auch aus ökonometrischen Untersuchungen stammen oder – wie im folgenden herangezogen wird – aus wissenschaftlich-politischen Zielvorgaben. Der Intention der Entwickler entspricht eine Anpassung bzw. eine Überprüfung hinsichtlich des konkreten Entscheidungskontextes.

Mehr noch, nach dem konstruktiven Grundverständnis gibt es nicht „das richtige“ Spiel von Schwellenwerten und Kriteriengewichtungen; zudem ist es nach Arrow's Theorem unmöglich, aus N lokalen Präferenzen eindeutig eine vollständige Präferenzordnung zu konstruieren. Daher ist es nötig und auch viel fruchtbarer, statt eines einzigen Satzes von Zahl den Spielraum der Werte zu identifizieren zu suchen, innerhalb dessen eine bestimmte Bewertung, hier Rangordnung, bestätigt bzw. aufgestellt werden kann und wo dessen Grenzen liegen, vgl. Vincke (1989:144ff).

Die Subjektivität des Entscheidungsprozess fließt an mehreren Stellen ein: Zunächst bei der Wahl der Beurteilungsgesichtspunkte und der Kriterien bzw. Indikatoren. Sind die Beurteilungsgesichtspunkte gesetzt, dann gilt es, ihr relatives Gewicht abzuschätzen. Die Gewichte sind entscheidend für den Vergleich der unterschiedlichen Aspekte. Schließlich ist abzuwägen, welche Differenz für welches Kriterium als indifferent oder als signifikant angesehen wird bzw. wie hoch die Schwellenwerte gesetzt werden sollen.

ELECTRE III ist kompromiss-orientiert: Ein Fall kann nur als gut beurteilt werden, wenn sowohl *hinreichend viele Gründe für ihn* sprechen und wenn gleichzeitig *keine gewichtigen Gründe dagegen* sprechen. Daher werden bei der Auswertung Fälle, die zwar ein großes Kriteriengewicht auf sich vereinen können, bei denen aber *einzelne* Kriterien sehr schlecht abschneiden (von Diskordanz bis zum Veto) oder bei denen gewichtige Gründe dagegen sprechen, schlechter beurteilt als solche Fälle, die zwar nicht ganz so viel Gewicht für sich sprechen haben, aber deutlich weniger dagegen. Eine Kompensation zwischen Für- und Gegenstimmen wird nicht durchgeführt. Damit unterscheidet sich ELECTRE III deutlich von Verfahren, bei denen nur das Netto-Gewicht zählt, etwa der Aggregation mittels einfacher gewichteter Summe, oder die ausschließlich über die Maximierung der Vorteile entscheiden.

ELECTRE ist dagegen besonders gut für Situationen geeignet, in denen die Belange von Minderheiten in besonderen Weise berücksichtigt werden sollen, wo eventuell gravieren-

de Risiken abzuwägen sind oder wo nicht allein die Summe der positiven Aspekte den Ausschlag geben kann oder soll. Dies erscheint besonders angebracht bei vielen umwelt-relevanten Entscheidungsprozessen, wo einzelne Mindest- oder Höchstgrenzen eingehalten werden sollen, egal wie gut andere Kriterien beurteilt werden, wo das Vorsorgeprinzip zum Tragen kommen soll oder bei verteilungsrelevanten Fragestellungen.

II.5.2 Technische Aspekte

ELECTRE III zeichnet sich durch eine konsequente Berücksichtigung der Datenunsicherheiten aus: Ein Vergleich zwischen zwei Werten wird daher in der Regel nicht scharf und eindeutig entschieden, sondern unscharf, eben fuzzy: „Es gibt mehr Argumente für ..., es hat den Anschein, dass ...“ Dementsprechend sind auch die Ergebnisse der Auswertung als fuzzy (unscharf) zu verstehen. Dadurch wird der Formalismus zwar ein wenig umständlicher, aber die Belastbarkeit und Grenzen der Aussagen bleiben ständig präsent. Dies bildet eine zusätzliche Motivation, weshalb geringe Unterschiede zwischen Kriterienwerten, dem Konkordanz- oder Kreditabilitätsindex, üblicherweise nicht als signifikant angesehen werden.

Ferner können alle Daten in ihren natürlichen Einheiten verwendet werden. Relevant ist allein der direkte Vergleich zweier Fälle in den Einheiten des Kriteriums bzw. ihr Vergleich mit den jeweiligen Schwellen für Indifferenz, Signifikanz und Veto. Daher ist dieses Verfahren gut geeignet, sowohl heterogene als auch qualitative Daten in konsistenter Weise zu behandeln.

Des Weiteren sind das Verfahren und sein Ergebnis ‚invariant unter Skalentransformation‘, vgl. Ebert & Welsch (2004). Bei Aggregation mit einer gewichteten Summe ist das nicht erfüllt, weil die einzelnen Gewichtungen Umrechnungsfaktoren zwischen den verwendeten Einheiten darstellen und daher an diese gebunden sind. In ELECTRE III beziehen sich dagegen die verwendeten Gewichte auf den Beurteilungsgesichtspunkt und nicht auf das konkrete Kriterium. Daher ist es leicht möglich, einen Indikator zu ändern, auszutauschen oder zu ergänzen, ohne deswegen die Kriteriengewichte ändern zu müssen.

Eine Sensitivitätsanalyse ist absolut unerlässlich, um den Einfluss der unterschiedlichen subjektiven Elemente analysieren und einschätzen zu können. Insbesondere ist dabei der Einfluss der Schwellenwerte zu untersuchen, die die Grundlage für eine Über- oder Unterordnung der verglichenen Fälle bilden. Ferner sind immer die Gewichte zu überprüfen.

II.5.3 Einschränkungen bei ELECTRE III

Es ist Ziel der Methode, verschiedene gegenläufige Kriterien zusammenzuführen und unter den verschiedenen Fällen eine endgültige Reihenfolge zu destillieren, also letztlich auf die eindimensionale Frage „ist Fall a besser als Fall b“ zu resümieren. In ELECTRE III

wird dabei über alle Einzelkriterien und alle paarweisen Vergleiche aggregiert. Danach lässt sich im Endergebnis nicht mehr ablesen, welche Kriterien eine besonders große Rolle für oder gegen eine bestimmte Einordnung gespielt haben. Dazu muss man die Teilschritte der Aggregation analysieren. Wenn daher eine große Transparenz insbesondere hinsichtlich bestehender Zielkonflikte gewünscht ist, dann ist ELECTRE III eventuelle nicht die bestmögliche Methode.

Aufgrund der unterschiedlichen technischen Elemente von ELECTRE III ist die Ausführung durch einen erfahrenen Anwender sehr angeraten. Dieser sollte – in Abstimmung und Dialog mit den Akteuren und Trägern des Entscheidungsproblems – das Verfahren strukturieren, die relevanten Beurteilungsgesichtspunkte modellieren und evt. auch die paarweisen Vergleiche moderieren. Von Roy & Bouyssou (1993) ist – aufgrund des konstruktiven Ansatzes – eine solche aktive Rolle bzw. der Diskurs explizit gewünscht, selbst wenn das Verfahren dadurch aufwändiger in der Durchführung wird. Aus dieser Perspektive erscheint der Mangel an Interaktion als ein negativer Punkt bei anderen Entscheidungsverfahren.

Aus Sicht der Theorie kann es als Nachteil angesehen werden, dass ELECTRE III nicht geschlossen axiomatisch begründet, sondern (nur) plausibilisiert ist. Für Roy & Bouyssou (1993) ist aber nicht die Theorie, sondern der Konsens der Akteure das entscheidende Kriterium für die Güte einer Methode. Daher versucht ELECTRE III angemessen bzw. erfolgreich mit dem Entscheidungs- bzw. Aggregationsproblem umzugehen. Inwieweit eine geschlossene Theorie möglich oder sinnvoll ist, mag bei wechselnden Fragestellungen, Akteuren, Kontexten und unter Unsicherheiten infrage gestellt werden, zudem, wenn man bedenkt, dass Inkongruenzen, Ambivalenzen und Intransitivität alltäglich im menschlichen Verhalten und Entscheiden sind.

II.6 Gewichtung der Wirkungskategorien – Methode des Umweltbundesamt

In der vorliegenden Arbeit werden die Umweltauswirkungen des Verkehrs gesamthaft bewertet bzw. wird analysiert, inwieweit sich die multi-kriterielle Bewertungsmethode und die TERM-Indikatoren dazu eignen. Zur Bewertung muss die Bedeutung bzw. relative Gewichtung der jeweiligen Umweltwirkungskategorie bestimmt werden, wie im vorigen Abschnitt dargelegt. Idealerweise werden diese relativen Gewichtungen im Diskurs mit den Akteuren des Entscheidungsprozesses bestimmt, so die konstruktive Grundphilosophie. Statt dieser zeitintensiven Interaktion sollen hier allgemein abgeleitete Gewichtungen angesetzt werden.

Hinsichtlich der Frage, welche Umweltwirkungen im allgemeinen zu betrachten sind, existieren weit reichende Vorgaben: Nicht zuletzt listen die beiden einschlägigen EU-

Richtlinien zur Umweltbewertung von Projekten bzw. von Plänen, Programmen und Strategien (DIR 1985/337/EEC; DIR 2001/42/EC) eine ganze Reihe von typischen Wirkungsbereichen auf, die sich weitgehend mit den etablierten Umweltwirkungskategorien nach der Methodik der Ökobilanzierung decken (DIN ISO 14.040/41). Allerdings ist weder nach der einen noch nach der anderen Methode vorgegeben, welches Gewicht einzelnen Umweltproblemen beigemessen werden soll. Dabei stellt sich natürlich die Frage, wer eine solche Gewichtung vorgeben könnte und nach welcher Methode.

Eine Möglichkeit besteht darin, eine Gewichtung aus gesellschaftlichen Zielvorgaben abzuleiten. Dies wurde vom Umweltbundesamt zur verbindlichen Anwendung in seinen Ökobilanzen durchgeführt (UBA 1999). Die Aufgabenstellung bei Ökobilanzierungen, nämlich die ganzheitliche Bewertung der Umweltauswirkungen von Produkten und Prozessen, ist vergleichbar mit dem Ziel dieser Arbeit. Weil darüber hinaus Ökobilanzen seit den 90'er Jahren international kodifiziert sind (DIN ISO 14.040-43), weil das Umweltbundesamt die für Deutschland zuständige Behörde für Umweltfragen ist und für Europa keine ähnlichen Vorgaben vorliegen, und weil diese Methode bisher noch nicht intensiv analysiert wurde, wird sie hier zur Ableitung der Kriteriengewichte für die einzelnen Umweltwirkungskategorien übernommen. Dabei wird analysiert, inwieweit die Bewertungsmethode nach UBA übertragbar ist und welche Ergebnisse sie in Kombination mit ELECTRE III hervorzubringen vermögen bzw. umgekehrt, wo die Grenzen und Schwierigkeiten einer solchen Anwendung liegen.

Dazu wird in diesem Abschnitt die Methode dargestellt und kritisch analysiert. Im Kapitel IV wird sie dann konkret auf die TERM-Indikatoren angewendet und, soweit nötig, angepasst. Eine solche kritische Analyse ist möglicherweise auf Konferenzen und in Arbeitskreisen geleistet worden, im referierten Schrifttum ist sie aber bisher nicht veröffentlicht. Die Kombination mit ELECTRE und die Anwendung auf den Verkehrssektor sind, meines Wissens, originell.

Eigentlich liegt ein methodischer Widerspruch vor: Nach dem konstruktivistischen Grundansatz von ELECTRE III müsste die Bewertung jeweils von den Akteuren des konkreten Entscheidungsproblems getragen bzw. durchgeführt werden. Daher ist es von vorn herein fraglich, ob es eine für alle umweltrelevanten Bewertungssituationen gültige Kriterienbewertung gibt, wie sie von UBA vorgelegt wird. Diese Frage kann hier nicht gelöst werden. Hier sollen die Bewertungen von UBA im Sinne einer Arbeitshypothese verwendet werden. Für einen anderen Anwendungsgegenstand oder bei anderen Akteuren mögen diese Werte nochmals überprüft und ggf. modifiziert werden. In dem Maße, in dem die Ergebnisse nicht allein mit einem einzigen Satz von Bewertungen bestimmt werden, sondern die Bandbreite der möglichen Einzelbewertungen, mit denen das Gesamtergebnis stabil bleibt ermittelt wird, verliert die oben aufgeworfene Frage ihr praktisches Interesse.

II.6.1 Die ökologische Bedeutung

Das Umweltbundesamt schlägt zunächst eine Reihe von Kriterien vor, um die Wichtigkeit der verschiedenen Wirkungskategorien abzuleiten - ihre Normierung und Ordnung in der Terminologie der Ökobilanzen - und erläutert dann die Methode der Auswertung. Im Anhang wird dann das verfügbare Wissen zusammengefasst und hinsichtlich der Kriterien aufbereitet und schließlich gibt das Amt seine eigene Bewertung der ökologischen Bedeutung für jede Wirkung. Diese Methode wird für die Anwendung hier in Anlehnung an Grunwald (2002:189) nach den folgenden Gesichtspunkten analysiert:

- Was ist das übergeordnete Ziel der Bewertung und die Intention der Teilschritte?
- Was wird als relevant und wichtig angesehen bzw. abgegrenzt?
- Wie, d.h. in welchem Verfahren, wird die Relevanz und Wichtigkeit bestimmt?
- Wer bestimmt Wichtigkeit, also welche Akteure sind in welchen Rollen beteiligt?

Ökobilanzen nach der Internationalen Standardisierungsorganisation (DIN ISO 14.040ff) beziehen sich auf Produkte oder Prozesse. Hier wird eine mögliche Anwendung zur Systembewertung analysiert und damit ist ein gewisser Transfer zu leisten. Eine Integration der Methode oder einzelner Elemente in Strategischen Umweltprüfungen (DIR 2001/42/EC), z.B. von Verkehrsinfrastrukturprogrammen, könnte eine lohnende Erweiterung und Fortführung darstellen. Die genaueren methodischen und institutionellen Bedingungen bedürfen allerdings einer eigenen Analyse, die hier nicht vorgenommen wird.

II.6.1.1 Übergeordnetes Ziel der Bewertung

Wenn zwei Produkte oder Prozesse in einer Ökobilanzen verglichen werden, ergeben sich häufig sowohl ökologische Vorteile wie Nachteile auf beiden Seiten. Um ein Gesamtergebnis abzuleiten ist daher eine Bewertung der unterschiedlichen Wirkungen relativ zueinander gefordert. Dabei ist der Rahmen der entsprechenden DIN ISO-Normen 14.042 und 14.043 sehr eng gesetzt: Eine Umrechnung der Ergebnisse der einzelnen Wirkungsindikatoren durch numerische Faktoren ist bei vergleichenden Ökobilanzen nicht erlaubt, wenn die daraus abgeleiteten Aussagen zur Veröffentlichung bestimmt sind (UBA 1999:10,29f). Damit sind kardinale Auswerteverfahren für vergleichende Ökobilanzen nicht DIN ISO-konform. Eine Rangbildung der Wirkungskategorien auf einer ordinalen Skala ist dagegen erlaubt, unter Verweis auf die zugrunde liegenden Werthaltungen. Die Kriterien für Normierung und Ordnung sind zu begründen.

Das Umweltbundesamt hat sich verpflichtet, den einschlägigen DIN ISO-Normen in seinen Ökobilanzen zu folgen. Hier werden im folgenden die Kriterien dargestellt und diskutiert, „mit denen eine transparente und reproduzierbare Abwägung zwischen unterschiedlichen Umweltaspekten ermöglicht wird“ (UBA 1999:1). Ferner wird eine Methode zur

Normierung, Ordnung und Auswertung festgelegt, wie wissenschaftliche Kenntnisse und subjektive Werturteile zur Gesamtgewichtung zusammengeführt werden. Ein „Beurteilungsgremium“ soll die wesentlichen Akteure und unterschiedlichen Werthaltungen reflektieren und die Gesamtbeurteilung nach den gegebenen Kriterien und der festgelegten Methode abgeben.

II.6.2 Bewertungskriterien

Das Umweltbundesamt schlägt drei Kriterien vor, um die Bedeutung einer jeden Umweltwirkungskategorie zu bestimmen:

- A. Ihre Ökologische Gefährdung,
- B. den Abstand zwischen dem aktuellen und dem angestrebten Umweltzustand und
- C. den spezifischen Beitrag des analysierten Systems.

Die ersten beiden Kriterien spiegeln den Umweltzustand im Allgemeinen wider, analog den etablierten Kategorien der Risikobewertung, Schwere und Eintrittswahrscheinlichkeit einer Wirkung. Das dritte Kriterium bezieht sich auf das Gewicht des Systems relativ zu Gesamt.

In Ökobilanzen werden ähnliche Effekte üblicherweise zu Klassen gleicher Wirkungen zusammengefasst. Etabliert ist eine Zahl von zehn bis vierzehn Wirkungskategorien, beispielsweise Treibhauseffekt, Versauerung, Eutrophierung, Photosmog, etc. (s. **Tabelle 12** für die von UBA (1999) verwendeten Klassen). Während diese Aufzählung wenig kontrovers ist, arbeiten unterschiedliche Autoren mit unterschiedlichen Einteilungen. Manchmal hat dies keine praktische Konsequenz und eine weitere Diskussion ist müßig, in anderen Fällen suggeriert eine bestimmte Klassifizierung bereits eine bestimmte Bewertung bzw. erschwert eine andere.

In der UBA-Methode werden drei übergeordnete Schutzgüter gesetzt: ‚Menschliche Gesundheit‘, ‚Struktur und Funktion von Ökosystemen‘ sowie ‚natürliche Ressourcen‘. Diese Schutzgüter sind nicht verhandelbar und für Deutschland mit Verweis auf einschlägige Gesetze abgeleitet (UBA 1999:12). Der Natur wird also ein Eigenrecht jenseits einer unmittelbar praktischen Nützlichkeit zugeschrieben.

II.6.2.1 Ökologische Gefährdung

Die *ökologische Gefährdung* wird gemäß einer wissenschaftlich begründeten Ursache-Wirkungs-Kette bestimmt. Die Bedeutung wird als umso größer eingeschätzt,

- A1. je größer die geographische Reichweite der Wirkung ist, von lokaler zu globaler Skala;
- A2. je weniger reversibel die Wirkung ist, also ihre zeitliche Reichweite;

A3. wenn eine umso höhere Systemebene betroffen ist: Ein gesamtes Ökosystem zählt mehr als eine einzelne Spezies, mehr als ein einzelnes Habitat mehr als ein bestimmtes Individuum;

A4. je unsicherer das Wissen über die Wirkung ist, sowohl im Hinblick auf die Daten als auch auf die Eintrittswahrscheinlichkeit.

Mit diesen Unterkriterien sollen die verschiedenen Dimensionen einer Wirkung auf Umwelt, Gesundheit und Ressourcen in Bezug auf räumliche und zeitliche Reichweite, Funktion und Schwere sowie die assoziierten Unsicherheiten berücksichtigt werden. Sie spiegeln die ethische Position einer Verantwortung für Bevölkerung und Umwelt weltweit und eine Berücksichtigung künftiger Generationen wider. Damit sind diese Prinzipien im Einklang mit der 'Rio Declaration on Environment and Development'³, wonach intra- und intergenerationelle Gerechtigkeit bzw. Gleichheit als Grundprinzip einer Nachhaltigen Entwicklung postuliert werden (Rio Declaration 1992).

Das Vorsorgeprinzip ist an verschiedenen Stellen verankert: Unsicherheiten werden auf- und nicht abgewertet, wachsende Hierarchieebenen werden als umso wichtiger bewertet.

Diskussion

Aufgrund des Vorsorgeprinzips wird der jetzige bzw. ein früher als gut erachteter Zustand als Referenz angesetzt. Da Veränderung aber eine Grundkonstante sowohl von natürlichen als auch von sozialen Systemen ist, müssen die Änderungsbedingungen betrachtet werden: Die Rate relativ zu einer als natürlich erachteten Hintergrundrate, die Anpassungs- und Widerstandsfähigkeit von (Öko-)Systemen, etc.

Das Sub-Kriterium der Irreversibilität ist nur qualitativ beschrieben und ein ungenaues Konzept: Veränderungen sind nicht folgenlos reversibel; daher ist es eine Frage der subjektiven Einschätzung, wann und inwieweit eine Wiederherstellung als hinreichend akzeptiert werden.

II.6.2.2 Abstand zum Ziel

Mit dem zweiten Kriterium, dem Abstand zum Ziel, werden explizit wertende Elemente zusammen gefasst. Der Abstand wird als umso größer angesehen,

B1. je mehr der aktuelle vom angestrebten Ziel, dem Umweltqualitätsziel, entfernt ist oder

B2. je größer der Handlungsdruck ist, das Umwelthandlungsziel,

B3. je mehr der aktuelle bzw. antizipierte Trend vom angestrebten Ziel wegführt,

³ Rio Declaration 1992: Grundsatz 1: Anthropozentrismus und das Recht „auf ein gesundes und produktives Leben in Einklang mit der Natur“. Grundsatz 3: Intra- und inter-generationelle Gleichheit. Grundsatz 10: Öffentliche Teilhabe an Entscheidungsprozessen über Umweltbelange und das Recht auf angemessenen Zugang zu Umweltdaten. Grundsatz 15: Vorsorgeprinzip.

B4. je schwieriger - technisch, ökonomisch, sozial - die nötigen Änderungen eingeschätzt werden.

Das erste Sub-Kriterium (B.1) kombiniert die wissenschaftliche Einschätzung über den aktuellen Umweltzustand mit einer wertenden Einschätzung hinsichtlich eines angestrebten Zielzustandes. Für das Umweltbundesamt ist das Ziel ein ökologisch nachhaltiger Zustand. Dies erfordert daher die Einschätzung, was als nötig und annehmbar angesehen wird, so dass „die heutigen Generationen ihre Bedürfnisse befriedigen können, ohne die Möglichkeiten zur Bedürfnisbefriedigung künftiger Generationen zu gefährden“ (WCED 1987:§27).

Das Sub-Kriterium zur Trendentwicklung (B.2) führt ein prospektives Element in die Einschätzung ein, ebenfalls in Übereinstimmung mit dem Vorsorgeprinzip. Allerdings ist dazu für jede Wirkungskategorie eine recht komplexe Verknüpfung verschiedener Elemente nötig: Was ist der wahrscheinlichste Trend in der Gesellschaft als Ganzer und was werden die Auswirkungen auf Umwelt und Gesellschaft sein? Zur Beantwortung müssen zumindest aktuell und zu erwartende Maßnahmen, technische Entwicklungen und gesellschaftliche Verhaltensweise eingeschätzt werden und mit Wirkungsabschätzungen für die jeweiligen Kategorien versehen werden.

Das Sub-Kriterium B.3 verlangt eine ähnliche, allerdings nochmals kompliziertere Einschätzung hinsichtlich der Maßnahmen, die nicht im Trend liegen: Mit welchen Maßnahmen wäre es möglich, das angestrebte Ziel zu erreichen, in welchem Maße könnten diese Maßnahmen eingeführt werden bzw. mit welchen Widerständen wäre zu rechnen und wie effektiv wäre letztlich die Umsetzung?

Diskussion

Der Zielzustand verlangt eine normative Setzung. In der Tat haben die Zielwerte, die das Umweltbundesamt annimmt (UBA 1999:A1ff.), teilweise eine globale Geltung. Das übergeordnete Schutzziel leitet sich oft von einer globalen oder kontinentalen Zielsetzung ab, entsprechend der Natur der betrachteten Wirkung. Z.B. entspricht dem Treibhauseffekt eine globale Skala, für Eutrophierung und Versauerung sind kontinentale Maßstäbe angemessen. In einem zweiten Schritt werden diese übergeordneten Ziele, soweit möglich nach wissenschaftlichen Abschätzungen, in nationale Ziele übersetzt. Dieses Vorgehen entspricht einer globalen Verantwortlichkeit, wie im Konzept der Nachhaltigen Entwicklung gefordert. Damit werden die nationalen Bewertungs- und Entscheidungsprozesse in einen globalem Rahmen eingeordnet. Allerdings liegt auch genau in diesem Vorgehen eine Herausforderung hinsichtlich der Legitimierung sowohl in Bezug auf die universellen Ziele als auch in der Art und Weise, wie diese national übertragen werden.

II.6.2.3 Spezifischer Beitrag

Der *spezifische Beitrag* quantifiziert den Anteil, den das betrachtete Produkt, Prozess oder System relativ zu den Gesamtwirkungen im Kontext, hier in Deutschland, hat. Beispiele sind der Anteil an den Treibhausgasemissionen oder der relative Beitrag von den kritischen versauernden Einträgen, je nach Wirkungskategorie und Charakterisierungsfaktor. D.h. für jede Wirkungskategorie wird ein bestimmter Prozentwert ermittelt. Der größte Wert wird als Referenz genommen, um alle anderen spezifischen Beiträge relativ dazu zu normieren. Die normalisierten Werte werden dann in Klassen à 20% in eine äquidistante Intervalskala von A bis E übertragen, wobei A für die oberste Klasse (100-80%) und E für die unterste Klasse (20-0%) vergeben wird. Man kann dabei eine optimistische oder pessimistische Zuordnung wählen: Entweder gehört der Grenzwert in die obere oder in die untere Kategorie. In dieser Arbeit wird im Zweifelsfall der Mittelwert gebildet und des weiteren die mögliche Unsicherheit über Sensitivitätsanalysen abgeschätzt.

Für den spezifischen Beitrag werden keine weiteren Sub-Kriterien gegeben.

Diskussion

Der spezifische Beitrag setzt die Umweltwirkung des betrachteten Systems zur Gesamtwirkung bzw. –belastung in Relation. Damit diese Operation sinnvoll ist, müssen also die Daten die gleichen räumlichen und zeitlichen Bezüge haben, ähnlich konsistent und von vergleichbarer Qualität sein. Das erscheint bei unterschiedlichen Ursache-Wirkungsketten, bei denen nicht selten administrative Grenzen überschritten werden, nicht immer selbstverständlich. Genauere Ausführungen dazu in Kapitel IV anlässlich der Datenaufbereitung. Insbesondere im Hinblick auf den internationalen Verkehr ist beispielsweise zu beachten, dass sich Treibhausgas- und Schadstoffemissionen einerseits und der Verbrauch fossiler Kraftstoffe andererseits je auf ein und dasselbe Territorium wie der Referenzwert beziehen.

Wie hoch der spezifische Beitrag und damit mittelbar das Gewicht der Wirkungskategorie ist, hängt allerdings auch vom Indikator und seiner Einheit ab. Wenn der Zusammenhang zwischen Ursache und Wirkung nicht linear ist, wie beispielsweise bei den Wirkungskategorien Photosmog, Versauerung, Treibhauseffekt, u.a.m., dann macht es einen großen Unterschied, welcher Wirkungsindikator zugrunde gelegt wird: Soll der spezifische Beitrag im Fall von Photosmog bezogen werden auf die Emissionen von Vorläufersubstanzen, auf die Immissionskonzentration oder auf die resultierenden gesundheitlichen oder ökologischen Schäden? Das Umweltbundesamt behilft sich, indem entweder Umwelthandlungs- oder Umweltqualitätsziele, sprich Belastungs- oder Zustandsindikatoren (pressure oder state), in der Handreichung quasi vorgegeben sind und damit der Be-

zugswert implizit festgelegt ist. Wie aber im Fall von anderen oder mehreren, nicht proportionalen Charakterisierungsfaktoren vorgegangen werden soll, ist nicht diskutiert.

Die Abhängigkeit des spezifischen Beitrages auch nur einer Wirkungskategorie von der verwendeten Einheit kann Folgen für die Gesamtbewertung haben: Der Bewertungsfaktor A bis E wird nach Normierung auf den höchsten Wert bestimmt. Wenn dieser Normierungswert sich unter Skalentransformation also ändern kann, dann können sich mit ihm sowohl die absoluten Werte als auch die relativen Verhältnisse aller spezifischen Beiträge ändern.

Ferner muss – mit ähnlichen Konsequenzen – die Unsicherheit der Daten und damit die potentielle Willkür bei der Klasseneinteilung berücksichtigt werden. Aus all diesen Gründen ist eine systematische Sensitivitätsanalyse an dieser Stelle zwingend, um den Einfluss unterschiedlicher Gewichtungen des spezifischen Beitrags zu analysieren.

II.6.2.4 Wer bewertet?

Die Kriterien ‚ökologische Gefährdung‘ und ‚Abstand zum Ziel‘ liefern einen wissenschaftlich fundierten Hintergrund für die Bewertung. Ein Beurteilungsgremium soll „in einem diskursiv-subjektiven Abwägungsprozess“ (UBA 1999:16) eine Bewertung auf einer ordinalen Skala von A bis E (sehr hoch, hoch, mittel, niedrig, sehr niedrig) abgeben.

Für alle eigenen oder beauftragten Ökobilanzen hat das Umweltbundesamt nach einem internen und externen Konsultationsprozess eine verbindliche Bewertung getroffen. Diese Bewertung soll als Standard für alle Ökobilanzen und unabhängig vom konkreten Untersuchungsgegenstand bis zur nächsten Überarbeitung gelten (**Tabelle 12**).

Wirkungskategorien	Ökologische Gefährdung	Abstand zum Ziel
Treibhauseffekt	A	A
Naturraumbeanspruchung	A	B
Versauerung	B	B
terrestrische Eutrophierung	B	B
aquatische Eutrophierung	B	C
Stratosphärischer Ozonabbau	A	D
Energie	C	B
Photooxidantien ¹⁾	D	B
Lärm	nicht operationalisiert	
Unfälle ²⁾	nicht behandelt	
direkte Human- und Ökotoxizität	nicht operationalisiert	
1) In UBA (1999) wird die gesundheitliche Bedeutung von Feinstaub/PM ₁₀ nicht behandelt. Nach heutigem Wissensstand ist dies unvollständig (WHO 2004; RL 1999/30/EG).		
2) „Allgemeine Risiken“ sind nach UBA (1999:14) „grundsätzlich zu behandeln“, aber nicht ausgeführt.		

Tabelle 12: Umweltwirkungskategorien und ihre Bewertung durch das Umweltbundesamt in Bezug auf die Kriterien ‚Ökologische Gefährdung‘ und ‚Abstand zum Ziel‘, nach Schwere geordnet (UBA 1999:A2-1ff.). A/B/C/D/E entspricht sehr groß/groß/mittel/niedrig/sehr niedrig.

Diskussion

Die Auswahl der Mitglieder des Beurteilungsgremiums, ihre Rollen und Entscheidungsverfahren sind nicht näher spezifiziert. Diese nicht-definierten Bereiche mögen der Subjektivität der Bewertung Rechnung tragen, die durch noch stärker vorgeschriebene Verfahren entsprechend eingeschränkt wäre. Allerdings können unterschiedliche Effekte das Beurteilungsergebnis beeinflussen, vgl. Bell et al. (2001), Cashmore (2004), Noble (2004): Vorurteile bzw. Gewöhnung aufgrund von Expertenwissen; größere Risikowahrnehmung in Bereichen des Nicht-Wissens, wenn Kinder oder man selbst betroffen ist; nicht-rationale, inkonsistente oder widersprüchliche Beurteilungen; Anpassung des Urteils an Mehrheitsmeinungen oder taktisches Verhalten, um bestimmte Ergebnisse herbeizuführen; Verwässerung des objektiv besten Urteils durch Mittelung mit anderen, u.a.m.

Im UBA-Verfahren werden keine Qualitätskontrollen oder Konsistenzprüfungen vorgeschlagen. Dies scheint letztlich der Selbst-Kontrolle durch die Mitglieder des Beurteilungsgremiums und offenbar vor allem einer aufmerksamen Öffentlichkeit überlassen, weshalb Dokumentation, Transparenz und Veröffentlichung essentiell sind. Da die UBA-Bewertungen allerdings allgemeingültig auf verschiedenste umweltbezogene Problembereiche angewendet werden sollen, kann man davon ausgehen, dass sie einer wiederholten Überprüfung durch verschiedenste Gruppen unterzogen werden. Dieser Umstand mag durch das Bewertungsgremium antizipiert werden bzw. worden sein und die Urteile dürften daher akzeptabel, zumindest plausibilisierbar ausfallen. Inwieweit zumindest Konsistenzkontrollen eingebaut und Zufälligkeiten des Vorgehens ausgeschaltet werden könnten, könnte ein lohnendes Feld für weitere Forschungen sein.

II.6.3 Gesamtbewertung und Auswertung

Die Bewertungen der allgemeinen Kriterien ‚ökologische Gefährdung‘ und ‚Abstand zum Ziel‘ werden mit dem systemabhängigen ‚spezifischen Beitrag‘ quasi-arithmetisch gemittelt, um die so genannte „ökologische Priorität“ zu bestimmen. Sie stellt das Gesamtgewicht einer jeden Wirkungskategorie dar, der auf einer „ordinalen Skala“ den Rang jeder Wirkungskategorie definiert. Sachbilanzergebnisse dürfen nicht quer über Wirkungskategorien *unterschiedlichen Rangs* miteinander *verrechnet* werden (UBA 1999:24).

Die Auswertung soll durch Sensitivitätsanalysen ergänzt werden, in denen auch die Randbedingungen variiert und die Ergebnis bestimmenden Parameter identifiziert werden. Zusätzlich soll die Bedeutung der Ergebnisse in Bezug auf die allgemeine Umweltsituation oder konkurrierende Systeme betrachtet werden.

Die Gesamtauswertung hat durch eine verbal-argumentative Abwägung zu erfolgen. Dabei sollen die jeweiligen Vor- und Nachteile der verglichenen Alternativen in Rechnung

gestellt, evt. alle nicht-quantifizierten Aspekte aufgegriffen, die Zuverlässigkeit der Ergebnisse eingeschätzt und die Bedeutung unter Bezug auf die allgemeine Situation bewertet werden, um schließlich zu einer Gesamteinschätzung zu kommen.

Diskussion

Für die Gesamtbewertung werden die Einzelbewertungen der drei Kriterien quasi wie Zahlen behandelt und arithmetisch gemittelt. Ein solche Operation setzt starke Annahmen voraus:

- die Kompensations- bzw. Substitutionsfähigkeit zwischen den Kriterien: Eine hohe Bewertung A kann durch eine niedrigere Bewertung C zu einem Mittelwert B aufgewogen werden;
- alle Kriterien haben gleiches Gewicht: die ‚ökologische Gefährdung‘ geht im gleichen Maße wie der ‚Abstand zum Ziel‘ wie der ‚spezifische Beitrag‘ in den Mittelwert ein;
- die Intervalle haben für alle Kriterien die gleiche Bedeutung, gleiche Orientierung und gleiche Skalierung: Tatsächlich wird hier eine fünfstufige, äquidistante Skala unterstellt.

Offensichtlich werden die Einzelkriterien ‚ökologische Gefährdung‘, ‚Abstand zum Ziel‘ und ‚spezifischer Beitrag‘ als völlig kommensurabel angenommen. Ihre gegenseitige Austauschrate wird auf Eins festgelegt und für alle Kriterien wird faktisch die gleiche Klasseneinteilungen mit je gleicher absoluter Bedeutung und je gleicher Intervalllänge angenommen. Den Skalen liegt also tatsächlich ein kardinales Verständnis zugrunde. Dies muss bei der Vergabe der Bewertungen klar und deutlich berücksichtigt werden, sonst ergeben sich Inkonsistenzen.

Während die Verrechnung jedoch auf der Ebene der Einzelkriterien angewendet wird, wird sie für das Ergebnis, die ökologische Priorität der Wirkungskategorie, verboten. Dies führt eine eigentümliche Diskrepanz zwischen den beiden Ebenen ein, wie das folgende Beispiel illustriert:

Wenn die Bewertung der Einzelkriterien beispielsweise (b,c,c) lautet, wird die ökologische Priorität C vergeben. Ist eines der Einzelkriterium um eine Einheit besser bewertet, beispielsweise (b,b,c), dann erhöht sich die ökologische Priorität auf B. Dieser Unterschied wird im UBA-Verfahren als signifikant postuliert. Dagegen wird aber ein Unterschied von zwei Bewertungseinheiten *innerhalb derselben* ökologischen Priorität als nicht signifikant angesehen. Beispielsweise wird (b,b,c) ebenso wie (b,b,a) als ökologische Priorität B gewertet.

Die Setzung, dass unterschiedliche ökologische Prioritäten nicht miteinander verrechnet werden dürfen, lässt sich nur aus der Versuch verstehen, die Vorgabe nach DIN ISO

14.043 zu befolgen, wonach eine Umrechnung der Ergebnisse der einzelnen Wirkungsindikatoren durch numerische Faktoren bei vergleichenden Ökobilanzen nicht erlaubt ist. Allerdings ist die Multiplikation mit Gewichtungsfaktoren bei weitem nicht das einzige Verfahren zur Aggregation unterschiedlicher Wirkungskategorien. Das UBA-Verfahren scheint daher zu weit zu gehen und in der Folge wird die Klasseneinteilung der ökologischen Prioritäten willkürlich und inkonsistent. In dieser Arbeit wird dieser Klasseneinteilung nicht gefolgt und die Einzelkriterien werden nur zu einer Gesamtsumme aufsummiert. Eine Aggregation von Wirkungskategorien *unterschiedlichen Ranges* wird in ELECTRE III zugelassen.

Nach dem UBA-Verfahren besteht eine *systematische Tendenz* zu mittleren Gesamtergebnissen: Wenn viele Sub-Kriterien und viele Akteure mit je gleichem Gewicht allein statistisch berücksichtigt werden, dann werden gegenläufige Einzelbewertungen nicht durch die Kraft von Argumenten, sondern allein statistisch herausgekürzt. Ferner sind durch die beiden kontext-unabhängigen Kriterien ‚ökologische Gefährdung‘ und ‚Abstand zum Ziel‘ bereits zwei Drittel des Gewichts einer Wirkungskategorie festgelegt und der systemabhängige ‚spezifische Beitrag‘ moduliert dieses Gewicht nur noch. Demzufolge lautet die Gesamtbewertung für die meisten Wirkungskategorie B oder C.

II.6.4 Zusammenfassende Charakterisierung

Die Bewertungsmethode des Umweltbundesamt zur Auswertung von Ökobilanzen, kann wie folgt charakterisiert werden:

- Der Bewertung liegt ein normativer Ansatz zugrunde: Es werden übergeordnete Schutzgüter und ein global nachhaltiger Umweltzustand als Ziele definiert. Das Vorsorgeprinzip ist durchgängig reflektiert.
- Die Bewertung wird auf drei Kriterien fokussiert: Zwei spiegeln den allgemeinen Umweltzustand relativ zum gesetzten Ziel wider. Sie werden von einem Gremium in fünf Klassen bewertet. Das dritte Kriterium reflektiert den konkret untersuchten Gegenstand; seine Bewertungsstufe wird mathematisch bestimmt.
- Die Gesamtbewertung beruht auf dem arithmetischen Mittelwert der drei Einzelbewertungen. Folglich wird eine rechnerische Kompensierbarkeit zwischen den Einzelkriterien angenommen, die auf Ebene der resultierenden ökologischen Prioritäten, also zwischen den Wirkungskategorien, jedoch axiomatisch verneint wird.
- Bei größerer Zahl von Unterkriterien und von Bewertenden führt die Durchschnittsbildung systematisch zu eher mittleren Bewertungsergebnissen. Extreme Positionen werden durch die Methode systematisch herausgekürzt.

- Mit der Methode wird ein Bogen geschlagen zwischen einer rigorosen, auf Fakten beruhenden Methode einerseits und einer offenen, Für und Wider im Diskurs abwägenden Auseinandersetzung und Bewertung andererseits. Zugleich wird ein gleichartiges Bewertungsraster, unabhängig von konkreten Untersuchungsgegenstand, für Umweltbewertungen vorgelegt.
- Ein nicht näher spezifiziertes Bewertungsgremium entscheidet über die Gewichtung der zwei allgemeinen Kriterien zum Umweltzustand. Systematische Konsistenzprüfungen sind nicht eingebaut, sondern zur Qualitätskontrolle wird wesentlich auf eine aufmerksame und fachkundige Öffentlichkeit vertraut.

Mit den beschriebenen Kriterien und dem Verfahren werden Willkürlichkeiten zumindest teilweise eliminiert, andere werden durch Dokumentation überprüfbar gemacht und die subjektiven Urteile fließen an definierten Stellen ein. Wertkonflikte werden so nicht übergangen, sondern identifizierbar und überprüfbar werden. Selbst wenn man nicht die Qualität des Ergebnisses beurteilen kann, so wird durch das Verfahren doch die Qualität der Begründung überprüfbar und ggf. modifizierbar. Damit wird einer zentralen Anforderung an Bewertungsprozesse, u.a. in der Technikfolgenabschätzung, entsprochen. Inwieweit die Bewertung der Ökologischen Priorität einer Wirkungskategorie relativ zu einer anderen akzeptiert wird, hängt wesentlich von der Nachvollziehbarkeit und Rechtfertigung der eingeflossenen Fakten und des Verfahrens ab, der Kompetenz und Glaubwürdigkeit der beteiligten Akteure und der Werte, die sie vertreten - oder auch derjenigen, die ausgeschlossen sind, vgl. Cashmore (2004), Grunwald (2002:154ff, 164, 170,181ff.).

II.6.4.1 Abgleich mit Vorgaben für eine Strategische Umweltprüfung

Die Wirkungskategorien und Beurteilungskriterien für Ökobilanzen nach UBA (1999) sind kompatibel mit den Vorgaben der EU-Richtlinie zur Strategische Umweltprüfung (DIR 2001/49/EG): Gemäß Anhang I f) sind bei einer Strategische Umweltprüfung u.a. zu berücksichtigen:

„die voraussichtlichen erheblichen Umweltauswirkungen ⁽¹⁾, einschließlich der Auswirkungen auf Aspekte wie die biologische Vielfalt, die Bevölkerung, die Gesundheit des Menschen, Fauna, Flora, Boden, Wasser, Luft, klimatische Faktoren, Sachwerte, das kulturelle Erbe einschließlich der architektonisch wertvollen Bauten und der archäologischen Schätze, die Landschaft und die Wechselbeziehung zwischen den genannten Faktoren.“

„⁽¹⁾ Einschließlich sekundärer, kumulativer, synergetischer, kurz-, mittel- und langfristiger, ständiger und vorübergehender, positiver und negativer Auswirkungen.“

D.h. die bei einer Strategischen Umweltprüfung soll zum einen auf die Wirkungen fokussiert werden, nicht auf ihre Ursachen oder vermittelnde Faktoren, wie auch dem UBA-

Ansatz entspricht. Zum anderen sollen möglichst vollständig alle „voraussichtlich erheblichen Umweltauswirkungen“ berücksichtigt werden, was auch Ziel der ganzheitlichen Bilanzierung im Sinne einer Ökobilanz nach DIN ISO 14.040 ist. Die Vollständigkeit der Erfassung hängt aber von zwei Faktoren ab, wie z.B. Grunwald (2002:70f.) heraushebt: Das objektive Wissen, über das die Bearbeiter verfügen (können), sowie die subjektive Bewertung seiner Relevanz für die Fragestellung. Wenn beides transparent dokumentiert ist, kann es kritisch überprüft werden. Während die benutzten Fakten objektiv hinterfragt werden können, lassen sich die subjektiven Einschätzungen nur plausibilisieren und, bei Abweichung, durch eigene Bewertungen ersetzen. Für diese Erheblichkeitseinschätzung nennt die Richtlinie eine Reihe von Kriterien:

„Merkmale der Auswirkungen und der voraussichtlich betroffenen Gebiete, insbesondere in Bezug auf

- die Wahrscheinlichkeit, Dauer, Häufigkeit und Umkehrbarkeit der Auswirkungen;
- den kumulativen Charakter der Auswirkungen;
- den grenzüberschreitenden Charakter der Auswirkungen;
- die Risiken für die menschliche Gesundheit oder die Umwelt (z. B. bei Unfällen);
- den Umfang und die räumliche Ausdehnung der Auswirkungen (geographisches Gebiet und Anzahl der voraussichtlich betroffenen Personen);
- die Bedeutung und die Sensibilität des voraussichtlich betroffenen Gebiets aufgrund folgender Faktoren:
 - besondere natürliche Merkmale oder kulturelles Erbe,
 - Überschreitung der Umweltqualitätsnormen oder der Grenzwerte,
 - intensive Bodennutzung;
 - die Auswirkungen auf Gebiete oder Landschaften, deren Status als national, gemeinschaftlich oder international geschützt anerkannt ist.“ (DIR 2001/49/EG: Anh. II 2)

Offensichtlich greifen die Einzelkriterien zur Wirkungsabschätzung nach UBA (1999) die oben genannte Aspekte auf.

Kapitel III Indikatoren für Umweltwirkungen von Verkehr

In dieser Arbeit werden die Anwendbarkeit und Aussagemöglichkeiten eines konkreten, von öffentlichen Institutionen benutzten und mit Daten hinterlegten Indikatorensystems für die Umweltwirkungen des Verkehrs analysiert. Wenn Einschränkungen im Vergleich zu einem idealen Indikatorensatz bestehen, werden deren Konsequenzen analysiert und ggf. Verbesserungsvorschläge gemacht. Die Ausführungen haben nicht primär das Ziel, ein *ideales* Indikatorensystem an die Stelle des real benutzten Indikatorensatzes zu setzen. Im Gegenteil, es wird positivistisch angenommen, dass die benutzten Indikatoren das Ergebnis eines vorangegangenen Entwicklung- und Auswahl-Prozesses sind, der das Wissen, aber auch die verschiedenen Positionen, Interessen und Beschränkungen der beteiligten Akteure *bestmöglich* reflektiert. Damit soll dem – von außen zunächst nicht bekannten – Kontext und ggf. Kräftespiel Rechnung getragen werden.

Die Aufgabe einer wissenschaftlichen Untersuchung wird hier darin gesehen, die Konsequenzen im Lichte der heutigen Erkenntnisse zu analysieren: Es wird bewusst der Standpunkt eines Anwenders eingenommen, um zu erfragen, welche Aussagen sind mit den vorgeschlagenen Indikatoren möglich? Welche praktischen, theoretischen oder systematischen Einschränkungen mögen bestehen? Die Ergebnisse dieser Analyse können dann den beteiligten Akteuren zugänglich gemacht werden; es liegt in deren Entscheidung, inwieweit sie daraufhin den zuvor erzielten Kompromiss neu diskutieren wollen. Diese Trennung von Analyse und Entscheidung soll die unterschiedlichen Rollen bzw. die hier eingenommene Position transparent machen. Zugleich entspringt sie einem Grundverständnis bzw. der Prämisse, dass Entscheidungs- und Abwägungsprozesse nicht ausschließlich rationalen oder wissenschaftlichen Kriterien folgen und daher die Ergebnisse einer Analyse allein noch keine direkten Schlussfolgerungen auf eine mögliche Umsetzung zulassen.

III.1 Anforderungen an das Indikatorensystem

Gemäß den Fragestellungen dieser Arbeit wird ein Indikatorensystem gesucht, dass prinzipiell geeignet ist, um die Umweltwirkungen von Verkehr bewerten zu können. Das zu untersuchende System wird nach folgenden Kriterien ausgewählt:

- *Geeignet*: Das Indikatorensystem soll konzipiert sein, um die Einwirkungen von Verkehr auf die Umwelt abzubilden. D.h. Indikatorensysteme, die Verkehr oder Umwelt nur peripher betrachten, kommen grundsätzlich nicht für eine Untersuchung infrage
- *National*: Das Indikatorensystem soll auf nationaler Ebene ansetzen, ohne räumliche Verflechtungen zu ignorieren. Konkreter Bezug ist Deutschland, eingebettet und evtl.

gespiegelt an europäischen Entwicklungen. Alle Indikatoren, die nicht aus einem lokalen Kontext transferiert werden können, kommen grundsätzlich nicht für eine Untersuchung infrage.

- *Strategisch*: Indikatoren sollen im Sinne einer Strategischen Umweltprüfung zur Beurteilung der Wirkungen von Plänen, Programmen oder Politiken geeignet sein. D.h. alle Indikatoren, die primär oder ausschließlich für Projektbeurteilungen entwickelt wurden, beispielsweise in Planfeststellungsverfahren, werden grundsätzlich nicht für die Untersuchung hier in Betracht gezogen.
- *Operationalisiert*: Die Indikatoren müssen tatsächlich mit hinsichtlich Daten hinterlegt sein. D.h. alle Indikatoren, die heute nicht zugleich mit konkreten Daten – hier: mit nationalem Bezug, aktuell und mit einer Zeitreihe von mindestens fünf Jahren – vorgelegt sind, werden nicht betrachtet.
- *Entscheidungsrelevant und anschlussfähig*: Die Indikatoren sollen von politisch verantwortlichen Institutionen aufgestellt sein und benutzt werden. D.h. Indikatoren, die *nicht* in politisch-administrativen Kreisen benutzt werden, werden nur in dem Maße berücksichtigt, als sie mögliche Verbesserungshinweise für das real benutzte Indikatorensystem liefern.

Daneben sind die allgemeinen Anforderungen an Indikatoren zu erfüllen: Wissenschaftlich fundiert, klar verständlich und einfach darstellbar, richtungssicher in der Aussage, und repräsentativ für ein Thema.

III.2 Auswahl des zu untersuchenden Indikatorensystems

Die folgende Tabelle charakterisiert verschiedene Indikatorensysteme, die in Deutschland, Nachbarländern oder auf europäischer bzw. internationaler Ebene vorgelegt wurden, nach den oben aufgestellten Kriterien.

Indikatorenvorschlag	Umwelt und Verkehr	National	Strategisch	Operationalisiert	verwendet
Borken & Höpfner 2002	✓	regional	✓	nein	nein
Borken et al. 2001	✓	✓	✓	✓	nein
Keimel et al. 2004	✓	✓	✓	nein	nein
OECD 2000	✓	✓	✓	nicht mehr	✓
Spillmann et al. 1998	✓	✓	✓	nein	nein
SUMMA 2004	✓	✓	✓	nein bzw. in Entwicklung	
Surburg et al. 2001	✓	kommunal	Projekt	nein	nein
TERM 1999ff.	✓	✓	✓	✓	✓
UBA 1999a	✓	✓	✓	nein	nein

Tabelle 13: Charakterisierung von verschiedenen Indikatorensätzen für Umwelt und Verkehr im deutschsprachigen bzw. europäischen Raum.

Da das Gebiet unübersichtlich ist, soll kein Anspruch auf Vollständigkeit erhoben werden. Es wird als hinreichend erachtet, dass ein Indikatorensystem die aufgestellten Kriterien erfüllt, selbst wenn nicht ausgeschlossen wird, dass es auch andere ähnlich gute Indikatorensätze geben mag. Auch in diesem Sinne versteht sich die Arbeit als angewandt, weil primär analysiert wird, was sich tatsächlich in Anwendung befindet.

Die meisten zitierten Indikatorensysteme erscheinen nach den ersten drei Kriterien geeignet (**Tabelle 13**). Das entscheidende Ausschlusskriterium ist die tatsächliche Verwendung in politisch-administrativen Kreisen, was wiederum die Operationalisierung mit Daten voraussetzt. D.h. im Umkehrschluss, dass zunächst kein Mangel an Indikatoren-Vorschlägen existiert, sondern ein Mangel hinsichtlich ihrer konkreten Anwendung bzw. des Nachweises ihrer Anwendbarkeit, was die konkrete Verfügbarkeit bzw. Bereitstellung von geeigneten Daten impliziert.

Einzig TERM, das Indikatorensystem für die Integration von Umweltaspekten in die europäische Verkehrspolitik (EEA 1999ff) erfüllt alle aufgestellten Kriterien und wird daher im Folgenden näher analysiert.

III.3 Diskussion des Indikatorensystems TERM⁴

Das TERM-Indikatorensystem entwickelt sich mit jeder Auflage weiter. Zwischen den ersten Konzepten (EEA 1999a), verschiedenen Druckauflagen (EEA 1999, 2001, 2002a, 2004) und den unterschiedlichen Versionen von Indikatoren „fact sheets“, die in unregelmäßigen Abständen im Internet⁵ publiziert werden, sind Definitionen oder Ziele für Indikatoren modifiziert worden, wurden einzelne Indikatoren hinzugefügt, weggelassen oder nicht aktualisiert⁶. In dieser Arbeit werden diese Modifikationen, die zum großen Teil als Verbesserungen angesehen werden können, nicht diskutiert. Wenn nicht ausdrücklich anders vermerkt, wird jeweils die letzte verfügbare Fassung des real benutzten, d.h. mit Daten hinterlegten Indikators, nicht eine projektierte Idealversion, als verbindlich angesetzt.

III.3.1 Anwendungszweck von TERM

Der Auftrag für TERM leitet sich aus dem Vertrag von Amsterdam über eine Europäische Gemeinschaft ab. Darin ist das Ziel der nachhaltigen Entwicklung zusätzlich als Aufgabe der Union festgeschrieben. Ferner wurde der Grundsatz verankert, dass die Umweltpolitik in andere Politikbereiche einbezogen werden muss, sie auf keinen Fall erst nachge-

⁴ Dieser Abschnitt folgt in Teilen (Borken & Höpfner 2001: 3-5, 10-11), was aber bisher noch nie veröffentlicht wurde.

⁵ http://themes.eea.eu.int/Sectors_and_activities/transport/indicators. Jedes fact sheet ist mit Veröffentlichungsdatum versehen, frühere Ausgaben werden archiviert.

⁶ Beispiele: Indikatoren für Energieverbrauch, Emission von Treibhausgasen, Lärm, Abfälle bzw. Recycling.

ordnet zu betrachten ist. Dazu wird ein regelmäßiges Beobachtungs- und Berichtssystem benötigt. Der Bericht der Europäischen Umweltagentur (EEA) über "Indikatoren zur Integration von Verkehr und Umwelt in der Europäischen Union – TERM 0" (EEA 1999) will diesem Bedarf nachkommen und zugleich die Integration von Umweltbelangen in allen Aspekten der Verkehrspolitik fördern. Mit dem Indikatorensystem soll

- die Integration von Umweltbelangen in die Verkehrspolitik überprüfbar,
- die Veränderungen umweltrelevanter Größen sichtbar,
- die Effektivität politischer Maßnahmen messbar, und
- die Entwicklung in Richtung Nachhaltigkeit erkennbar werden.

TERM soll als Standard für die Bewertung des Erfolges der einzelnen Mitgliedsstaaten und der jeweiligen Politiken eingeführt werden und auch als Modell für ähnliche Indikatorensysteme in anderen Sektoren (Energie, Landwirtschaft und Industrie) dienen. Als Anwender des Indikatorensystems sind die EU-Kommission und die Mitgliedsstaaten vorgesehen, genauer also Entscheidungsträger in Politik und Verwaltung. Der erste Bericht ist auf das Gebiet der fünfzehn EU-Mitgliedsstaaten beschränkt. Inzwischen wurden auch die Beitrittsländer erfasst (EEA 2002a).

III.3.2 Charakteristika des Indikatorensystems

Integration bedeutet, Umweltbelange in allen (verkehrs-)relevanten Bereichen gleichrangig mit anderen Anforderungen zu betrachten. Damit soll es möglich werden, an den Ursachen von Umweltproblemen anzusetzen und sie bereits im Vorfeld von Entscheidungen berücksichtigen zu können.

In TERM werden sieben verkehrsrelevante Themenbereiche benannt, in denen Umweltbelange zu berücksichtigen sind (**Tabelle 14**). Es werden sowohl die direkten und indirekten Umweltwirkungen, beispielsweise Schadstoffemissionen oder Flächenverbrauch, erfasst, als auch grundlegende Antriebsfaktoren wie die Verkehrsnachfrage oder auch Raum- und Wirtschaftsstrukturen, als auch mögliche Maßnahmen, etwa preisliche oder legislative Maßnahmen.

Für jedes Thema ist ein Oberziel gesetzt, das als Leitfrage formuliert ist. Indikatoren konkretisieren das Thema qualitativ und quantitativ.

Thema	Leitfrage von TERM
Umweltbilanz des Verkehrs	„Verbessert sich die Umweltbilanz des Verkehrs?“
Verkehrsnachfrage und Intensität	„Wird die Verkehrsnachfrage besser bewältigt und der modale Split verbessert?“
Raumplanung und Erreichbarkeit	„Werden Raum- und Verkehrsplanung besser koordiniert, so dass die Verkehrsnachfrage besser mit den Zugangsmöglichkeiten abgestimmt wird?“
Verkehrsangebot	„Wird die Nutzung der vorhandenen Verkehrsinfrastrukturkapazitäten optimiert und die Kombination der Beförderungsarten ausgewogener?“
Preissignale	„Werden die Kosten fair und effizient angerechnet, so dass externe Kosten internalisiert werden?“
Technologie und Auslastung	„Wie schnell werden verbesserte Technologien in die Praxis umgesetzt, und wie effizient werden die Fahrzeuge genutzt?“
Integriertes Umweltmanagement	„Wie effizient werden Umweltmanagement und –monitoring-Systeme eingesetzt, um Politik und Entscheidungsfindung zu unterstützen?“

Tabelle 14: Themen und Leitfragen für die Integration von Umweltbelangen in die Verkehrspolitik bei TERM (EEA 1999: 8; EEA 2001:10).

III.3.3 Ordnung nach Ursache-Wirkungs-Schema DPSIR

Die Indikatoren sollen das Wirkungsgefüge abbilden, das zu Umweltbelastungen durch Verkehr führt, nicht nur die Belastungen selber. Dementsprechend muss ein Erklärungsmodell für Verkehr, seine Ursachen und Wechselwirkungen angenommen werden. Grundsätzlich benutzt die Europäische Umweltagentur dazu ein Schema (DPSIR), wonach eine Wirkungskette von Antriebsfaktoren, Belastungen, Zuständen, Wirkungen und Maßnahmen aufgebaut wird (**Abbildung 5**).

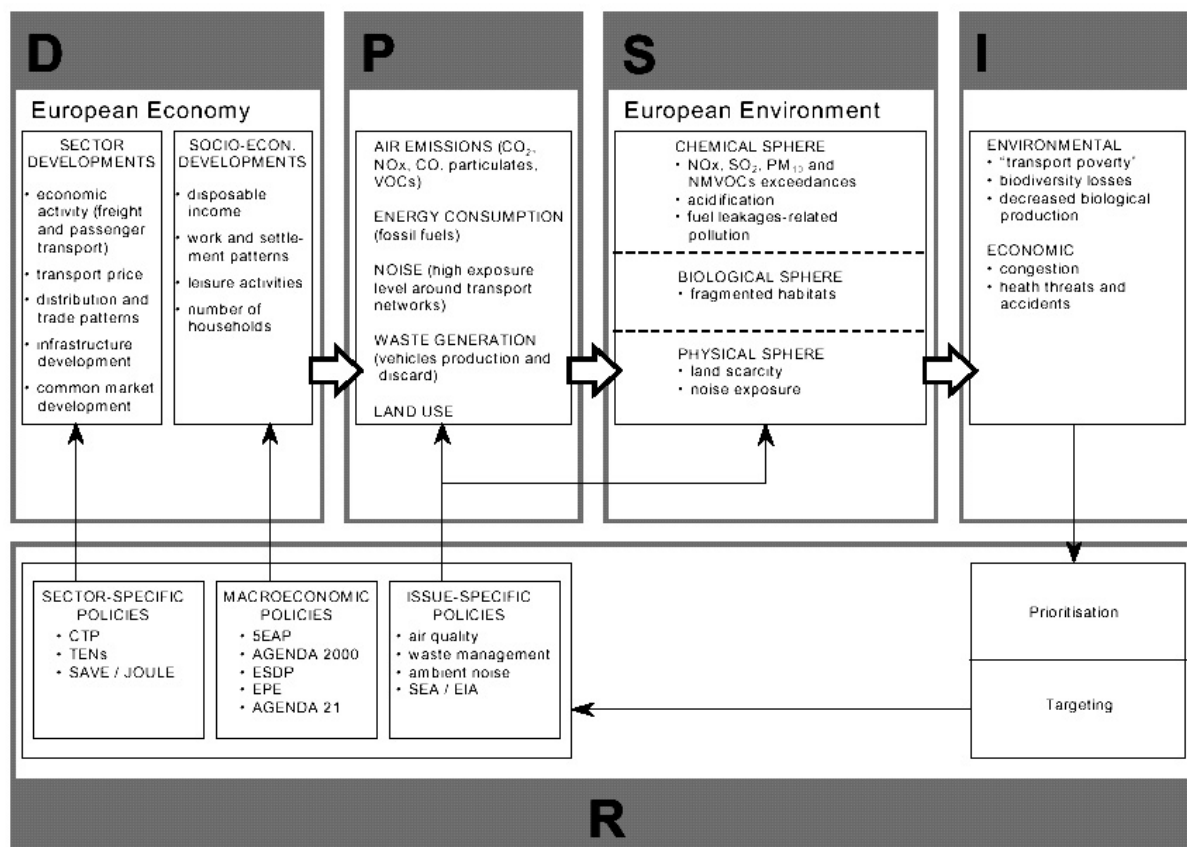


Abbildung 5: DPSIR-Schema in TERM als Ursache-Wirkungs-Kette für Verkehr (EEA 1999: 8).

D – Driving force – Antriebskräfte, hier: ökonomische Aktivitäten, Transportpreise, Entfernungen, Handelsverflechtungen, Infrastruktur- und Marktentwicklungen sowie verfügbares Einkommen, Arbeits- und Siedlungsmuster, Freizeitaktivitäten und Zahl der Haushalte. Diese Antriebskräfte führen zu ...

P – Pressure – Umweltbelastungen, hier: Schadstoffemissionen, Verbrauch von Energie, Lärm, Abfall und Flächenbelegung. Aus den Belastungen resultiert ein ...

S – State – Umweltzustand, hier unterschieden in eine chemische, biologische und physikalische Sphäre. Der Umweltzustand führt zu ...

I – Impact – Wirkungen, hier: Verlust von Biodiversität und biologischer Produktivität einerseits und Stau, Gesundheitswirkungen und Unfälle andererseits. Aus den Wirkungen resultieren...

R – Responses – Maßnahmen, hier: Emissionsauflagen, Renaturierungsprogramme oder steuerliche Belastungen. Sie wirken auf die grundlegenden Antriebskräfte, die Umweltbelastungen oder den Umweltzustand ein. Dies führt seinerseits zu geänderten Antriebskräften, die... (s.o.)

Das DPSIR-Schema dient als Erklärungsmodell und Ordnungsraster für die Auswahl der Indikatoren. Entsprechend der Zielsetzung von TERM werden viele Indikatoren ausgewählt, die man als Hintergrundindikatoren ansehen kann, um die Entstehung und Wirkungszusammenhänge verkehrlicher Umweltbelastungen beschreiben zu können. Grundsätzliche Probleme beim Umgang mit dem DPSIR-Schema sind:

- Der Erklärungsansatz ist eindimensional. So erscheint es beispielsweise nicht einsichtig, weshalb die Maßnahmen nicht auch auf die Wirkungen gerichtet sein können, etwa bei der Verminderung der Zahl der Verkehrsoffer, und stattdessen nur mittelbar über geänderte Antriebe oder Belastungen wirken sollten.
- Das Ordnungsschema führt häufig zu Diskussion über die richtige Klassifikation der Indikatoren, etwa ob Straßenbau eine Reaktion auf festgestellte Engpässe ist oder eine Antriebskraft für mehr Verkehr. Im Prinzip ändert die Klassifikation nicht viel, solange Einigkeit besteht, dass der Indikator zu berücksichtigen ist.
- Wenn tatsächlich kausaler Zusammenhang besteht, dann würde eine Abbildung mit mehreren Indikatoren zu Redundanzen führen. Redundanzen führen bei einer Bewertung aber zu Doppelzählungen, was das Ergebnis verzerren würde.
- Im jetzigen Stand erscheint DPSIR mehr als ein Schema zur Einteilung verschiedener Indikatoren. Echte Ursache-Wirkungs-Beziehungen sind nicht ausgeführt. Daher bleibt die Relevanz vieler Indikatoren für die Umweltwirkungen von Verkehr ungeklärt.

Die einzelnen Indikatoren werden in TERM nicht weiter aggregiert, noch wird eine Gewichtung der Wirkungskategorien oder eine andere Methode vorgeschlagen, um die Summe über alle Indikatoren und Beurteilungsaspekte zu ziehen. Dies wird in dieser Arbeit damit erstmals gemacht.

Für diese Arbeit, die auf die Umweltwirkungen von Verkehr fokussiert, werden ausschließlich die 24 TERM-Indikatoren des Themenbereichs „Umweltbilanz des Verkehrs“ ausgewählt und weiter analysiert (**Tabelle 15**).

#	TERM-Indikatoren für die „Umweltbilanz des Verkehrs“	
1	Endenergieverbrauch	differenziert nach Energie- und Verkehrsträger (Straße, Schiene, Luft, Binnen- und Seeschifffahrt).
2	Treibhausgasemissionen	Emission von Kohlendioxid (CO ₂), Lachgas (N ₂ O) und Methan (CH ₄), differenziert nach Verkehrsträger (Straße, Schiene, Luft, Binnen- und Seeschifffahrt).
3-8	Schadstoffemissionen	Emissionen von NO _x , CO, NMVOC, Primär-PM ₁₀ , NH ₃ und SO ₂ , differenziert nach Verkehrsträger (Straße, sonstige).
9-14	Schadstoffimmission	Konzentrationen bzw. Überschreitungshäufigkeiten von EU-Grenzwerten oder exponierte Bevölkerung hinsichtlich PM ₁₀ , O ₃ , NO ₂ , SO ₂ , Benzol und Blei.
15	Verkehrslärmbelastung	Anteil der Bevölkerung, der im Tag-Nacht-Schnitt einem Schallpegel von <55 dB, 55-65 dB, 65-75 dB und >75 dB durch Verkehr ausgesetzt sind.
16	Verkehrslärmbelästigung	Anteil der Bevölkerung, der sich durch Verkehrslärm sehr belästigt fühlt (nach Verkehrsträger differenziert).
17	Habitatfragmentierung	Durchschnittliche Größe von unbebauten Gebieten, die nicht von Verkehrsinfrastrukturen zerschnitten werden.
18	Nähe von Verkehrswegen zu Schutzgebieten	Zahl der Vogelschutzgebiete und Ramsar-Feuchtgebiete, die eine größere Verkehrsinfrastruktur (Autobahn, Bundes- oder Landstraße, Eisenbahnlinie, Flughafen oder Hafen) in weniger als 5 km Abstand vom Zentrum haben.
19	Flächeninanspruchnahme	Flächeninanspruchnahme in km ² durch Verkehrsinfrastruktur (Überbauung) nach Verkehrsträger.
20	Unfallopfer im Verkehr	Zahl der Unfalltoten und Verletzten im Verkehr (Land, Luft und Wasser), einschließlich der Passagiere, Betreiber und anderer beteiligter Personen.
21-22	Öleinträgen in die Meere	- Unfallbedingte Freisetzung von Öl auf See, - Zahl der bei Überwachungen entdeckten Ölteppiche
23-24	Aufkommen von Altfahrzeugen und von Altreifen	- Zahl der zu entsorgenden Kraft-Fahrzeuge und - Zahl der zu entsorgenden Altreifen

Tabelle 15: Übersicht der TERM-Indikatoren für die Umweltbilanz des Verkehrs (EEA 1999, 2001).

III.4 Diskussion der einzelnen Indikatoren

Die TERM-Indikatoren wurden bereits in zwei Arbeiten des Autors zu Indikatoren für die Beurteilung der Umweltwirkungen von Verkehr in Deutschland jeweils einzeln besprochen und in ihren Kontext eingeordnet (Borken & Höpfner 2001, 2002; Borken et al. 2001). Vergleichbare Arbeiten mit Bezug auf TERM und Deutschland sind nicht bekannt. Daher werden diese Diskussionen im Folgenden aufgegriffen und, wo nötig, mit den Angaben des Umweltbundesamt (UBA 1999) korrigiert bzw. aktualisiert. Anders als in den zitierten Arbeiten soll hier kein ideales Indikatorensystem aufgestellt, sondern die Aussagemöglichkeiten und Einschränkungen der realen TERM-Indikatoren analysiert werden. Dazu wird jeder Indikator nach den folgenden Gesichtspunkten untersucht:

- Inwieweit repräsentiert der Indikator einen (kausalen) Zusammenhang zwischen Verkehr und der Wirkungskategorie?

- b) Werden mit dem Indikator, nach heutigem Wissen, alle ‚erheblichen‘ Wirkungen erfasst und sind die Indikatoren, wenn mehrere vorliegen, überschneidungsfrei?

Diese Diskussion soll helfen, die Repräsentativität und Vollständigkeit der Indikatoren für Verkehr einerseits und die Wirkungen andererseits sowie mögliche Redundanzen einzuschätzen. Dabei wird zunächst auf die ‚relative Vollständigkeit‘ der erheblichen verkehrsspezifischen Umweltwirkungen innerhalb einer jeden Wirkungskategorie untersucht, bevor die ‚absolute Vollständigkeit‘ aller verkehrsspezifischen Wirkungskategorien überprüft wird. Im weiteren Verlauf werden diese Einschätzungen genutzt werden, um das Gewicht der Indikatoren zu bestimmen bzw. zu qualifizieren. Die konkreten Daten werden in Kap. IV diskutiert.

III.4.1 Energieverbrauch im Verkehr

Wirkungskategorie	Sicherheit der Energieversorgung Klimaschutz		
Definition	End-Energieverbrauch im Verkehr, differenziert nach Verkehrsträger (Straße, Schiene, Luft, Binnen- und Seeschifffahrt) und Energieträger (Mineralölprodukte, Gas, Strom, feste Brennstoffe, sonstige).		
Einheit	t Öl-Äquivalente	Datenquelle	EuroStat 2001
Zeitliche Abdeckung	jährl. 1985 – 1998, 2000	Räumliche Abdeckung	alle Mitgliedsstaaten, EEA-17
Bemerkung: Daten von EuroStat enthalten „international bunkers“, d.h. die Kraftstoffe für internationalen Schiffs- und Flugverkehr (EuroStat 2001: 55).			
Quelle: EEA 2002a: 14, 17; TERM 2003 01			

a) Zusammenhang von Verkehr, Indikator und Wirkungskategorie

Nach UBA (1999:A1-47) stellt „die Abnahme des Bestandes an [...] fossilen Brennstoffen ein Umweltproblem an sich dar.“ Im Sinne einer Schonung energetischer Ressourcen wird das in TERM genannte Ziel der ‚Sicherheit der Energieversorgung‘ im weiteren verstanden. Mögliche sicherheitspolitische oder ökonomische Gesichtspunkte liegen außerhalb dieser Arbeit, die auf Umwelteffekte fokussiert.

Idealerweise sollte der Indikator den Verbrauch von fossilen bzw. erschöpflichen Primärenergieträgern (Mineralöl, Erdgas, Kohlen) messen. Der Endenergieverbrauch ist damit über den eingesetzten Brennstoffmix und die jeweiligen Umwandlungseffizienzen korreliert: Faktisch gehen heute 98% der im Verkehr in EU-15 eingesetzten Endenergie auf fossile Brennstoffe zurück (TERM 2003 01), mit deutlich wachsenden Anteilen für Dieselmotoren. Solange sich die Versorgungsstruktur und Umwandlungstechnik nur langsam ändern, kann der gewählte Indikator daher als repräsentatives Maß für den verkehrsbedingten Konsum fossiler Energieressourcen angesehen werden. Unter dieser Voraussetzung ist er *sowohl verkehrs- als auch wirkungsspezifisch*.

Für die Wirkungskategorie ‚Klimaschutz‘ sind primär die Konzentrationen verschiedener Klimagase in der Atmosphäre relevant, für einen zusätzlichen Klimaeffekt also die Menge und Art den hinzukommenden Emissionen, z.B. UBA (1999:A1-59). In der Tat stammt das wichtigste anthropogen freigesetzte Klimagas, Kohlendioxid (CO₂), zum größten Teil aus der Verbrennung fossiler Brennstoffe. Aufgrund der engen Korrelation zwischen Endenergieverbrauch im Verkehr und dem Verbrauch von fossilen (Primär-) Energieträgern, s.o., besteht damit ein ursächlicher Zusammenhang zwischen Energieverbrauch und der Emission von Treibhausgasen. Aufgrund unterschiedlich hoher CO₂-Emissionen je verbrauchter Energieeinheit, in Abhängigkeit von den eingesetzten Primärenergieträgern und ihren Umwandlungseffizienzen, ist der Indikator *zwar verkehrsspezifisch, aber nicht wirkungsnah*. Da der folgende Indikator, Emission von Treibhausgasen, s.u., viel näher an der Wirkung ist, braucht der Energieverbrauch nicht herangezogen zu werden und wird für die Wirkungskategorie „Klimaschutz“ nicht weiter verfolgt.

Anmerkungen:

- Bei der Interpretation des Indikators ist die territoriale Abgrenzung zu beachten. Dies ist besonders relevant für den Flug- und Seeverkehr, der zu großen Teilen außerhalb der nationalen Grenzen stattfindet. Die in TERM benutzten Daten beziehen sich auf die innerhalb der territorialen Grenzen abgesetzte Menge Kraftstoff bzw. Strom, unabhängig davon, ob sie für nationale oder internationale Verkehre verwendet werden (EuroStat 2001: 55).
- Falls auf Basis dieses Indikators Verkehrsträger verglichen werden sollen, deren Energie aus sehr unterschiedlichen Energiequellen und mit unterschiedlicher Effizienz bereit gestellt wird, dann sind grundsätzlich die Energieeinsätze über die gesamte Erzeugungskette, also inklusive der so genannten Vorkette für die Exploration, Aufbereitung und Bereitstellung der Endenergie zu betrachten, damit der Vergleich sinnvoll ist, vgl. z.B. Borken et al. (1999: 39ff).

Beispielsweise wird für den Gütertransport in Deutschland 1996 der Verbrauch für einen mittleren Lastzug mit 40 t zulässigem Gesamtgewicht bei 50% Auslastung mit 1,12 MJ Diesel je tkm angesetzt; für elektrisch betriebene Güterzüge liegt der Endenergieverbrauch zwischen 0,11 MJ/tkm (Ganzzug) und 0,24 MJ/tkm (Einzelwagenzug). Berücksichtigt man die Umwandlungsverluste in der Vorkette, dann sind für einen Transport per Lkw etwa 10% zusätzlich anzurechnen (insg. 1,25 MJ/tkm), für einen Bahntransport etwa das dreifache (0,35 bis 0,81 MJ/tkm) (Borken et al. 1999: 64, 77, 166, 173). Diese Verhältnisse sind repräsentativ für den Unterschied zwischen Antrieb per Verbrennungsmotor und Elektromotor.

b) Vollständigkeit der erheblichen Wirkungen, eventuelle Redundanzen

Bei zeitlich konstanter Korrelation zwischen End- und Primärenergieeinsatz ist der Indikator für die Wirkungskategorie ‚Ressourcenschonung‘ *repräsentativ und vollständig*.

Für die Wirkungskategorie „Klimaschutz“ liefert der End-Energieverbrauch indirekte Informationen und ist als *redundant* anzusehen, weil der Indikator „Emission von Treibhausgasen“ wirkungsnäher ist.

III.4.2 Emission von Treibhausgasen

Wirkungskategorie	Klimaschutz		
Definition	Jährliche Emission von Kohlendioxid (CO ₂), Lachgas (N ₂ O) und Methan (CH ₄), differenziert nach Verkehrsträger (Straße, Schiene, Luft, Binnenschifffahrt)		
Einheit	t CO ₂ / t CO ₂ -Äq. (CO ₂ , N ₂ O, CH ₄)	Datenquelle	EuroStat 2001 / TERM 2003 02
Zeitliche Abdeckung	jährl. 1985 – 1998 / 1990 – 2000, 2010	Räumliche Abdeckung	alle Mitgliedsstaaten / Summe EEA 31
Bemerkung: Daten nach IPCC Reporting Guidelines sind um die CO ₂ -Emissionen des internationalen Schiffs- und Flugverkehrs bereinigt (ohne „international bunkers“). Daten nach EuroStat-Berechnung auf Basis der europäischen Energiebilanz enthält CO ₂ -Emissionen des internationalen Flugverkehrs (EuroStat 2001: 55).			
Quelle: EEA 2002a: 14; TERM 2003 02			

a) Zusammenhang von Verkehr, Indikator und Wirkungskategorie

Nach heutigem Wissen führt ein Anstieg der Konzentration bestimmter Gase in der Atmosphäre, summarische Treibhausgase genannt, zu einer Erwärmung mit weitreichenden Folgen für das globale Klima, z.B. UBA (1999:A1-59). Damit ist die Emission von Treibhausgasen infolge verkehrlicher Aktivitäten ein direktes Maß für seinen zusätzlichen, klimawirksamen Beitrag. Der Indikator ist *sowohl verkehrs- als auch wirkungsspezifisch*.

b) Vollständigkeit der erheblichen Wirkungen, eventuelle Redundanzen

Die Klimawirksamkeit der unterschiedlichen Treibhausgase kann über CO₂-Äquivalente vergleichbar gemacht werden. Nach TERM (2003 02) entfielen im Jahr 2001 in EU-15 ebenso wie EEA-31 die Emissionen des nationalen Verkehrs zu etwa 96% auf Kohlendioxid (CO₂), zu 3% auf Lachgas (N₂O) und der Rest auf Methan (CH₄). Damit kann der Indikator als zunächst vollständig für die *nationalen Emissionen aus verkehrlichen Aktivitäten* angesehen werden.

Hinsichtlich der klimawirksamen Emissionen ist der Indikator jedoch an verschiedenen Punkten *unvollständig*:

- Die Emissionen der Bereitstellung der Kraftstoffe (Vorkette) bleiben unberücksichtigt: Für Mineralölprodukte, die zu ca. 98% den Endenergiebedarf des Verkehrs decken (TERM 2003 01), müssen etwa 15% bis 20% zu den Emissionen aus dem Betrieb hinzugerechnet werden, wenn man die Energiebereitstellungsstruktur von Deutschland zur überschlägigen Rechnung ansetzt (Borken et al. 1999: 131ff.). Auf die elektrisch betriebenen Verkehrsmittel, die ca. 2% der Endenergie im Verkehr konsumieren (TERM 2003 01), entfallen bei dieser Abgrenzung keine Emissionen, was einen Vergleich schwierig machen würde. Solange aber der Mix an Primär-Energieträgern und die Bereitstellungstechnik annähernd konstant bleiben und die fossilen Kraftstoffe weiter dominieren, sind die Emissionen aus dem Betrieb der Fahrzeuge direkt proportional zu den Emissionen über die gesamte Kette.
- Der Indikator erfasst, gemäß IPCC-Konvention, die Emissionen der internationalen Seeschifffahrt und des internationalen Flugverkehrs nicht. Diese in internationalen Gebieten anfallenden Emissionen entsprechen in 2001 etwa 26% der verkehrlichen EU-15 Emissionen und es werden hohe Steigerungsraten erwartet (TERM 2003 02). Wenn die Emissionsdaten für den TERM-Indikator weiter nur nach dem Territorialprinzip angegeben werden, dann wird ein großer und wachsender Teil der klimawirksamen Emissionen unterschlagen. Damit würde die Repräsentativität des Indikators abnehmen.
- Für den Flugverkehr gibt es Hinweise, dass die Menge der Emissionen von CO₂ und N₂O nicht einmal zur Hälfte mit der Klimawirksamkeit des Flugverkehrs korreliert: Es kann sein, dass insbesondere die NO_x-Emissionen in Reiseflughöhe die Strahlungsbilanz besonders nachteilig beeinflussen (verstärkte Bildung von Cirren, Beitrag zur Ozonbildung). Diese Effekte könnten in der Summe ebenso wichtig bis dreimal wichtiger sein wie die Emission von Kohlendioxid durch Flugzeuge (IPCC 1999: 9). In EU-15 entsprechen allein die CO₂-Emissionen des nationalen und internationalen Flugverkehrs⁷ 14% der gesamten CO₂-Emissionen des Verkehrs (TERM 2003 02). Wenn sich aufgrund einer Berücksichtigung der NO_x-Emissionen dieser Anteil noch mehr als verdoppeln sollte und des weiteren die Steigerungsraten des Flugverkehrs hoch bleiben, dann lässt der TERM-Indikator einen bedeutenden Teil der klimarelevanten Emission unberücksichtigt.
- Inwieweit auch andere Verkehrsträger über indirekte Effekte, z.B. Ozon- oder Aerosolbildung, in nennenswertem Maße weitere Klimawirkungen haben, soll in einem

⁷ Verteilung der Gesamt-CO₂-Emissionen des Flugverkehrs zu etwa einem Viertel national, zu drei Viertel international (TERM 2003 02), abgeschätzt aus Verkehrsdaten von Eurocontrol (EEA 2003a: 47).

EU-Forschungsvorhaben (QUANTIFY) in den nächsten Jahren eingehend untersucht werden.

Aufgrund dieser, in der Summe erheblichen Einschränkungen, kann der angegebene TERM-Indikator *nicht als vollständig und in sinkendem Maße als repräsentativ* angesehen werden.

Wie oben erwähnt, gibt es Überschneidungen mit dem Indikator „Endenergieverbrauch“, so dass nur eine der beiden Größen zur Beurteilung der Wirkungskategorie „Klimaschutz“ herangezogen werden sollte.

III.4.3 Emission von Luftschadstoffen

Wirkungskategorie	Schutz der menschlichen Gesundheit vor luftgetragenen Schadstoffen und Schutz von Ökosystemen und der Vegetation vor Versauerung, Eutrophierung und photochemischen Oxidantien (Schutz der Biodiversität).		
Definition	Jährliche Emissionen von NO _x , CO, NMVOC, Primär-PM ₁₀ , NH ₃ und SO ₂ , differenziert nach Verkehrsträger (Straße, sonstige)		
Einheit	t Gase einzeln / t SO ₂ -Äq., t NMVOC-Äq., t Prim.+Sek. PM	Datenquelle	EuroStat 2001 / TERM 2003 03
Zeitliche Abdeckung	jährl. 1985 – 1998 / 2001 Straße: 1990, 2000, 2010	Räumliche Abdeckung	alle Mitgliedsstaaten / Summe EEA 31
Bemerkung: Emissionen des internationalen Schiffs- und Flugverkehrs (LTO und cruise) nicht enthalten (TERM 2003 03). (Offizielle UNFCCC und CLRTAP Daten.)			
Quelle: EEA 2002a: 14; TERM 2003 03; RL 1999/30/EG; RL 2001/81/EG			

a) Zusammenhang von Verkehr, Indikator und Wirkungskategorie

Zu Schutz vor bzw. Reduktion von Schäden an der menschlichen Gesundheit, an Ökosystemen oder der Vegetation soll die Konzentration von Schadstoffen grundsätzlich niedrig, ggf. unterhalb bestimmter Schwellenwerte bleiben. Zu diesem Zweck werden die Emissionen der Schadstoffe bzw. ihrer Vorläufersubstanzen an der Quelle begrenzt. Mit dem Ziel, insbesondere die Konzentrationen bzw. Emissionen von versauernden (hier: SO₂, NO_x, NH₃) und eutrophierenden (hier: NO_x, NH₃) Gasen sowie von Photooxidantien (hier: NMVOC, CH₄, CO, NO_x) zu verringern sowie eine (gesundheitsgefährdende) Konzentration von Partikeln (PM₁₀) bzw. Vorläufersubstanzen (hier: SO₂, NO_x, NH₃) in der Luft zu begrenzen, hat die EU verschiedene Richtlinien erlassen, auf die sich dieser TERM-Indikator bezieht (RL 1999/30/EG; RL 2001/81/EG; RL 2002/3/EG). Die hier vorgeschlagenen Indikatoren beziehen sich auf die Verkehrsemissionen und sind damit *verkehrsspezifisch*.

Besonders die Bildung von Partikeln und troposphärischem Ozon hängt von verschiedenen nicht-linearen, Einflüssen bei Verfrachtung, chemischer oder physikalische Umwandlung und Deposition ab, die zeitlich und räumlich unterschiedlich sind, und auch nicht von

den Emissionen des Verkehrs beeinflusst werden. Als Maß für den potentiellen Einfluss der Emissionen sind kürzlich Umrechnungsfaktoren für großräumige Versauerung, Sekundärpartikelbildung und Ozonbildung vorgelegt worden (de Leeuw 2002). Diese Faktoren können analog zum Global Warming Potential (GWP) für den Treibhauseffekt verstanden werden. Sie sind aus Modellrechnungen abgeleitet, beziehen sich auf mittlere Emissions- und Bildungsverhältnisse in Europa und abstrahieren von kurzzeitigen und kleinräumigen Effekten. Wenn man diese Umrechnungsfaktoren auf die Emissionen des Verkehrssektors anwendet, dann erhält man ein Maß für die potentielle großräumige Bildung der relevanten Schadstoffe, ausgedrückt in Säureeinheiten, Sekundärpartikelmasse und Ozonmasse. Nimmt man an, dass die Menge potentieller Schadstoffe proportional zur tatsächlich wirksamen Menge ist, dann kann der vorgelegte Indikator als *wirkungsnah* hinsichtlich der *großräumigen Effekte* Versauerung, Ozonbildung und Eutrophierung⁸ gelten, insgesamt also für die Schutzkategorie „Schutz der Biodiversität“⁹.

Belastungen bzw. Gefährdungen der Wirkungskategorie „Gesundheit“ können sich bei einer erhöhten Exposition gegenüber Partikeln (PM₁₀) und Ozon ergeben (UBA 1999: A1-40; RL 1999/30/EG; RL 2002/3/EG). Die potentiellen Schadstoffmengen, die sich aus der Anwendung der Umrechnungsfaktoren (de Leeuw 2002) ergeben, können als Maß für den großräumigen Anteil an den jeweiligen Schadstoffkonzentrationen bzw. für ihre langfristige Hintergrundbelastung dienen. Dabei hat der Ferntransport einen Anteil von 40-60% an den Sekundärpartikeln (WHO 1999: 30). Hinsichtlich der tatsächlichen gesundheitlichen Belastung und nicht zuletzt der aufgenommenen Dosis sind aber die lokalen Verhältnisse maßgebend, die durch den mittleren, räumlich und zeitlich abstrahierten Umrechnungsfaktor nicht reflektiert werden. Daher ist dieser TERM-Indikator *für die gesundheitlichen Wirkungen nur eingeschränkt wirkungsnah*.

b) Vollständigkeit der erheblichen Wirkungen, eventuelle Redundanzen

Die vom Indikator erfassten emittierten Schadstoffe repräsentieren alle hinsichtlich Versauerung, (terrestrischer) Eutrophierung und Bildung von Photooxidantien üblicherweise diskutierten (Vorläufer-)Emissionen, vgl. UBA (1999:A1-65, A1-25, A1-39), de Leeuw (2002). Er kann damit als *vollständig für Wirkungen auf Ökosysteme und Vegetation* angesehen werden.

⁸ Legt man den Stickstoffanteil an den emittierten Mengen von NO_x und NH₃ als Maß für die potentiell eutrophierende Emissionen zugrunde (für NO_x 14/38=0,37 und für NH₃ 14/17=0,82. Emissionsmengen des Verkehrs in EEA-31 im Jahr 2001: 7.735 kt NO_x und 78,5 kt NH₃ (TERM 2003 03).), dann haben die Stickstoffoxide einen Anteil von 98% an den gesamten Verkehrsemissionen in EEA-31 im Jahr 2001.

⁹ Für die Wirkungskategorie „Erhalt der Biodiversität“ haben die Stickstoffemissionen des Verkehrs eine große Bedeutung, wenn man Deutschland als Beispiel nimmt. Die (terrestrischen) Ökosysteme sind überwiegend stickstofflimitiert. Insbesondere kommen ca. 80% der gefährdeten Pflanzenarten fast ausschließlich auf stickstoffarmen Standorten vor. Daher wird Stickstoffeinträgen aus der Atmosphäre (terrestrische Eutrophierung) ein erheblicher Anteil am Rückgang der Artenvielfalt zugeschrieben (UBA 1999: A1-25f).

Redundanzen bestehen nicht, denn einzelne Stoffe werden nur deswegen mehrfach gezählt, weil sie in mehreren Pfaden wirken. Von allen Verkehrsemissionen kommt dabei den Stickstoffoxiden (NO_x) eine Schlüsselrolle zu: Ihnen werden für das Jahr 2001 in EU-15 und EEA-31 einen Anteil von ca. 90% an den potentiell sauren Emissionen (in H^+ -Äquivalenten), von ca. 87% an der Summe aus Primär- und Sekundär- PM_{10} und 60% an den Ozonvorläufern (in NMVOC-Äquivalenten), zu denen verkehrlichen NMVOC und CO-Emissionen zu etwa 25 bzw. 15% beitragen (TERM 2003 03, de Leeuw 2002).

Hinsichtlich der Vollständigkeit der Daten sind mehrere Aspekte zu berücksichtigen:

- Wie schon bisher, sind auch hier die Emissionen, die bei der Bereitstellung der jeweiligen Energieträger anfallen, nicht berücksichtigt. Dies ist besonders relevant für SO_2 , für das beispielsweise beim Lebenszyklus von Dieselmotorkraftstoff zwei Drittel der freigesetzten Emissionen auf die Aufbereitung entfallen (mittlere Daten zur Illustration für Deutschland 2000. Borken et al. 1999: 67, 189). Allerdings hat der Straßenverkehr an den gesamten Emissionen von SO_2 nur einen Anteil von 2%, also auch bei Hinzurechnung der Vorkettenemissionen entfallen überschlägig nur 6% auf den Landverkehr.
- Problematischer ist, dass in den von TERM benutzten Daten die Emissionen, die in internationalen Gebieten anfallen, ausgeklammert sind:
 - Der Schiffsverkehr in europäischen Gewässern emittiert große Mengen von SO_2 und NO_x , die etwa 40% bzw. 36% der für *alle* Sektoren in EU-15 berichteten Emissionen entsprechen (TERM 2003 03, EEA 2003a: 32ff)¹⁰, und nicht in den oben zitierten Abschätzungen enthalten sind. Wenn man diese Schiffsemissionen vollständig zu den übrigen Verkehrsemissionen nach TERM (2003 03) hinzurechnet, also ihren Ferntransport unterstellt, was einer oberen Abschätzung entspricht, und mit den Potential-Faktoren nach de Leeuw (2002) aggregiert, dann erhöhen sich in EEA-31 die potentiell sauren Emissionen des Verkehrs um bis zu 82%, die potentiell ozonbildenden Emissionen um 31% und die Emissionen für potentielle Sekundärpartikel um 62%. D.h. hinsichtlich der (potentiellen) Wirkungen des Verkehrs bleiben mit dem jetzigen TERM-Indikator große Teile unberücksichtigt.
 - Wie schon erwähnt (s. Abschnitt III.4.2), sollten die insbesondere die NO_x -Emissionen des Flugverkehrs, die über Ozonbildung in den höheren Schichten der Atmosphäre zum Treibhauseffekt beitragen können, zumindest nachrichtlich aufgenommen werden.

¹⁰ Emissionen des internationalen Schiffsverkehrs in europäischen Gewässern im Jahr 2000: 2,6 mio t SO_2 und 3,6 mio t NO_x (TERM 2003 03).

- Sowohl beim internationalen Schiffs- wie Flugverkehr werden hohe Steigerungsraten für die Verkehrsmengen und - bei nur langsam sinkenden spezifischen Emissionen – entsprechend bei den absoluten Emissionen angenommen. Demgegenüber wird erwartet, dass die Emissionen des Straßenverkehrs in der EU-15 bis 2010 sowohl für NO_x also besonders auch für SO₂ weiter zurückgehen werden (2000-2010 für NO_x: -40%, für SO₂: -87%) (TERM 2003 03). Dementsprechend werden die Mengen und Anteile der Emissionen aus internationalen Verkehren immer wichtiger.

Insgesamt kann der jetzige TERM-Indikator als *repräsentativ und vollständig für die Emissionen des Landverkehrs* angesehen werden. Hinsichtlich aller Verkehre, also inklusive der internationalen Anteile, ist er bei weitem *nicht vollständig*.

III.4.4 Konzentration von Luftschadstoffen

Wirkungskategorie	Schutz der menschlichen Gesundheit vor luftgetragenen Schadstoffen und Schutz von Ökosystemen und der Vegetation vor Versauerung, Eutrophierung und photochemischen Oxidantien.		
Definition	Konzentrationen bzw. Überschreitungshäufigkeiten von EU-Grenzwerten oder exponierte Bevölkerung hinsichtlich PM ₁₀ , O ₃ , NO ₂ , SO ₂ , Benzol und Blei.		
Einheit	µg/m ³ und Überschreitungshäufigkeiten in urbanen Gebieten, Bevölkerungszahl	Datenquelle	EuroStat 2001 / TERM 2003 04
Zeitliche Abdeckung	unregelmäßig zwischen 1992 – 2001 / 2010	Räumliche Abdeckung	einzelne Messstationen in städt. Gebieten verschied. Länder
Quelle: EEA 2002a: 14; TERM 2003 04			

a) Zusammenhang von Verkehr, Indikator und Wirkungskategorie

Die Exposition gegenüber bzw. die Einwirkung von erhöhten Konzentrationen verschiedener Schadstoffe kann zu Schäden an der menschlichen Gesundheit, an Ökosystemen oder der Vegetation führen bzw. ein entsprechendes Risiko darstellen, wie schon beim vorigen Indikator (Abschnitt III.4.3) ausgeführt. Die einschlägigen Luftqualitäts(grenz)werte sollten entsprechende Schutzstandards setzen (RL 1999/30/EG; RL 2001/81/EG; RL 2002/3/EG). Damit sind die hier vorgelegten Indikatoren *wirkungsnah*, *aber nicht quellenspezifisch*: Von der Konzentrationsmessung allein kann noch nicht auf den Anteil des Verkehrs oder einer anderen Quelle geschlossen werden. Ausnahmen hierzu sind Blei und Benzol in der Außenluft, die zu ca. 90% aus den Abgasemissionen des Straßenverkehrs stammen (Lambrecht et al. 1999: 42).

Insgesamt lassen die vorgelegten Daten, deren zeitliche und räumliche Überdeckung nicht dem Standard der Emissionsdaten entspricht, nur einen ersten Eindruck hinsichtlich

der Luftqualität in ausgewählten urbanen Gebieten Europas zu. Eine Quellenzuordnung lässt sich plausibilisieren, aber nicht solide durchführen.

b) Vollständigkeit der erheblichen Wirkungen, eventuelle Redundanzen

In dem Maße, in dem die einschlägigen EU-Richtlinien (RL 1999/30/EG; RL 2001/81/EG; RL 2002/3/EG) alle erheblichen luftschadstoffbedingten *Gesundheitsgefährdungen* bzw. die Hauptschadstoffe erfassen, ist der Indikator *vollständig*. Allerdings lassen die vorgelegten Daten nur eine erste Einschätzung der Belastungssituation zu. Mit dem Indikator *zu Schadstoffemissionen bestehen Überschneidungen* und Abgrenzungen sind klar zu dokumentieren bzw. zu beachten.

Anmerkung:

- In Kreisen der WHO wird nicht ausgeschlossen, dass NO₂, Ozon und PM₁₀ nicht *ursächlich* für die gesundheitliche Belastung ist, sondern nur mit der eigentlichen (noch nicht erkannten) Ursache besonders *gut korrelieren* (WHO 2004). In diesem Fall würde die Berücksichtigung jeder Substanz bzw. Exposition zu einer Mehrfachzählung führen. Das Gegenteil, dass jede Substanz für sich einzeln wirksam ist, kann aber nach heutigem Wissensstand auch nicht ausgeschlossen werden. Wenn man das Vorsorgeprinzip zugrunde legt, dann sollte bis zu einem klaren Beweis des Gegenteils jede Substanz einzeln gezählt werden.

Für die Wirkungskategorie Schutz von Ökosystemen und Vegetation sind die vorgelegten Daten allerdings *wenig aussagekräftig*: Sie geben einzelne (gemessene) bzw. modellierte Schadstoffkonzentrationen in ausgewählten urbanen Gebieten Europas wieder. Hinsichtlich Versauerung, Eutrophierung und ozonbedingten Pflanzenschäden sind allerdings die Dosen (Schadstoffkonzentration integriert über Expositionszeit) relevant. Dafür scheinen sich eher die potentiellen Schadstoffbelastung nach Abschnitt III.4.3 zu eignen. Wegen dieser *Überschneidung mit dem Emissionsindikator* ist auch in dieser Wirkungskategorie eine klare Abgrenzung zu beachten.

III.4.5 Lärmbelastung und Lärmbelästigung

Wirkungskategorie	Schutz der menschlichen Gesundheit Schutz ruhiger Gebiete		
Definition	a) Anteil der Bevölkerung, der im Tag-Nacht-Schnitt einem Schallpegel von <55 dB, 55-65 dB, 65-75 dB und >75 dB durch Verkehr ausgesetzt sind. b) Anteil der Bevölkerung, der sich durch Verkehrslärm sehr belästigt fühlt (nach Verkehrsträger differenziert).		
Einheit	Bevölkerungszahl bzw. -anteil	Datenquelle	TERM 2001 Traffic noise
Zeitliche Abdeckung	einzelne Jahre	Räumliche Abdeckung	Extrapoliert von wenigen Ländern
Quelle: EEA 2002a: 14; TERM 2001 Traffic noise			

a) Zusammenhang von Verkehr, Indikator und Wirkungskategorie

Verkehr ist, einzelnen Modellrechnungen zufolge, insbesondere in städtischen Gebieten eine der wesentlichen Lärmquellen (TERM 2001 Traffic noise). Die hohe Bedeutung des Verkehrs spiegelt sich auch in der einschlägigen EU-Richtlinie zum Umgebungslärm wider, die die Erarbeitung von Lärmkarten und Aktionsplänen für alle Hauptverkehrswege, Hauptschienenwege und Großflughäfen bis Juli 2007 vorschreibt (RL 2002/49/EG: Art. 7, 8). Wo Straßenverkehr allgegenwärtig ist, erzeugt er zu allen Tages- und Nachtzeiten einen erhöhten Dauer- bzw. Grundschallpegel, zu dem Lärmspitzen des diskontinuierlichen Schienen- und Flugverkehrs hinzukommen, vgl. DLR (2005). Hinsichtlich der Wirkungen auf die menschliche Gesundheit wird in der Regel der energieäquivalente Dauerschallpegel, gewichtet mit einer Hörkurve des menschlichen Ohres, ausgedrückt in Dezibel (A), gemittelt über verschiedene Beurteilungszeiträume (Tag, Abend, Nacht) als Belastungsmaß herangezogen. Darauf haben sich auch die Expertengruppe „Lärm“ und die EU-Kommission anlässlich der Richtlinie zum Umgebungslärm geeinigt (Lambert et al. 2002; RL 2002/49/EG). Modifiziert wurden – aus deutscher Sicht – die Betrachtungszeiträume. Andere bzw. ergänzende Maße werden seit längerem diskutiert: Neben der Lautstärke gelten als zumindest modulierende Faktoren die Häufigkeit und Impulsartigkeit, der Frequenzgang, der Unterschied zu den Hintergrundgeräuschen, u.a. (für eine Literaturübersicht TÜV 2000:18). Wenn man die gesetzlich vorgeschriebene Einheit als Maß ansetzt, dann versucht der TERM-Indikator (Teil a) *wirkungsnah* zu sein, indem die exponierte Bevölkerung nach Pegel-, d.h. Belastungsklassen erfasst wird, und *zugleich quellspezifisch* zu sein, indem nur der verkehrsbedingte Anteil abgebildet wird. Damit wird eine *untere Grenze der Belastungen* ermittelt, da die Pegel anderer Schallquellen herausgerechnet werden, obwohl sich letztlich die Wirkung als Summe aller Quellen ergibt. Wenn der Indikator jedoch mit verlässlichen Daten hinterlegt wird, dann wäre ein,

nach heute gesichertem Wissen, idealer Indikator gefunden. Bis zur Umsetzung der Richtlinie zum Umgebungslärm erscheint die Datenbasis allerdings sehr eingeschränkt.

Alternativ oder ergänzend wird die subjektiv empfundene Belästigung durch Lärm, differenziert nach verschiedenen Lärmquellen, erhoben (TERM-Indikator, Teil b). Tendenziell sind die Ergebnisse einer solchen Erhebung *wirkungsnah*. Allerdings bestehen Probleme einer einheitlichen Definition von Belästigung einerseits und ihrer Zuordnung zu verschiedenen Quellen.

Unter Landschaftsschutz wird nach (RL 2002/49/EG) auch der Schutz ruhiger Landschaften verstanden. Diese Landschaften dienen nicht nur Mensch und Fauna zur Erholung (Gesundheitsschutz), sondern haben im weiteren Sinne auch Ressourcenfunktion beisp. für Siedlungsentwicklungen. Der jetzige Indikator fokussiert aber ausschließlich auf die Belastung bzw. aktuelle Belästigung der Bevölkerung und liefert keine Daten für die Lärmbelastung unbewohnter Gebiete. Damit ist er für diese Wirkungskategorie nicht brauchbar.

b) Vollständigkeit der erheblichen Wirkungen, eventuelle Redundanzen

Ob alle erheblichen Wirkungen durch die beiden (Teil-)Indikatoren erfasst werden, hängt davon ab, inwieweit zum einen die Lautstärke, die Pegelklassen und Beurteilungszeiträume als Belastungsmaß, zum anderen inwieweit die subjektiven Antworten und ihre Klasseneinteilung zur Erfassung der Wirkungen geeignet und wohl definiert sind. Wenn man davon ausgeht, dass die kürzlich, nach mehrjährigen Beratungen erlassene EU-Richtlinie den derzeit gesicherten (und konsensfähigen) Stand des Wissens und der Lärmwirkungsforschung wiedergibt, dann ist die Angabe der potentiell exponierten Bevölkerung differenziert nach Schallpegelklassen und Lärmquellen, gewichtet über drei Tagesabschnitte (L_{den}) ein geeignetes Maß zur Bewertung der *Lärmbelastung* (RL 2002/49/EG:9, Anh I). Damit sind die *beiden Teil-Indikatoren zueinander ergänzend bzw. redundant*. Nicht abgedeckt sind aber gesundheitliche Beeinträchtigungen: Schlafstörungen könnten nach (RL 2002/49/EG) durch den energieäquivalenten Dauerschallpegel für den Nachtzeitraum erfasst werden. Dosis-Wirkungs-Beziehungen für weitergehende gesundheitliche Beeinträchtigungen bauen ebenfalls auf dem Dauerschallpegel auf. Mit dieser Erweiterung, und ggf. Anpassungen des Beurteilungszeitraumes und der Pegelklassen ist der (Teil-)Indikator a) *geeignet und vollständig*.

Für einen eventuellen Schutz von Landschaft und für verfügbarem Land wäre ein möglicher Indikator ‚Lärmbelastete Fläche nach Pegelklassen‘ zusammen mit der direkten und indirekten Flächeninanspruchnahme durch Verkehr zu interpretieren (s. Abschnitt III.4.8).

III.4.6 Fragmentierung von Ökosystemen und Habitaten

Wirkungskategorie	Erhalt der Biodiversität		
Definition	Durchschnittliche Größe von unbebauten Gebieten, die nicht von Verkehrsinfrastrukturen zerschnitten werden.		
Einheit	km²	Datenquelle	TERM 2002 06
Zeitliche Abdeckung	1990 bzw. 1998	Räumliche Abdeckung	EU-15 und AC
Bemerkung	Die Daten zur Landnutzung in Europa beruhen überwiegend auf Satellitenbildern der Jahre 1988-92 (Corine Land Cover 90). Die Daten zu Verkehrsinfrastrukturen (GISCO) erfassen Straßen bis zu 2-spurigen Landstraßen, wobei bis 2010 geplante Straßenvorhaben der EU schon erfasst sind (Stand: Juni 1998).		
Quelle: EEA 2002a: 14; TERM 2002 06			

a) Zusammenhang von Verkehr, Indikator und Wirkungskategorie

Der Erhalt, Schutz und ggf. die (Wieder-)Herstellung bzw. Verbesserung größerer, zusammenhängender, natürlicher oder naturbelassener Gebiete gilt als wichtige Maßnahme bzw. Voraussetzung zum Erhalt von Biodiversität (TERM 2002 07, EC 1998). Die Fragmentierung von Habitaten, insbesondere durch die linienhaften Verkehrswege, wird für Europa als eine der bedeutendsten Gefährdungen für die biologische Vielfalt angesehen, neben einem direkten Entzug des Lebensraumes durch eine semi-industrielle Land- und Forstwirtschaft oder Überbauung und einem indirekten Entzug durch Verschmutzungen von Luft und Wasser (EEA 1998; EC 1998; BfN 1999: 41; UBA 2001: 276). Damit ist der Indikator zur Fragmentierung durch (größere) Verkehrsinfrastrukturen zwar als wesentlicher Belastungsfaktor identifiziert, aber der Wirkungszusammenhang bleibt unklar. Insbesondere fehlen Hinweise auf die „Qualität“ der Fragmentierung bzw. der fragmentierten Landschaft.

In Deutschland wurde dazu vom Bundesamt für Natur ein dreizügiges Kriteriensystem vorgeschlagen: Zunächst werden der Flächenverlust als Maß der direkten Vernichtung und der Qualitätsverlust als Maß einer allmählichen Degradierung beurteilt. Ergänzend dazu wird für jeden Biotoptyp die Regenerationsfähigkeit bzw. Regenerierbarkeit im Sinne einer Empfindlichkeit abgeschätzt. Die Kombination verschiedener ordinaler Bewertungen gibt ein Maß für Gefährdung und Schutzwürdigkeit (UBA 2001: 277). In diesem Sinne erfasst der vorgelegte Fragmentierungsindikator weder den Qualitätsverlust noch die Regenerationsfähigkeit. Er ist *zwar verkehrsspezifisch, aber nicht wirkungsnah*.

Anmerkung:

Tatsächlich wird zukünftig für TERM die durchschnittliche Maschenweite (Jaeger 2001) als Indikator genutzt werden (Blanes, European Topic Centre for the Terrestrial Environment: pers. Mitteilung 2004). Sie repräsentiert die Wahrscheinlichkeit dafür, dass sich zwei Individuen bei Zerschneidung ihres Habitats innerhalb derselben Parzelle wiederfin-

den und sich damit grundsätzlich fortpflanzen können. Dieser Indikator ist damit wirkungsnäher und wird im Folgenden verwendet, wie noch weiter ausgeführt wird.

b) Vollständigkeit der erheblichen Wirkungen, eventuelle Redundanzen

Die natürliche Vielfalt wird vom Verkehr durch drei Faktoren beeinträchtigt: Durch Fragmentierung von Habitaten, durch Luftschadstoffe, besonders wenn sie eutrophierend¹¹ wirken (s.a. Abschnitt III.4.3), und durch Überbauung für Verkehrsinfrastrukturen (EEA 1998; EC 1998; BfN 1999: 41; UBA 2001: 276; UBA 1999: A1-29). Damit muss der Indikator für Fragmentierung durch Verkehrsinfrastrukturen *zusammen mit den Indikatoren für Luftschadstoffe und Überbauung* (Abschnitte III.4.3 und III.4.8) interpretiert werden, um den verkehrsbedingten Einfluss auf die Biodiversität *vollständig* abzudecken.

III.4.7 Nähe von Verkehrsinfrastrukturen zu Schutzgebieten

Wirkungskategorie	Erhalt der Biodiversität und Erhalt der ausgewiesenen Schutzgebiete		
Definition	Zahl der Vogelschutzgebiete und Ramsar-Feuchtgebiete, die eine größere Verkehrsinfrastruktur (Autobahn, Bundes- oder Landstraße, Eisenbahnlinie, Flughafen oder Hafen) in weniger als 5 km Abstand vom Zentrum haben.		
Einheit	Zahl bzw. Anteil der Schutzgebiete	Datenquelle	TERM 2002 07
Zeitliche Abdeckung	Ramsar-Schutzgebiete: Stand 2001. Infrastruktur: Stand 1998.	Räumliche Abdeckung	EU-15 und AC7
Bemerkung	,Vogelschutzgebiete': Schutzgebiete im Sinne der EG Vogelschutz Richtlinie (79/409/EWG), 'Ramsar-Feuchtgebiete': Schutzgebiete im Sinne der ,Ramsar-Konvention über Feuchtgebiete von internationaler Wichtigkeit'. Die Daten zu Verkehrsinfrastrukturen (GISCO) erfassen Straßen bis zu 2-spurigen Landstraßen, wobei bis 2010 geplante Straßenvorhaben der EU schon erfasst sind (Stand: Juni 1998).		
Quelle: EEA 2002a: 14; TERM 2002 07			

a) Zusammenhang von Verkehr, Indikator und Wirkungskategorie

Wie im Abschnitt (III.4.6) ausgeführt, stellen Flächenbeanspruchung und Fragmentierung wichtige, direkt durch Verkehr ausgeübte Gefährdungen für den Artenreichtum dar. Umgekehrt sollen (Natur-)Schutzgebiete als Reservate für Arten und Spezies dienen, sie sind besonders wertvolle und oftmals sensible Flächen. Der hier vorgelegte Indikator zur „Nähe von Verkehrsinfrastrukturen zu ausgewiesenen Schutzgebieten“ hat eher qualitativen, *illustrierenden Charakter* hinsichtlich *möglicher Belastungen* durch Verkehr, wie ein-

¹¹ Die Stickstoffemissionen des Verkehrs haben für die Biodiversität eine große Bedeutung: In Deutschland sind beispielsweise die (terrestrischen) Ökosysteme überwiegend stickstofflimitiert. Insbesondere kommen ca. 80% der gefährdeten Pflanzenarten fast ausschließlich auf stickstoffarmen Standorten vor. Daher wird Stickstoffeinträgen aus der Atmosphäre (terrestrische Eutrophierung) ein erheblicher Anteil am Rückgang der Artenvielfalt zugeschrieben (UBA 1999: A1-25f).

geräumt wird (TERM 2001 ‚Proximity‘; TERM 2002 07)¹². Qualitativ erscheint es plausibel, dass das Risiko einer Beeinträchtigung steigt, je näher bzw. je mehr Verkehrswege an Schutzgebieten entlang führen. Worin die Gefährdung besteht - Bewegungen oder Lärm der Fahrzeuge, die Verinselung durch Verkehrswege oder Zugang von Menschen über diese Verkehrswege – und wie sie mit dem Abstand korreliert, müsste erläutert (oder postuliert) werden, um den Indikator sinnvoll interpretieren zu können. Daher erscheint dieser Indikator in der jetzigen Form *nicht wirkungsspezifisch*.

b) Vollständigkeit der erheblichen Wirkungen, eventuelle Redundanzen

In TERM wird nicht ausgeführt, wie sich die Ergebnisse von den ausgewählten Naturschutzgebieten für Vögel und Feuchtgebiete auf andere Schutzgebiete bzw. die Biodiversität im Ganzen übertragen lassen. Damit lässt sich die mögliche Vollständigkeit, einen plausiblen Wirkungszusammenhang unterstellend, nicht beurteilen. Zusätzlich ist der Indikator *redundant* sowohl mit dem Fragmentierungsindikator (oben) als auch mit dem folgenden Indikator zum Flächenverbrauch.

III.4.8 Flächeninanspruchnahme durch Verkehrsinfrastrukturen

Wirkungskategorie	Schutz von Land als Ressource, Schutz der Biodiversität und (ästhetischer) Schutz von (Natur-) Landschaften		
Definition	Flächeninanspruchnahme (Überbauung) nach Verkehrsträger.		
Einheit	km² überbaute / beanspruchte Fläche; prozentuale Zunahme	Datenquelle	TERM 2002 08
Zeitliche Abdeckung	1996	Räumliche Abdeckung	EU15 und AC
Bemerkung	Zu berücksichtigen sind sowohl direkte Inanspruchnahme durch die verkehrliche Infrastruktur (Straßen und Schienenwege, Hafenanlagen und Flugplätze) als auch indirekte Inanspruchnahme, z.B. von Sicherheits- und Service-Zonen, Kreuzungen, Tankstellen, Parkflächen etc.		
Quelle: EEA 2002a: 14; TERM 2002 08			

a) Zusammenhang von Verkehr, Indikator und Wirkungskategorie

Die Umwandlung von Flächen, für Deutschland zumeist zuvor land- oder forstwirtschaftlich genutzt, in Verkehrswege (UBA 2001: 21f), ihre anschließende Versiegelung und Nutzung, führen häufig zu quasi irreversiblen Degradationen als Lebensraum und (ökologischen) Regelungskörper¹³ (UBA 1999: A1-33). Zusätzlich zu den Verkehrswegen werden Infrastruktureinrichtungen (z.B. Garagen, Parkplätze, Tankstellen oder Bahnhöfe) errichtet, was hier als indirekter Flächenverbrauch bezeichnet wird. Nach TERM (2002

¹² TERM 2001 ‚Proximity‘: „...gives an approximate indication of the pressures...“; TERM 2002 07: „...proximity...closely linked to the potential risk of disturbance of that area.“

¹³ Die Funktionen des Bodens zur Nutzung und als Kulturträger (Bracher et al. 2000: 3) werden bei dem ökologischen Fokus hier nicht weiter berücksichtigt.

08) nehmen diese Einrichtungen doppelt soviel Fläche in Anspruch wie die unmittelbaren Verkehrswege. Wenn man diese Funktionsentzug bzw. die Umwandlung als Wirkung ansieht, dann ist der Indikator sowohl *wirkungs- als auch verkehrsspezifisch*.

Anmerkung:

- Wenn die Flächeninanspruchnahme nach Verkehrsträger unterschieden werden soll, dann wird eine Konvention für die Zuordnung der indirekten Flächen benötigt: Sind Parkplätze in Wohngebieten dem Verkehrsträger Straße oder der Nutzungsfunktion Wohnen zuzuordnen? Sind Parkplätze an Bahnhöfen eher dem Verkehrsträger Straße oder Schiene zuzurechnen?

Hinsichtlich der Wirkungskategorie „Schutz vor (ästhetischer) Beeinträchtigung von (Natur-)Landschaften“ präzisiert TERM (2002 08), dass hierzu ferner die Umgebung (im Sinne einer „Vorbelastung“) und die subjektive Wahrnehmung zu berücksichtigen seien. Der vorgeschlagene Indikator kann hierzu also nicht ohne zusätzliche Informationen interpretiert werden, ist *möglicherweise repräsentativ, aber nicht vollständig*.

b) Vollständigkeit der erheblichen Wirkungen, eventuelle Redundanzen

Die direkte Flächenbeanspruchung durch Verkehrswege und Sekundäreinrichtungen wird durch diesen Indikator abgebildet. In einem weiten Sinn sollte der Indikator, wenn die Daten vorliegen, zusammen mit den Schadstoffeinträgen und Lärmimmissionen interpretiert werden, die die Nutzungsmöglichkeiten von Boden und Fläche zumindest beeinflussen.

Ferner ist der Indikator relevant für die Wirkungskategorie Biodiversität, zusammen mit den Indikatoren zu Fragmentierung und zur Nähe von Verkehrswegen zu Schutzgebieten.

III.4.9 Unfallopfer im Verkehr

Wirkungskategorie	Schutz der Gesundheit		
Definition	Jährliche Zahl der Unfalltoten und Verletzten im Verkehr (Land, Luft und Wasser), einschließlich der Passagiere, Betreiber und anderer beteiligter Personen.		
Einheit	Zahl der Getöteten und Verletzten	Datenquelle	EuroStat 2001
Zeitliche Abdeckung	1980-1998	Räumliche Abdeckung	EU15
Quelle: EEA 2002a: 14; TERM 2003 09			

a) Zusammenhang von Verkehr, Indikator und Wirkungskategorie

Verkehrsunfälle beeinträchtigen die menschliche Gesundheit direkt, möglicherweise mit bleibenden Folgen bis hin zum Tod. Wenn man alle Getöteten gleich zählt, dann ist der

Indikator hinsichtlich *Verkehrstoten sowohl wirkungsnah als auch verkehrsspezifisch*. Für Verletzungen scheint eine Unterscheidung bzw. Gewichtung nach Schwere sinnvoll, um die Interpretationsfähigkeit des Indikators hinsichtlich der gesundheitlichen Wirkungen zu verbessern. Beispielsweise könnten per Konvention nur Schwerverletzte gezählt werden. Der Indikator zu Verletzten ist in der jetzigen Form zwar *verkehrsspezifisch, doch nicht hinreichend wirkungsnah*.

b) Vollständigkeit der erheblichen Wirkungen, eventuelle Redundanzen

Inwieweit einer der Teilindikatoren repräsentativ und/oder vollständig für die Wirkung angesehen werden kann, hängt u.a. von dem Verfahren der Aggregation von Getöteten und Verletzten ab, falls man ein solches Vorgehen akzeptiert. Bereits die einfache Summation der Getöteten- und Verletztenzahlen¹⁴ impliziert eine Gleichartigkeit, etwa einer leichten und einer schweren Verletzung, was einer Begründung bedarf.

EuroStat (2001: 54) hat eine Gewichtung der Zahl bei Straßenverkehrsunfällen Getöteten nach Altersschicht und jeweils verbleibender Lebenserwartung zur Diskussion gestellt und so die Gesamtzahl der bei Straßenverkehrsunfällen verlorenen Lebensjahre abgeschätzt. Da allerdings die Altersverteilung bei Straßenverkehrsunfällen und die durchschnittliche Lebenserwartung in einem Land relativ stabil sind, und zwischen den Ländern nur um ± 5 Jahre variiert, entsprechen die resultierenden Daten (Verlorene Lebensjahre) in etwa den Eingangsdaten (Zahl der Getöteten). Zugleich bleibt die Frage, ob und in welcher Form die Verletzten zu aggregieren sind.

Eine andere Möglichkeit ist die ökonomische Gewichtung nach (externen) Kosten. In Maibach et al. (2000: 17ff) wurden für EU-17 durchschnittliche Kostenfaktoren¹⁵ von 1,5 Mio Euro pro Getötetem, 200 TEuro je Schwerverletztem¹⁶ und 15 TEuro je Leichtverletztem angesetzt. Mit diesen Kostensätzen werden die entsprechenden Getöteten- und Verletztenzahlen im Verkehr in Europa im Jahr 1995 multipliziert. Wenn man diese Faktoren und Methodik akzeptiert, dann entfallen von den Gesamt-Unfallkosten je zwei Fünftel auf Unfalltote und Schwerverletzte und ein Fünftel auf Leichtverletzte (Maibach et al. 2000: 72). Sie werden fast ausschließlich im Straßenverkehr verursacht.

¹⁴ Für Verkehrstote sollen per Konvention alle Toten bis zu 30 Tagen nach einem Verkehrsunfall gezählt werden; in praxi werden in den verschiedenen europäischen Ländern aber Fristen von 0 (POR), 1 (E), 3 (EL, A), 6 (F), 7 (I) o.ä. verwendet, weshalb ein internationaler Vergleich schwierig ist (EuroStat 2001: 56). Daher werden in CARE und IRTAD Korrekturfaktoren verwendet.

¹⁵ Kostenkomponenten: Einbuße von Leben bzw. Gesundheit, Produktivitätsverlust, externe medizinische Kosten, administrative Kosten abzüglich Ausgleichszahlungen von Versicherungssystemen (Maibach et al. 2000: 17ff).

¹⁶ Schwerverletzte werden in (Maibach et al. 2000) mit ‚Verletzten, die in Krankenhäuser eingewiesen werden‘ gleichgesetzt.

Für Deutschland ermittelt die Bundesanstalt für Straßenwesen jährlich die volkswirtschaftlichen Kosten von Straßenverkehrsunfällen. Für 2002 wurden bei einem Kostensatz von ca. 1 Mio Euro je Menschenleben Gesamtkosten von ca. 34 Mrd. Euro berechnet (BAST 2003). Ähnlich wie Maibach et al. (2000) wurde der Kostenanteil, der auf Getötete und Schwerverletzte entfällt, mit ca. 8 Mrd. Euro gleich geschätzt. Die andere Hälfte der Kosten werden Sachschäden zugerechnet.

Diese Abschätzung gibt zumindest einen Hinweis, dass – unter erweitert ökonomischer Betrachtung – Getötete nicht (notwendig) einen dominierenden Anteil an den Verkehrsunfallwirkungen haben, wenn man nicht den ‚Wert des Lebens an sich‘ gegenüber dem ‚Wert der Gesundheit‘ deutlich höher als im Verhältnis 7,5:1 ansetzt. Dies gilt umso mehr, als erwartet (und angestrebt) wird, die Zahl der Getöteten bis 2010 gegenüber 2000 zu halbieren. Inwieweit dies auch für die Zahl der (schwer) Verletzten gilt, erscheint zumindest fraglich (TERM 2003 09: 5). Dementsprechend dürfte sich der Wirkungsanteil, der auf Verletzte entfällt nicht verringern und darf daher nicht unberücksichtigt bleiben.

Damit muss der Indikator die Zahl bzw. Wirkungen sowohl in Hinblick auf Unfalltod als auch Verletzungen erfassen, um Anspruch auf Vollständigkeit erheben zu können. In der aktuellen Form ist er nur *eingeschränkt vollständig*.

III.4.10 Öleinträge ins Meer

Wirkungskategorie	Schutz von Meeren und Küsten		
Definition	a) Unfallbedingte Freisetzung von Öl auf See, b) jährliche Zahl der bei Überwachungen entdeckten Ölteppiche		
Einheit	a) t Öl (gemeldet, unfallbedingt); b) Zahl von entdeckten Ölteppichen	Datenquelle	TERM 2002 10a, b
Zeitliche Abdeckung	1989-2001 1990-2000	Räumliche Abdeckung	V.a. Nord-, Ostsee und Englischer Kanal. Keine Daten für andere europäische Seegebiete.
Quelle: EEA 2002a: 14; TERM 2002 10a, b			

a) Zusammenhang von Verkehr, Indikator und Wirkungskategorie

Öl stellt eine wesentliche Verschmutzung für alle Bereiche eines marinen Ökosystems dar. Die Wirkungen reichen von direkten toxischen Belastungen zu langzeitiger Akkumulation von Schadstoffen. Dies ist umso schwerwiegender, als viele Küsten häufig Ökosysteme von besonderer Bedeutung sind (TERM 2002 10a). Die Menge von Schiffen freigesetzten Öls ist damit ein *direktes, verkehrsspezifisches Belastungsmaß*. Da die Wirkungen nicht zuletzt lokal verschieden sind, ist der Indikator nur ein *indirektes Maß für die Wirkungen*.

(Teil-Indikator b) Die Zahl der bei Überwachungsflügen entdeckten Ölteppiche kann als Maß für das Verhalten während des normalen Schiffsbetriebs gelten. Die Zahl hängt allerdings auch von der Überwachungseffizienz, ihrer Intensität und Verteilung ab. In der Regel sind die Überwachungsflüge weder zeitlich noch räumlich deckend. Außerdem wird die freigesetzte Menge des Öls benötigt, um auf mögliche Wirkungen schließen zu können. Flächendeckende Daten aus Satellitenbildern erlauben für das Jahr 1999 Abschätzungen für das Mittelmeer: In einer ersten Auswertung wurden ca. 1640 Ölteppiche mit einer durchschnittlichen Größe von 10,5 km² gezählt, die nicht auf Unfälle zurückgehen. Dies entspricht einer freigesetzten Menge von schätzungsweise 14.000 t Öl (konservative Abschätzung) (Pavlakis et al. 2001: 6f). Alle Anzeichen sprechen dafür, dass es sich um unerlaubte, weil in geschützten Gewässern befindliche, Verschmutzungen aus dem regulären Betrieb handelt. Wenn man die oben abgeschätzten Durchschnittswerte je Freisetzung auf andere Seegebiete und Jahre überträgt, dann lässt sich der TERM-Indikator, der *verkehrsspezifisch* ist, ähnlich *wirkungsnah interpretieren* wie der Teil-Indikator (a) zur unfallbedingten Freisetzung.

Anmerkungen:

- Der Teil-Indikator (a) repräsentiert nur die Menge aus gemeldeten *unfallbedingten* Ölfreisetzungen größer 7t von Tankern, Kombi-Carriern und Frachtern. Damit werden vor allem kleinere Freisetzungen bzw. Freisetzung während des Betriebs nicht erfasst. Allerdings „scheint die Gesamtmenge aus kleineren unfallbedingten Freisetzungen relativ gering“ (TERM 2003 10a). Sie sind besonders auf falsche Handhabung während des normalen Betriebs zurückzuführen (im Hafen, beim Umladen etc.), während größere Freisetzungen v.a. auf Havarien oder ähnliche) Ereignisse zurück gehen (ITOPF o.J.).
- Einige Einschränkungen: Die *freigesetzte* Menge Öl ist eine obere Grenze für die bio-wirksame, da ein Teil des Öls verdunstet, ein anderer Teil sich im Wasser löst und fein verteilt von Mikroorganismen abgebaut werden kann, des weiteren bei Rettungsaktionen ein Teil des Öls aufgefangen und entsorgt werden kann vgl. Storström (2002:11f, 21ff, 51ff): Beispielsweise wurden nach der Havarie des Öltankers „Baltic Carrier“ im April 2001 vor der dänischen Küste ca. 2.430 t Öl freigesetzt. Davon wurde etwa die Hälfte auf See aufgefangen, zwei Fünftel der freigesetzten Menge konnte an den Küsten gesammelt und beseitigt werden, und etwa 9% (ca. 215 t) verblieben in der marinen Umgebung (Storström 2002: 24).

Hinweise auf die Beeinträchtigung mariner Ökosysteme aus der Fallstudie „Baltic Carrier“ (ca. 2.400 t Öl freigesetzt, davon 960 t von Küsten entfernt, insg. ca. 215 t Öl verblieben) (Storström 2002: 51ff). Ähnlich auch Zenetos et al. (2004) zu den Folgen einer Tankerhavarie in der Ägäis:

- Hohe akute Mortalität kontaminierter Wasservögel. Wenn seltene Arten betroffen sind, kann dies zu ihrem unmittelbaren oder mittelbarem Aussterben führen.
- Binnen Jahresfrist Wiederbesiedelung der kontaminierten bzw. gestörten Bereiche durch Wasservögel. Evtl. veränderte Artenzusammensetzung, aber (zunächst) keine augenscheinlichen längerfristigen Effekte.
- Hohe toxische Belastung mariner Mikroorganismen, der See-Fauna und Flora, die im Laufe mehrerer Monate auf Hintergrundwerte absinkt, wenn man Mikroorganismen und Fische zur Beurteilung heranzieht.
- Keine sichtbaren Langfristschäden.

b) Vollständigkeit der erheblichen Wirkungen, eventuelle Redundanzen

Nach TERM (2002 10b) ist der Schiffsverkehr und seine unerlaubten oder unfallbedingten Ölfreisetzungen eine von mehreren verschmutzenden Quellen, neben Ölplattformen, Landeinrichtungen und Eintrag durch Flüsse. Hinsichtlich der unmittelbaren verkehrlichen Aktivitäten kann er damit als *repräsentativ und vollständig* angesehen werden.

Der Öleintrag über Flüsse ist nicht bekannt, dürfte insgesamt aber vernachlässigbar sein, da er nicht als Problem figuriert. Von Ölplattformen und Raffinerien werden im langjährigen Mittel ca. 15.000 t Öl jährlich in die marine Umgebung freigesetzt (EEA 2002b: 98). Die unfallbedingten Freisetzungen von Schiffen unterliegen hohen jährlichen Schwankungen: Das gleitende 5-Jahres-Mittel sinkt von Anfang bis Ende der 90'er Jahre von jährlich 70.000 t über 20.000 t auf 6.000 t, davon ca. 3.000 t im Mittelmeer (TERM 2002 10a; REMPEC: 19).

In einem größeren Kontext gesehen, stellt die marine Verschmutzung eine der Gefährdungen für Lebensraum und Artenvielfalt, hier im marinen Bereich, dar. Sie ergänzt damit die landbezogenen Indikatoren hinsichtlich Schutz der Biodiversität (Abschnitte III.4.6 bis III.4.8). Für die marinen Ökosysteme spielt dabei der atmosphärische Eintrag von Schadstoffen nur eine untergeordnete Rolle: Zwar ist „in der zentralen Nordsee und in der Ostsee Stickstoff limitierend“ (UBA 1999: A1-21), doch wird er nur zu weniger als 2% über atmosphärische Deposition, woran der Verkehr einen Anteil hat, eingebracht. Der weit überwiegende Teil stammt aus Eintrag über Flüsse (aus kommunalen Kläranlagen) und Fischfarmen (UBA 2001: 236, 258). Dieser Eintragspfad bzw. die entsprechenden Indikatoren (Abschnitte III.4.3 und III.4.4) werden im Folgenden daher nicht weiter berücksichtigt.

III.4.11 Abfälle von Fahrzeugen und Reifen

Wirkungskategorie	Vermeidung von (nicht verwerteten) Abfällen und von Deponierung (=Schonung mineralischer bzw. energetischer Ressourcen, Vermeidung persistenter Schadstoffe und Schonung von Land als begrenzter Ressource)		
Definition	a) Zahl der zu entsorgenden Kraft-Fahrzeuge und b) Menge von Altreifen		
Einheit	Zahl von Altfahrzeugen (Pkw); t Altreifen nach Verwertungspfad	Datenquelle	TERM 2002 11a, b
Zeitliche Abdeckung	Daten 1990-1999 (lückenhaft) und Modellierung 1990-2015; Reifen: 1996, 1998, 2000	Räumliche Abdeckung	EEC (lückenhaft) EU15
Quelle: EEA 2002a: 14; TERM 2002 11a, b			

a) Zusammenhang von Verkehr, Indikator und Wirkungskategorie

Abfälle, ihre Verwertung bzw. Vermeidung beeinflussen drei Wirkungskategorien: Die Schonung materieller und energetischer Ressourcen, die Vermeidung bzw. sachgerechte Entsorgung von möglicherweise schädlichen Stoffen sowie die Vermeidung einer Flächennutzung zwecks Deponierung (COM 2001/31: 57). Der hier vorgelegte (Teil-) Indikator (a) erhebt die Zahl der Altfahrzeuge in der EU. Wenn die Zusammensetzung der Fahrzeuge, die Verwertungsraten und –pfade (Weiternutzung oder Aufbereitung von Teilen, stoffliche oder energetische Verwertung, Entsorgung und Deponierung), die Recyclingquoten und –effizienzen¹⁷ u.a. konstant sind bzw. wären, könnte die Zahl der Altfahrzeuge ein direktes Maß für die Abfallvermeidung bzw. Verwertung sein. Die in der EU getroffenen Maßnahmen (Integrierte Produktpolitik, Abfallbewirtschaftung, u.a.) haben aber zum Ziel, die bestehenden Verhältnisse zu ändern, d.h. u.a. den Anteil der verwertbaren und tatsächlich verwerteten Materialien von (Alt-)Fahrzeugen zu erhöhen. Dabei sollen die Verwertungsraten von etwa 75 Massenprozent (Deutschland 1996 – UBA 2001: 70) auf 85 Massenprozent bis zum Jahr 2006 und 95 Massenprozent bis zum Jahr 2015 gesteigert werden (RL 2000/53/EG: (1), Art. 7 (2)). D.h. die zu entsorgende Restmenge soll im selben Zeitraum um einen Faktor 5 von 25 Massenprozent auf maximal 5 Massenprozent sinken.

Daher ist der vorgeschlagene Indikator „Zahl der zu entsorgenden Altfahrzeuge“ *zwar verkehrsspezifisch, aber allein nicht hinreichend*, um die Wirkungen bzw. Belastungen

¹⁷ “The use of recycled materials is beneficial, providing appreciable energy savings and producing fewer pollutants. Recycling iron and steel saves up to 74 percent of the energy consumed and 86 percent of the pollutants emitted in primary production. For other materials, energy savings run 95 percent for aluminum, 85 percent for copper, and 65 percent for lead, 60 percent for zinc, and over 80 percent for plastics (Bureau of International Recycling, www.bir.org, 2002).” (RAND et al. 2003).

zuverlässig über einen längeren Zeitraum abzubilden. Er müsste zumindest um das durchschnittliche Fahrzeuggewicht und den nicht-verwerteten Anteil ergänzt werden¹⁸.

Die Daten des Teil-Indikators (b) „Altreifen“ sind nach Verwertungswegen unterschieden. Dieser Indikator ist damit *sowohl verkehrsspezifisch als auch wirkungsspezifisch*.

b) Vollständigkeit der erheblichen Wirkungen, eventuelle Redundanzen

Die Indikatoren dürften die wesentlichen Mengen nicht-verwerteten Abfalls von Fahrzeugen erfassen. Da der erste Teil-Indikator „Zahl der Altfahrzeuge“ aber nicht repräsentativ ist, werden die Wirkungen auch *nicht vollständig* erfasst. Insbesondere ist unklar, welchen Mengenanteil die zu verwertenden bzw. nicht verwerteten Abfälle von Pkw am Gesamtabfallaufkommen, das auf Fahrzeuge entfällt, haben. Im Sinne einer Betrachtung des gesamten Lebenszyklus sollten nicht die Aufwendungen am Ende, zur Entsorgung, sondern auch zur Herstellung, Instandhaltung und Betrieb von Fahrzeugen und Infrastruktur berücksichtigt werden. Die dort anfallenden Mengen und z.T. Gefährlichkeit der Stoffe sind nicht zu vernachlässigen. Welchen Anteil gefährliche Abfälle aus der Produktion, dem Unterhalt und Betrieb der Fahrzeuge haben, wäre zu überprüfen, um auf die Vollständigkeit und Erheblichkeit des Indikators schließen zu können.

Anmerkungen:

- Die Daten beziehen sich bisher nur auf Pkw. Sie sollten um nicht-verwertete Abfälle der anderen Fahrzeugtypen ergänzt werden bzw. deren Anteil/Größenordnung sollte abgeschätzt werden.
- Der Anteil von Altreifen an den gesamten Fahrzeug-Abfällen ist beträchtlich: Überschlägig fallen ca. 1,8 Millionen Tonnen Auto-shredder Abfälle zur Deponierung in der EU an (Rand et al. 2003). Zusätzlich sind ca. 830.000 Tonnen Altreifen zu entsorgen (TERM 2002 11b), also fast ein Drittel der Gesamt-Deponiemenge, die auf Pkw zurückgeht.
- Abschätzung des Anteils der zu deponierenden Auto-Shredder Reste (ASR) am gesamten Deponieaufkommen in Deutschland: 1997 fielen ca. 140.000 bis 170.000 Tonnen an ASR an. Dazu kommen noch ca. 100.000 Tonnen ASR von deutschen Fahrzeugen, die in ausländischen Anlagen verarbeitet werden (Rand et al. 2003). Bei einem Deponieaufkommen in Deutschland 1997 von ca. 50 Mio. t Abfällen (UBA 2001: 73) liegt der Anteil von ASR am deponierten Aufkommen bei unter 1%.

¹⁸ Tatsächlich enthält das entsprechende Indikatorblatt (TERM 2002 11a) Daten zur Gesamtmasse der zu entsorgenden Pkw für 10 europäische Länder zwischen 1980 und 1999. Diese Daten werden aber nicht für die Auswertung benutzt.

- Nach UBA (1999: A52) werden mineralische Ressourcen für lange Zeit ausreichend vorhanden sein. Zu beachten ist daher nicht ihre Endlichkeit, sondern der bei Dissipation steigende Energieaufwand zu ihrer Gewinnung bzw. Anreicherung. Damit bedeutet Schonung mineralischer Ressourcen bzw. ihr Wieder- oder Weiterverwendung die Schonung energetischer Ressourcen und wird im Folgenden dort subsummiert.

III.5 Zusammenfassung und qualitative Einschätzung

Tabelle 16 fasst die vorangegangenen Charakterisierungen der einzelnen TERM-Indikatoren zusammen. Qualitativ wird angegeben, inwieweit – nach den diskutierten Kenntnissen – die Indikatoren spezifisch für Verkehr als Quelle bzw. Verursacher sind, repräsentativ für die zugeordnete Wirkungskategorie und inwieweit alle erheblichen Wirkungen vollständig erfasst sind. Es sei angemerkt, dass TERM nicht explizit nach Wirkungskategorien geordnet ist. Die hier vorgenommene Systematisierung ist daher eine Interpretation, die bisher so noch nicht vorgelegt worden ist. Sie stützt sich im Wesentlichen auf die von TERM zitierten offiziellen Basisdokumente, zumeist EU-Richtlinien oder Programme, und die darin enthaltenen Ziele bzw. Absichtserklärungen.

Wirkungskategorie Indikatoren	Indikator...		
	...spezifisch für Verkehr	...repräsentativ für Wirkung	...vollständig für erhebliche Wirkungen
Klimaschutz			
Endenergieverbrauch	ja	wenn Verhältnis Endenergie zu CO ₂ -Emission konstant	nicht wirkungsnah
Emission von Treibhausgasen	ja	ja	≤50% der wirksamen Emissionen unberücksichtigt
Luftschadstoffe			
Emissionen von Schadstoffen bzw. Vorläufersubstanzen	ja für Landverkehr, nein für internationale Emissionen	Nicht für akute, sondern für Hintergrundbelastungen, wenn pauschale Umrechnungsfaktoren für potentielle Konzentrationen akzeptiert	nicht wirkungsnah; internationale Emissionen unberücksichtigt (~80% Säure-, 60% Partikel-, 30% Ozonbildner)
Exposition gegenüber Schadstoffen	nein	ja	ja, aber nur wenige Daten verfügbar
Lärm			
Exposition gegenüber Verkehrslärm	wenn Quelle identifizierbar	ja für Belastung, allerdings strittig	nein, weil Dosis-Wirkungs-Beziehungen fehlen.
Perzeption von Verkehrslärm	wenn Quelle identifizierbar	ja für Belästigung, Klassifikation strittig	nein, weil Gesundheitswirkungen fehlen.
Unfälle			
Unfalltote / Verletzte	ja	ja bzgl. Toten, nein bzgl. Verletzten	Wenn Aggregation gegeben

Tabelle 16: Zusammenfassung: Systematisierung von Wirkungskategorien und Indikatoren sowie Qualifizierung, inwieweit die Umweltwirkungen repräsentativ und vollständig abgebildet werden.

Erhalt der Biodiversität (terrestr.)			
durchschn. Größe unzerschnittener Gebiete	ja	Dosis-Wirkungs-Beziehungen fehlen	zusammen mit Luftschadstoffen
Nähe zu Schutzgebieten	ja/nein	unklar, eher illustrativ für mögliche Beeinträchtigung	-
Flächeninanspruchnahme	ja	ja	gegenüber Fragmentierung eher kleiner Anteil an Gesamt
Emissionen von Schadstoffen bzw. Vorläufersubstanzen	ja für Landverkehr, nein für internationale Emissionen	wenn pauschale Umrechnungsfaktoren für potentielle Konzentrationen akzeptiert	allerdings internationale Emissionen, damit ~80% Säure-, 60% Partikel-, 30% Ozonbildner, unberücksichtigt
Exposition gegenüber Schadstoffen	nein	nein, da nicht die relevanten Schadstoffe ausgewählt	nein.
Erhalt der Biodiversität (marin)			
Freisetzung von Öl auf See	ja	Dosis-Wirkungs-Beziehungen fehlen	evtl. für Öl, aber nicht für Gesamtwirkung auf marine Biodiversität.
Entdeckte Ölteppiche	ja	illustrativ; Mengen und Wirkungspfad fehlen	evtl. ergänzend.
Wirkungskategorie	Indikator...		
Indikatoren	...spezifisch für Verkehr	...repräsentativ für Wirkung	...vollständig für erhebliche Wirkungen
Schonung energetischer Ressourcen			
Endenergieverbrauch	ja	wenn Verhältnis End- zu Primärenergieträger konstant	ja, wenn nur Betrieb betrachtet.
zu entsorgende KFZ	ja	Bezug zur eingesparten Energie bzw. Umrechnungsfaktoren fehlen	Anteil anderer Fahrzeuge unbekannt. Nicht verwertete Abfälle aus Produktion und Infrastruktur fehlen.
Menge von Altreifen	ja	ja	Nicht verwertete/verwertbare Abfälle aus Produktion fehlen.
Schonung von Land als Ressource			
Flächeninanspruchnahme	ja	ja	ja bzgl. Überbauung/Versiegelung. nein bzgl. Verlärmung
zu entsorgende KFZ	ja	Nein, zu deponierende Menge unbekannt	Anteil anderer Fahrzeuge unbekannt. Nicht verwertete Abfälle aus Produktion und Infrastruktur fehlen.
Menge von Altreifen	ja	ja	Nicht verwertete/verwertbare Abfälle aus Produktion fehlen.
Landschaftsbild			
Flächeninanspruchnahme	ja	illustrativ, doch Dosis-Wirkungs-Beziehungen fehlen	unklar
durchschnittliche Größe unzerschnittener Gebiete	ja	illustrativ, doch Dosis-Wirkungs-Beziehungen fehlen	unklar

Tabelle 16 - Fortsetzung: Zusammenfassung: Systematisierung von Wirkungskategorien und Indikatoren sowie Qualifizierung, inwieweit die Umweltwirkungen repräsentativ und vollständig abgebildet werden.

Zusammengefasst:

- Fast alle Indikatoren sind spezifisch für Verkehr als Quelle oder Verursacher. Nur die Expositions-Indikatoren sind nicht spezifisch.
- Die meisten Indikatoren sind (tendenziell) repräsentativ für (einen Teil der) Wirkungen. Allerdings sind für einige Wirkungskategorien die Wirkungsketten entweder noch nicht bekannt oder für den gewählten Indikator nicht ausgeführt oder zusätzliche Informationen fehlen für eine Wirkungseinschätzung.
- Für die wenigsten Wirkungskategorien sind die vorgelegten Indikatoren oder die verfügbaren Daten vollständig.

Diese Einschätzungen werden für die Gesamtbewertung wichtig sein, um einerseits Doppelzählungen möglichst zu vermeiden, andererseits die Aussagekraft der vorhandenen Daten einschätzen und ggf. korrigieren zu können. Sie werden bei der Analyse der Datenqualität und der Aggregation einzelner Indikatoren bzw. Wirkungskategorien wieder aufgegriffen werden.

III.6 Absolute Vollständigkeit der Wirkungskategorien

Nach der Diskussion jedes Indikators und jeder Wirkungskategorie für sich, ist die ‚absolute Vollständigkeit‘ von TERM zu überprüfen, ob also alle wesentlichen Umweltwirkungskategorien betrachtet werden. Wie Grunwald (2002: 70ff) ausführt, lässt sich die Vollständigkeit nicht durch einen Abgleich mit äußeren, erkennbaren Fakten bestimmen, sondern ist Gegenstand einer Entscheidung: Es ist zu bewerten, inwieweit alle bekannten, nach den vorliegenden Informationen als relevant und erheblich erachteten Beurteilungsgesichtspunkte berücksichtigt wurden. In die Bestimmung der Vollständigkeit fließen also sowohl nachprüfbare Fakten als auch Werturteile ein. Damit erweitert sich die Fragestellung vom Gegenstand: „Was ist vollständig?“, zum Akteur: „Wer ist mit welcher Begründung befugt, zu beurteilen?“ und ggf. auch zum Prozess: „Wie kommt das Werturteil zustande?“

In dieser Arbeit wird sowohl eine analytische Position, indem u.a. die Konsequenzen unterschiedlicher Bewertungen untersucht werden, als auch eine angewandte Position eingenommen, indem politisch legitimierte und praktisch verwendete Bewertungen angesetzt werden (und keine individuellen)¹⁹. Hinsichtlich der Thematik „Umwelt-Wirkungskategorien“ sind die politisch-gesellschaftlichen Willensäußerungen beschränkt; dies ist eher Gegenstand von Fachdebatten.

¹⁹ Es soll nicht der Eindruck erweckt werden, dass die (natur-)wissenschaftliche Bearbeitung der Wirkungszusammenhänge frei wäre von Beurteilungen über Erheblichkeit und Relevanz. Der Unterschied ist eher gradueller Natur und kann auch nicht immer herausgearbeitet werden.

Daher werden hier zum einen die Ergebnisse der internationalen, europäischen und deutschen Standardisierungsarbeiten zu Ökobilanzen verwendet (DIN EN ISO 14.040). Diese wurden vom deutschen Umweltbundesamt als oberster Fachbehörde weitergeführt (UBA 1999) und für Ökobilanzen in Deutschland für verbindlich erklärt. Die vorgelegten Wirkungskategorien stammen eher aus einem Fachdiskurs und sind allgemein gültig für Umweltbeurteilungen. Zum anderen werden die gesetzlich verbindlichen Vorgaben nach der EU-Richtlinie zur Strategischen Umweltprüfung (RL 2001/42/EG) angesetzt, wie sie nicht zuletzt auch für (größere) Verkehrsinfrastrukturvorhaben zu berücksichtigen sind (vgl. Abschnitt III.6.1). Die Wirkungskategorien entstammen damit einem politischen Prozess.

Wirkungskategorien für Umwelt und Verkehr (TERM)	Wirkungskategorien für Ökobilanzen (UBA 1999)	Aspekte für Strategische Umweltprüfungen
Klimaschutz	✓ Treibhauseffekt	✓ klimatische Faktoren
Gesundheitsschutz (Lärm)	✓ (nicht operationalisiert)	✓ Gesundheit
Gesundheitsschutz (Unfälle)	nicht behandelt ¹⁾	✓ Gesundheit
Gesundheitsschutz (Luftschadstoffe)	(✓) u.a. Photooxidantien ²⁾	✓ Luft
Erhalt der Biodiversität (terrestr.)	Naturraumbeanspruchung (Schutzgut Ökosysteme und Ressourcen), Versauerung, terrestr. Eutrophierung und Photooxidantien	✓ biologische Vielfalt, Fauna, Flora, Luft
Erhalt der Biodiversität (marin)	(✓) aquatische Eutrophierung	✓ biologische Vielfalt, Flora, Fauna, Wasser
Schonung energetischer Ressourcen	✓ Energie	nicht behandelt
Schonung von Land als Ressource	✓ Naturraumbeanspruchung (Schutzgut Ressourcen)	✓ Boden
Landschaftsbild (nicht operationalisiert)	(✓) über Naturraumbeanspruchung (nicht operationalisiert)	✓ Landschaft
nicht behandelt	Stratosphärischer Ozonabbau	✓ Luft, Gesundheit
nicht behandelt	nicht behandelt	Sonstige Aspekte: Bevölkerung, Sachwerte, kulturelles Erbe einschließlich der architektonisch wertvollen Bauten und der archäologischen Schätze, alle Wechselbeziehungen.
1) „Allgemeine Risiken“ sind nach UBA (1999:14) „grundsätzlich zu behandeln“, aber nicht ausgeführt. 2) In UBA (1999) wird die gesundheitliche Bedeutung von Feinstaub/PM ₁₀ nicht behandelt. Nach heutigem Wissensstand ist dies unvollständig (WHO 1999, 2004, 2005; RL 1999/30/EG).		

Tabelle 17: Vergleich der Wirkungskategorien: Umweltwirkungen von Verkehr nach TERM, Wirkungskategorien in Ökobilanzen nach UBA (1999:14) und Beurteilungsaspekte in Strategischen Umweltprüfungen nach (RL 2001/42/EG: Anh. II).

Der Vergleich (**Tabelle 17**) zwischen den drei Systematiken zeigt: Alle drei Ansätze decken sich in allen wesentlichen Bereichen. Unterschiede bestehen in Details. Insbesondere umfasst TERM alle Wirkungskategorien, die nach UBA (1999) für Ökobilanzen und nach (RL 2001/42/EG) für Strategische Umweltprüfungen verbindlich sind. Ausnahmen:

- Die Wirkungskategorie ‚Stratosphärischer Ozonabbau‘, die für Ökobilanzen zu betrachten ist, kann für Verkehr vernachlässigt werden, weil sein Beitrag zur Gesamtbelastung unter 5% ist, wenn man das Ozon-Zerstörungs-Potential als Maß wählt (s. Abschnitt Datenaufbereitung).
- Die Beurteilungsaspekte ‚Sachwerte und kulturelles Erbe einschließlich der architektonisch wertvollen Bauten und der archäologischen Schätze‘ in Strategischen Umweltprüfungen lässt sich mit einem erweiterten Verständnis eines Schutzes von Boden, Landschaft und Naturraum integrieren: Boden wird dann auch hinsichtlich seiner Nutzungsfunktion, darunter auch als Träger von Bauten, und seiner Kulturfunktion, darunter auch als Träger von Information, geschützt, zusätzlich zu seinen in TERM und UBA-Ökobilanzen bereits explizit erfassten Regelungs- und Lebensraumfunktion (Bracher et al. 2000: 3).

Der Beurteilungsaspekt ‚Bevölkerung‘ in Strategischen Umweltprüfungen ist nicht näher definiert; hier wird er unter ‚menschliche Gesundheit‘ berücksichtigt. TERM geht über den Betrachtungsrahmen von UBA (1999) hinaus mit der expliziten Berücksichtigung von Unfällen und der marinen Verschmutzung. TERM und UBA (1999) gehen durch die Betrachtung der energetischen Ressourcen und des Landschaftsbildes über den verbindlichen Rahmen einer Strategischen Umweltprüfung hinaus. Evtl. ließen sich diese Aspekte unter ‚Sachwerten‘ oder ‚kulturellem Erbe‘ in Strategischen Umweltprüfungen subsummieren.

- Unterschiede zwischen den Ansätzen bestehen hinsichtlich der Bezeichnung der Wirkungskategorien und ihres genauen Umfangs: Während beispielsweise UBA (1999) die problematischen Wirkungen von Luftschadstoffen einzeln als Wirkungskategorien ‚Eutrophierung‘, ‚Versauerung‘ und ‚Bildung photochemischer Oxidantien‘ erfasst, und damit z.T. dieselben Schadstoffe mehrfach behandelt werden, werden sie in TERM summarisch unter dem Schutz von Ökosystemen, Vegetation und Biodiversität vor Luftschadstoffen behandelt. Noch summarischer bezieht sich (RL 2001/42/EG) nur auf die Umweltmedien betroffenen Luft, Wasser, Boden als Endpunkte der entsprechenden Wirkungen. Solche unterschiedlichen Klassifizierungen verstellen aber nicht das Wesentliche: Konsens besteht, diese Effekte zu berücksichtigen, egal unter welcher Überschrift!

Insgesamt kann TERM, gemessen an diesen Vorgaben, als ‚*absolut vollständig*‘ gelten. In manchen Bereichen mag TERM evtl. auch weiter gefasst als die beiden anderen Referenzen. Grosso modo scheint ein Konsens über die zu berücksichtigen Wirkungskategorien zu bestehen. Damit *entscheidet über die Qualität*, wie repräsentativ und ‚relativ vollständig‘ die einzelnen Wirkungskategorien *operationalisiert* werden und *wie verlässlich und aussagekräftig die benutzten Daten* sind.

III.6.1 Anhang: Vorgaben für eine Strategische Umweltprüfung

Die Wirkungskategorien und Beurteilungskriterien für Ökobilanzen nach (UBA 1999) sind kompatibel mit den Vorgaben der EU-Richtlinie zur Strategische Umweltprüfung (DIR 2001/49/EG): Gemäß Anhang If) sind bei einer Strategische Umweltprüfung u.a. zu berücksichtigen:

„die voraussichtlichen erheblichen Umweltauswirkungen (1), einschließlich der Auswirkungen auf Aspekte wie die biologische Vielfalt, die Bevölkerung, die Gesundheit des Menschen, Fauna, Flora, Boden, Wasser, Luft, klimatische Faktoren, Sachwerte, das kulturelle Erbe einschließlich der architektonisch wertvollen Bauten und der archäologischen Schätze, die Landschaft und die Wechselbeziehung zwischen den genannten Faktoren.“

„(1) Einschließlich sekundärer, kumulativer, synergetischer, kurz-, mittel- und langfristiger, ständiger und vorübergehender, positiver und negativer Auswirkungen.“

D.h. bei einer Strategischen Umweltprüfung soll zum einen auf die Wirkungen fokussiert werden, nicht auf ihre Ursachen oder vermittelnde Faktoren, was auch dem UBA-Ansatz entspricht. Zum anderen sollen möglichst vollständig alle „voraussichtlich erheblichen Umweltauswirkungen“ berücksichtigt werden, was auch Ziel der ganzheitlichen Bilanzierung im Sinne einer Ökobilanz nach ISO 14.040 ist. Die Vollständigkeit der Erfassung hängt aber von zwei Faktoren ab, wie z.B. Grunwald (2002:70f.) heraushebt: Das objektive Wissen, über das die Bearbeiter verfügen (können), sowie die subjektive Bewertung seiner Relevanz für die Fragestellung. Wenn beides transparent dokumentiert ist, kann es kritisch überprüft werden. Während die benutzten Fakten objektiv hinterfragt werden können, lassen sich die subjektiven Einschätzungen nur plausibilisieren und, bei Abweichung, durch eigene Bewertungen ersetzen. Für diese Erheblichkeitseinschätzung nennt die Richtlinie eine Reihe von Kriterien:

„Merkmale der Auswirkungen und der voraussichtlich betroffenen Gebiete, insbesondere in Bezug auf

- die Wahrscheinlichkeit, Dauer, Häufigkeit und Umkehrbarkeit der Auswirkungen;*
- den kumulativen Charakter der Auswirkungen;*
- den grenzüberschreitenden Charakter der Auswirkungen;*
- die Risiken für die menschliche Gesundheit oder die Umwelt (z. B. bei Unfällen);*
- den Umfang und die räumliche Ausdehnung der Auswirkungen (geographisches Gebiet und Anzahl der voraussichtlich betroffenen Personen);*
- die Bedeutung und die Sensibilität des voraussichtlich betroffenen Gebiets aufgrund folgender Faktoren:*
 - besondere natürliche Merkmale oder kulturelles Erbe,*
 - Überschreitung der Umweltqualitätsnormen oder der Grenzwerte,*

- *intensive Bodennutzung;*
- *die Auswirkungen auf Gebiete oder Landschaften, deren Status als national, gemeinschaftlich oder international geschützt anerkannt ist.*“ (DIR 2001/49/EG: Anh. II 2)

Offensichtlich greifen die Einzelkriterien zur Wirkungsabschätzung nach UBA (1999) die oben genannten Aspekte auf.

Kapitel IV Gewichtung der Wirkungskategorien und Datenaufbereitung

Um die Bewertungsmethode ELECTRE III anwenden zu können, müssen die Gewichte der einzelnen Wirkungskategorien nach UBA-Methode übertragen werden. Daraus kann dann eine Vorauswahl der Indikatoren abgeleitet und der Arbeitsaufwand für die weitere Auswertung erheblich reduziert werden. Für die identifizierten Schlüsselindikatoren werden die konkret verfügbaren Daten auf Homogenität geprüft, ihre Indifferenz- und Signifikanzschwellen in Abhängigkeit von den verfügbaren Daten bestimmt und schließlich werden die Daten aufbereitet und Lücken geschlossen.

IV.1 Gewichtung der Kriterien nach UBA-Verfahren

Zur Bewertung der in Ökobilanzen ermittelten Umweltauswirkungen von Produkten oder Prozessen hat das Umweltbundesamt eigene Kriterien entwickelt und grundsätzliche Gewichtungen vorgegeben (UBA 1999) (vgl. Kap II). Diese Methode, Kriterien und Gewichtungen werden hier übernommen bzw. übertragen. Das wird im folgenden kurz zusammengefaßt.

IV.1.1 Ökologische Gefährdung

Die Ökologische Gefährdung gibt, nach UBA (1999), an, als wie schwerwiegend die potentiellen Schäden einer Wirkungskategorie für die übergeordneten Schutzgüter „menschliche Gesundheit“, „Struktur und Funktion von Ökosystemen“ und „natürliche Ressourcen“ anzusehen sind. Vier Aspekte sind dabei zu berücksichtigen:

- a) die Wirkungstiefe und Hierarchieebene eines möglichen Schadens,
- b) die Reversibilität der Schadwirkung,
- c) die räumliche Ausdehnung des Schadens,
- d) die Unsicherheit in der Prognose der Wirkungen.

Die ökologische Gefährdung wird umso größer eingeschätzt, je tiefgreifender die Wirkungen und höher die betroffene Hierarchieebene ist, je schwieriger die Reversibilität der Schäden, je räumlich ausgedehnter die Wirkungen und je größer die Unsicherheit ist.

IV.1.2 Abstand zum Ziel

Der ‚Abstand zum Ziel‘ vergleicht den aktuellen mit dem angestrebten Umweltzustand. Die betreffende Wirkungskategorie wird umso höher gewichtet, je größer die negative Abweichung ist, d.h. je wahrscheinlicher das Eintreffen der Schadwirkung ist. Dazu sind, immer nach UBA (1999), die folgenden Aspekte zu berücksichtigen:

- a) der Abstand zwischen aktuellem Umweltzustand und angestrebten Umweltqualitätsziel oder, alternativ,
- b) der Minderungsbedarf, d.h. der Abstand zum Umwelthandlungsziel,
- c) die Richtung und Änderungsgeschwindigkeit des Trend.,
- d) die Durchsetzbarkeit und Wirksamkeit der Maßnahmen, die für eine Zielerreichung erforderlich sind.

Der Abstand zum Ziel wird als umso größer betrachtet, je weiter der aktuelle Zustand vom angestrebten Umweltqualitäts- oder Handlungsziel entfernt, je weniger der Trend sich annähert und je schwieriger die Erreichbarkeit eingeschätzt wird.

Die jeweiligen Einzelaspekte und die Gesamtbeurteilung für die ‚Ökologische Gefährdung‘ und den ‚Abstand zum Ziel‘ sind in UBA (1999-Anh. 1, 2) ausführlich dokumentiert. Hier werden die jeweiligen Gesamtbewertungen rekapituliert (**Tabelle 18**), und es wird auf die Lücken bzw. Inkongruenzen zwischen den beiden Ansätzen eingegangen.

Wirkungskategorien für Umwelt und Verkehr (TERM)	Wirkungskategorien für Ökobilanzen (UBA 1999)	Ökologische Gefährdung (UBA 1999)	Abstand zum Ziel (UBA 1999)
Klimaschutz	Treibhauseffekt	A	A
Gesundheitsschutz (Lärm)	nicht operationalisiert	nicht operationalisiert	
Gesundheitsschutz (Unfälle)	nicht behandelt ¹⁾	nicht behandelt ¹⁾	
Gesundheitsschutz (Luftschadstoffe)	Photooxidantien ²⁾	D	B
Erhalt der Biodiversität (terrestr.)	Naturraumbeanspruchung	A	B
	Versauerung	B	B
	terrestrische Eutrophierung	B	B
	Photooxidantien	D	B
Erhalt der Biodiversität (marin)	aquatische Eutrophierung	B	C
	oder Naturraumbeanspruchung	A	B
Schonung energetischer Ressourcen	Energie	C	B
Schonung von Land als Ressource	Naturraumbeanspruchung	A	B
Landschaftsbild (nicht operationalisiert)	über Naturraumbeanspruchung	nicht operationalisiert	
hier hinzugefügt	Stratosphärischer Ozonabbau	A	D
1) „Allgemeine Risiken“ sind nach UBA (1999:14) „grundsätzlich zu behandeln“, aber nicht ausgeführt. 2) In UBA (1999) wird die gesundheitliche Bedeutung von Feinstaub/PM ₁₀ nicht behandelt. Nach heutigem Wissensstand ist dies unvollständig (WHO 2004, 2005; RL 1999/30/EG).			

Tabelle 18: Bewertung der ‚Ökologischen Gefährdung‘ und des ‚Abstand zum Ziel‘ für die jeweiligen Wirkungskategorien nach UBA (1999:Anh. 2).

Bewertung in fünf Klassen: A/B/C/D/E = Höchste/hohe/mittlere/niedrige/niedrigste Priorität.

Einschränkungen:

Eigentlich müsste der spezifische Beitrag für jedes Jahr neu bestimmt werden. Während die Daten für den verkehrlichen Beitrag zwar vorliegen, müssten die Daten für den Beitrag der gesamten Gesellschaft noch ermittelt werden. Hier wird der spezifische Beitrag für das Jahr 2000 in Europa (EU15) abgeleitet, und auf die anderen Jahre übertragen. Da

dieses Kriterium nur zu einem Drittel in die Gesamtgewichtung der einzelnen Wirkungskategorien einfließt, können entstehende Ungenauigkeiten durch eine Sensitivitätsanalyse aufgefangen werden.

Außerdem werden hier die Bewertungen des deutschen Umweltbundesamtes für die ‚ökologische Gefährdung‘ und den ‚Abstand zum Ziel‘ auf EU15 übertragen. Zum einen existiert keine vergleichbare Bewertung auf Ebene der EU, zum anderen gehen die Bewertungen der allgemeinen Umweltsituation, die mit diesen Kriterien gespiegelt wird, immer von der europäischen Ebene und Zielsetzungen aus.

Wenn die hier untersuchte Bewertungsmethode auf europäischer Ebene weiter geführt werden sollte, dann müssten die Einzelbewertungen nochmals überprüft und explizit legitimiert werden. In dieser Arbeit kann ihr Einfluss nur über eine Sensitivitätsanalyse festgestellt werden.

IV.1.3 Übertragung der Bewertungen auf die TERM-Wirkungskategorien

Die unterschiedlichen Klassifizierungen der Wirkungskategorien machen es nötig, die Bewertungen von UBA anzupassen bzw. zu übertragen:

- Für die TERM-Wirkungskategorien Biodiversität (terrestrisch und marin) und Gesundheitsbeeinträchtigungen durch Luftschadstoffe ist die Übertragbarkeit der zugeordneten UBA-Bewertungen zu prüfen.
- Hinsichtlich der gesundheitlichen Beeinträchtigung durch Unfälle und Lärm sind anhand der oben genannten UBA-Beurteilungsaspekte analoge Bewertungen zu entwickeln.

IV.1.3.1 Biodiversität (terrestrisch und marin): Ökologische Gefährdung und Abstand zum Ziel

Die biologische Vielfalt ist in Europa vor allem bedroht durch die Fragmentierung von Habitaten, durch den direkten Entzug des Lebensraumes infolge einer semi-industriellen Land- und Forstwirtschaft sowie durch Überbauung und durch einen indirekten Entzug infolge von Verschmutzungen von Luft und Wasser (EC 1998; BfN 1999:41; UBA 2001:276). Diese verschiedenen Wirkungspfade werden durch die TERM-Indikatoren ‚durchschnittliche Größe unzerschnittener Gebiete‘, ‚Nähe von Schutzgebieten zu Verkehrswegen‘, ‚Flächeninanspruchnahme‘ und ‚Emissionen von Schadstoffen‘ repräsentiert, denen leicht UBA-Wirkungskategorien zugeordnet werden können (**Tabelle 19**). Für diese Indikatoren können die entsprechenden Bewertungen nach UBA (1999) direkt übernommen werden.

TERM-Wirkungskategorie Schutz der terrestrischen Biodiversität	entsprechende Wirkungskategorien für Ökobilanzen in UBA (1999)
TERM-Indikatoren für (terrestrische) Biodiversität	
Flächeninanspruchnahme, durchschnittliche Größe unzerschnittener Gebiete, Nähe von Schutzgebieten zu Verkehrswegen	} Naturraumbeanspruchung
Emissionen von Schadstoffen: NO _x , NMVOC, CO, SO ₂ , NH ₃	{ Versauerung, terrestrische Eutrophierung, Photooxidantien

Tabelle 19: Zuordnung der TERM-Wirkungskategorie ‚Schutz der terrestrischen Biodiversität‘ und ihren Indikatoren zu den Wirkungskategorien nach UBA (1999).

Die Alternative, die vier UBA-Wirkungskategorien zu einer einzigen Kategorie ‚terrestrische Biodiversität‘ zusammenzuführen, würde demgegenüber Annahmen zu Umrechnungsfaktoren bedürfen. Denkbar wäre, einen arithmetischen Mittelwert zu bilden oder im Sinne des Vorsorgeprinzips, die schlechteste Bewertung einer Teilkategorie als Gesamtbewertung zu übernehmen. Beides ist jeweils mit zusätzlichen Werturteilen verbunden, die hier vermieden werden können.

Für die TERM-Wirkungskategorie ‚marine Biodiversität‘ wird hier die UBA-Bewertung zur ‚aquatischen Eutrophierung‘ übernommen: Die Ökologische Gefährdung (B) und der Abstand zum Ziel (C) schließen zwar Küstengewässer mit ein, beziehen sich aber vor allem auf aquatische Ökosysteme. Diese sind aber weniger durch Öleintrag als durch Phosphor-, Stickstoff- und Schwermetalleinträge gefährdet, was in ähnlichem Maße auch für die Meere gilt (UBA 1999:A1-21; UBA 2001:236, 258).

IV.1.3.2 Gesundheitsbeeinträchtigungen durch Luftschadstoffe: Ökologische Gefährdung und Abstand zum Ziel

Hinsichtlich der direkten gesundheitlichen Beeinträchtigung durch Schadstoffe wird in UBA (1999:A1-5f) eine Einzelfallbetrachtung vorgeschlagen. Nach neuesten Abschätzungen der Welt-Gesundheits-Organisation (WHO) sind auf die Belastung der Luft mit Fein(st)partikeln in Europa jährlich ca. 288.000 vorzeitige Todesfälle mit etwa 3.000.000 verlorenen Lebensjahren zurückzuführen. Dabei scheint das relative Risiko von Partikeln das relative Risiko von Ozon um ein Mehrfaches zu überwiegen und auch bei den heute anzutreffenden niedrigeren Konzentrationen zu bestehen (WHO 2004:16ff; WHO 2005). Beide Schadstoffe sind in besonderem Maße vom Verkehr beeinflusst. Die einzelnen Beurteilungsaspekte nach UBA (1999) zur Bewertung der Ökologischen Gefährdung können daher wie folgt beantwortet werden:

- a) hohe Schadenszahl und direkte Beeinträchtigung der menschlichen Gesundheit;
- b) irreversibel,
- c) europaweit,

d) hohe Unsicherheiten hinsichtlich Dosis-Wirkungs-Beziehung.

Eine A-Bewertung wurde beispielsweise für die Wirkungskategorie Treibhauseffekt gegeben, weil er global, irreversibel und tiefgreifend alle Ökosysteme und Menschen betrifft, bei hoher Unsicherheit über die Wirkungsmechanismen. Diese Bewertung erscheint für Luftverschmutzung nur bei einer sehr hohen Gewichtung des menschlichen Lebens gerechtfertigt zu sein. Eine Gesamtbewertung C wurde etwa für fossile Ressourcen begründet mit: Globale und irreversible Auswirkung, jedoch keine Unsicherheit über Wirkungsmechanismus und nur relevant für Schutzgut Ressourcen, das im wesentlichen über die Chancengleichheit für künftige Generationen bestimmt ist. Im Vergleich zu diesen Beurteilungsaspekten erscheinen die akuten und fatalen Folgen von Luftverschmutzung eine höhere Bewertung zu rechtfertigen. Daher wird hier die *ökologische Gefährdung insgesamt mit B bewertet*, analog zu Versauerung und Eutrophierung, die irreversibel, europaweit ganze Ökosysteme betreffen.

Für das zweite Kriterium, den Abstand zum Ziel, ist das letztlich angestrebte Ziel zu bestimmen. In der Systematik von UBA (1999) soll der Zielzustand nachhaltig sein, was z.B. im EU-Aktionsprogramm für die Umwelt mit „keine signifikanten Gesundheitsauswirkungen“ (EC 2001b: 5) bzw. „Schaden unwahrscheinlich“ (RL 2002/3/EG) übersetzt wurde. Für die Luftqualität hat die EU-Richtlinie (RL 1999/30/EG) Grenzwerte (als Umwelthandlungsziele) gesetzt, die mindestens einzuhalten sind, darunter einen langfristigen Grenzwert für die PM₁₀-Konzentration von 20 µg/m³ im Jahresmittel ab 2010 und einen Wert von 120 µg/m³ im 8h-Mittel für Ozonkonzentrationen. Hinsichtlich der Beurteilungsaspekte nach UBA 1999 gilt:

- a) Sowohl das angestrebte Handlungsziel als auch das Qualitätsziel „gesundheitlicher Schaden unwahrscheinlich“ werden heute in weiten Teilen Europas verfehlt: Ca. 10-40% der mit den jeweiligen Messstationen abgedeckten Bevölkerung in EEA18 ist Grenzwertüberschreitungen ausgesetzt (EEA 2003:20,25). Nach neuesten Abschätzungen der WHO sind in Europa ca. 288.000 vorzeitige Todesfälle vor allem auf erhöhte Belastungen der Luft mit Fein(st)staub und Ozon zurückzuführen (WHO 2005).
- b) Ein abnehmender Trend der Belastungen kann nicht konstatiert werden oder – wenn man das Vorsorgeprinzip stärker betont – ein stagnierender bis steigender Trend ist zu befürchten (EEA 2003:58f; WHO 2004:18).
- c) Deutliche und großräumige Minderungen erfordern weitreichende Maßnahmen/Reduktionen in vielen gesellschaftlichen Sektoren und dürften daher schwer durchzusetzen sein (UBA 1999:A1).

Die gesundheitsrelevanten Partikelanteile hängen zu fast 90% von den sogenannten Vorläufersubstanzen ab, und zwar besonders von den Stickoxiden NO_x (de Leeuw 2002).

Daher kann deren Bewertung nach UBA hier direkt übernommen werden. d.h. eine *Gesamtbewertung B* wird für den Abstand zum Ziel angesetzt.

IV.1.3.3 Unfälle: Ökologische Gefährdung und Abstand zum Ziel

Die Wirkungskategorie Unfälle und ihre gesundheitlichen Folgen: Tod, Invalidität, schwere oder leichte Verletzung, sind in UBA (1999) nicht operationalisiert. Die Unfallmortalität hat aber in Europa einen hohen Anteil an den gesundheitlichen Risiken. Wenn die Unfallrate zusätzlich mit der Zahl der statistisch verlorenen Lebensjahre oder einer möglichen Invalidität bzw. anderen Langfristschäden gewichtet wird, erscheinen die Folgen noch schwerwiegender, weil tendenziell Jüngere in Unfälle verwickelt sind und daher die statistisch verlorene Lebenszeit größer als der Anteil an den Unfallzahlen ist (EuroStat 2003:133ff).

Als untere Grenze kann die verlorene Lebenszeit der Verkehrstoten abgeschätzt werden. Ca. 40.000 Verkehrstote jährlich in EU15 mit einer statistisch verlorenen Lebenserwartung von 40 Jahren (EuroStat 2003:135), verglichen mit insgesamt 134.000 Unfalldtoden in EU15 im Jahr 2000 (Bauer et al. 2002: 44).

Die Beurteilungsaspekte nach UBA (1999) zur Bewertung der Ökologischen Gefährdung können daher wie folgt beantwortet werden:

- a) hohe Schadenszahl; unmittelbare Beeinträchtigung der menschlichen Gesundheit;
- b) irreversibel bei Tod oder Invalidität,
- c) europaweit,
- d) keine Unsicherheiten hinsichtlich Dosis-Wirkungs-Beziehung.

Analog zur und mit derselben Begründung wie für die Gesundheitsbeeinträchtigung durch Luftschadstoffe wird hier die *ökologische Gefährdung insgesamt mit B bewertet*.

Für das zweite Kriterium ist – gemäß der Systematik von (UBA 1999) - ein „nachhaltiges Ziel“ zugrunde zu legen. Es scheint nicht gewagt, ein ähnliches Ziel wie bei Luftverschmutzungen anzusetzen: Unfallinzidenz und –schwere sollten soweit sinken, dass „keine signifikanten Gesundheitsauswirkungen“ bestehen, ein „Schaden unwahrscheinlich“ ist oder, in der Formulierung der deutschen Nachhaltigkeitsstrategie: „Gefahren und unvermeidbare Risiken für die menschliche Gesundheit sind zu vermeiden“ (EC 2001b:5; RL 2002/3/EG; Bundesregierung 2002:18). Speziell für Verkehrsunfälle hat die EU das Ziel vorgegeben, die Zahl der Unfalldtoden im Straßenverkehr im Zeitraum 2000 bis 2010 zu halbieren (EC 2001:76), was hier angesetzt wird. Hinsichtlich der Beurteilungsaspekte für den Abstand zum Ziel nach (UBA 1999) gilt:

Der Abstand zum Ziel ist heute (noch) groß (EuroStat 2003:133ff).

Zumindest für Verkehrstote ist ein deutlich sinkender Trend in EU-15 zu konstatieren. Demgegenüber scheint die Zahl der Verletzten bzw. der Unfälle bestenfalls leicht zu sinken (TERM 2003 09).

Minderungen der Unfallschwere scheinen zu funktionieren; weitergehende Minderungen scheinen im Wesentlichen von der gesellschaftlichen Akzeptanz von Maßnahmen abzuhängen.

Damit kann der Abstand zum Ziel kleiner eingeschätzt werden, als für die oben behandelten Wirkungskategorien. Hier wird daher eine *Gesamtbewertung C angesetzt*.

IV.1.3.4 Lärm: Ökologische Gefährdung und Abstand zum Ziel

Die Wirkungskategorie Lärm ist in UBA (1999) unter Hinweis auf die hohe zeitliche und räumliche Variabilität bzw. Abhängigkeit der Wirkungen nicht operationalisiert. Umgebungslärm wird von vielen Menschen als eines der größten akuten Umweltprobleme angesehen; etwa 120 Millionen Menschen sind in der EU Lärmpegeln größer 55 dB(A) ausgesetzt, was in der Regel zumindest als erhebliche Belästigung empfunden wird (EuroStat 2003:127). Die Beurteilungsaspekte nach (UBA 1999) zur Bewertung der Ökologischen Gefährdung lassen sich wie folgt bewerten:

- a) große und unmittelbare Belästigung, evt. gesundheitliche Beeinträchtigung;
- b) in der Regel reversibel, wenn Lärmbelastung sinkt;
- c) europaweit,
- d) mittlere Unsicherheiten hinsichtlich Dosis-Wirkungs-Beziehung (Lambert et al. 2002).

Die gesundheitlichen Wirkungen sind weder in demselben Maße fatal noch persistent, wie für die anderen, oben behandelten Gesundheitsbeeinträchtigung. Daher fällt die Gesamtbewertung der *ökologischen Gefährdung mit C* niedriger aus.

Hinsichtlich des Abstandes zum Ziel kann als erklärtes Ziel der EU-Lärmpolitik eine

„...erhebliche Verringerung der Anzahl von Personen, die langfristigen andauernden mittleren Lärmpegeln — insbesondere Verkehrslärm — ausgesetzt sind, die gemäß wissenschaftlichen Studien eine gesundheitsschädigende Wirkung haben...“ (EC 2001b:Art 7 (1)).

angesehen werden. Damit kann für die einzelnen Beurteilungsaspekte angesetzt werden (EuroStat 2003:126ff; UmweltAmt 2001; UBA 2001:322ff):

- a) Der Abstand zum Ziel ist heute (noch) groß.
- b) Seit vielen Jahren führen Minderungsmaßnahmen in einzelnen Bereichen nicht zu der gewünschten Senkung der Gesamtbelastung.

- c) Um tiefgreifenden Erfolg zu haben, müssten die Minderungen besonders im Verkehrsbereich sehr drastisch ausfallen. Dies hat bisher nur geringe gesellschaftliche Akzeptanz gefunden.

Damit ist zu erwarten, dass der Abstand zum Ziel auf hohem Niveau stagniert, was etwa der Bewertung zur Naturraumbeanspruchung entspricht. Damit wird hier der *Abstand zum Ziel insgesamt mit B bewertet*.

IV.1.3.5 Zusammenfassung der hier entwickelten Bewertungen

Tabelle 20 fasst die oben entwickelten Bewertungen zusammen.

Wirkungskategorien für Umwelt und Verkehr (TERM)	analoge Wirkungskategorien für Ökobilanzen (UBA 1999)	Ökologische Gefährdung (hier)	Abstand zum Ziel (hier)
Erhalt der Biodiversität (terrestr.): Flächeninanspruchnahme, unzerschnittene Gebiete, Schutzgebiete	wie Naturraumbeanspruchung	A	B
Emissionen von NO _x , SO ₂ , NH ₃	wie Versauerung	B	B
Emissionen von NO _x , NH ₃	wie terrestrische Eutrophierung	B	B
Emissionen von NO _x , NMVOC, CO	wie Photooxidantien	D	B
Erhalt der Biodiversität (marin)	wie aquatische Eutrophierung	B	C
Gesundheitsschutz (Luftschadstoffe)	nicht behandelt ¹⁾	B	B
Gesundheitsschutz (Unfälle)	nicht behandelt ¹⁾	B	C
Gesundheitsschutz (Lärm)	nicht operationalisiert	C	B

Tabelle 20: Übersicht über die hier entwickelten Bewertungen der ‚Ökologischen Gefährdung‘ und des ‚Abstand zum Ziel‘ für die Wirkungskategorien.

Bewertung in fünf Klassen: A/B/C/D/E = Höchste/hohe/mittlere/niedrige/niedrigste Priorität.

IV.1.4 Spezifischer Beitrag des Verkehrs

Für den spezifischen Beitrag ist quantitativ der Anteil des Verkehrs zur jährlichen Gesamtbelastung je Wirkungskategorie zu bestimmen. Die geographische Systemgrenze ist EU15; wenn keine verlässlichen Daten vorliegen wird hilfsweise Deutschland angesetzt. Im folgenden werden die Wirkungskategorien diskutiert, für die entweder Daten nicht bzw. nicht im Rahmen dieser Arbeit verfügbar sind, beispielsweise die gesundheitliche Beeinträchtigung durch Lärm oder die verkehrsbedingte marine Verschmutzung. Für andere Wirkungskategorien existieren mehrere Endpunkte, oder die Wirkungsmechanismen unterliegen größeren Unsicherheiten, oder die Charakterisierungsfaktoren sind noch nicht etabliert bzw. akzeptiert, beispielsweise für gesundheitliche Wirkungen von Luftschadstoffen oder Aufkommen und Entsorgung von Altfahrzeugen und –reifen.

Eine Schwierigkeit ist, sowohl spezifisch für Verkehr als Quelle als auch charakteristisch für die Wirkungen zu sein. Soweit möglich, werden nur natürliche oder physikalische Einheiten bzw. Charakterisierungsfaktoren verwendet; Umrechnungen mit ökonomischen bzw. monetären Faktoren werden aufgrund der impliziten Bewertungen vermieden.

IV.1.4.1 Unfalltote und Verletzte im Verkehr: Schutz der Gesundheit

Der spezifische Beitrag wird – im ersten Ansatz - als Anteil der bei Verkehrsunfällen Getöteten und Verletzten an den insgesamt infolge von Unfällen Getöteten und Verletzten berechnet (**Tabelle 21**). Problematisch ist dabei zum einen die Ermittlung der Verletztenzahl in der EU15, zum anderen eine Einschätzung, inwieweit unterschiedliche Unfallschweren aggregierbar oder überhaupt vergleichbar sind. Da aber keine einheitlichen bzw. konsistenten Daten zur Gesamtzahl der Verunfallten nach Schweregraden vorliegen (vgl. KUSS 2002; EuroStat 2003:135; BÄK 2001:5; Steiner & Bauer 2004:34), wird der spezifische Beitrag hier nur als erste Abschätzung herangezogen.

Unfallsschwere (in 1.000)	Verkehr CARE für 2002	Verkehr nach IRTAD	Alle Unfälle	Anteil Verkehr an Gesamt
Getötete	39	42	103 - 134	31 - 41%
Invalidität	-	(74)	(398 – 604)	(12 - 19%)
Hospitalisierte / Schwerverletzte	278	558	3.506 – 5.065	11 - 16%
Leichtverletzte	1.411	1.728	22.432 – 24.081	7 - 8%
Bemerkungen: Werte stammen aus den Jahren 1998-2002, um möglichst alle Felder für alle Länder füllen zu können. Daher, und wegen Überschneidungen bzw. Lücken, sind Daten als erste Abschätzungen zu betrachten. Daten zur Invalidität stammen nur von einem Land und werden daher nur zur Illustration aufgelistet. Verkehr umfasst nur Daten zu Straßenverkehrsunfällen. Schwer Verletzte sind hier gleich gesetzt mit hospitalisierten Verletzten.				

Tabelle 21: Basis- und Referenzwerte (extrapoliert) für Unfälle in EU15 (Quelle: KUSS 2002:40f).

Zur Verbesserung des Vergleiches müsste die unterschiedliche Schwere der Unfallfolgen berücksichtigt werden. Für Getötete kann ein erster Hinweis aus der statistisch verlorenen Lebenszeit je Todesursache abgeleitet werden:

„...Im Vergleich zur normalen Lebenserwartung entspricht ein tödlicher Straßenverkehrsunfall im Durchschnitt einem Verlust von 40 Lebensjahren. Die entsprechenden Verlustzahlen betragen bei Krebstod 10,5 Jahre, bei Tod infolge von Herz-Kreislauf-Erkrankungen 9,7 Jahre“ (EuroStat 2003:135).

Bezogen auf die verlorene Lebenszeit sind also Verkehrsunfälle mit Todesfolge noch wesentlich bedeutsamer als ihr zahlenmäßiger Anteil an der Mortalität. Daher stellt der oben abgeschätzte Anteil von mindestens 30% an allen tödlichen Unfällen nur eine untere Grenze für ihren spezifischen Beitrag gemessen in verlorener Lebenszeit dar.

Für Verletzungen scheinen die Unterschiede weniger signifikant, wenn man die durchschnittliche Behandlungszeit im Krankenhaus heranzieht. Sie unterscheidet sich, nach vorläufigen Daten, bei Verkehrsunfällen nicht signifikant von anderen Unfällenursachen (KUSS 2002:40). D.h. der spezifische Beitrag des Verkehrs zum Endpunkt ‚Schwer Verletzte‘ liegt zwischen 10 und 20% in der EU15.

IV.1.4.2 Freisetzung von Öl auf See bzw. marine Biodiversität

Nach (TERM 2002 10b) ist der Schiffsverkehr und seine unerlaubten oder unfallbedingten Ölfreisetzungen eine von mehreren verschmutzenden Quellen, neben Ölplattformen, Landeinrichtungen und Eintrag durch Flüsse. Hinsichtlich der unmittelbaren verkehrlichen Aktivitäten kann er damit als *repräsentativ und vollständig* angesehen werden.

Der Öleintrag über Flüsse ist nicht bekannt, dürfte insgesamt aber vernachlässigbar sein, da er nicht als Problem figuriert. Von Ölplattformen und Raffinerien werden im langjährigen Mittel ca. 15.000 t Öl jährlich in die marine Umgebung freigesetzt, davon ca. 3.000 t im Mittelmeer (EEA 2002a:98; REMPEC:19). Die unfallbedingten Freisetzungen von Schiffen unterliegen hohen jährlichen Schwankungen: Das gleitende 5-Jahres-Mittel sinkt von Anfang bis Ende der 90'er Jahre von jährlich 70.000 t über 20.000 t auf 6.000 t (TERM 2002 10a).

Hinsichtlich der illegalen Freisetzungen während des Betriebs wurden für 1999 mindestens 14.000 t allein für das Mittelmeer abgeschätzt (Pavlakis et al. 2001:6f). Wenn man gleiches Verhalten auch in Nord- und Ostsee unterstellt, d.h. im wesentlichen gleiche Menge Öl je entdeckter Freisetzung²⁰, und auf die Zahl der bei Überwachungsflügen festgestellten Ölsuren überträgt, dann werden schätzungsweise weitere 8.000 bis 13.000 t Öl jährlich in diesen Seegebieten illegal freigesetzt. Die Dunkelziffer ist unbekannt.

Demnach wird hier angesetzt: ca. 45.000 t Öl werden durchschnittlich jährlich in die europäischen Gewässer freigesetzt. Davon werden 10.000 t bzw. 22% der unfallbedingten Freisetzung und 20.000 t bzw. 44% der betrieblichen Freisetzung von Schiffen zugerechnet. Der Rest entfällt auf off-shore Einrichtungen und Raffinerien.

Unklar ist jedoch der ökologische Schaden, genauer: welcher Anteil an der Gefährdung bzw. Veränderung der marinen Biodiversität entfällt auf die verkehrsbedingten Öleinträge? Hier scheinen Stickstoff- und Phosphoreinträge einen viel stärkeren Beitrag zu leisten (UBA 2001: 236, 258).

IV.1.4.3 Altfahrzeuge und Altreifen: Wiederverwertung bzw. Entsorgung

Die Daten hinsichtlich Verwertung oder Verbleib von Altfahrzeugen und Altreifen sind weder für Deutschland noch für EU15 verlässlich, soweit sie überhaupt bekannt sind. Dies dürfte sich erst nach erfolgreicher Umsetzung eines Monitoring infolge der entsprechenden EU-Verordnungen ändern (RL 2000/53/EG).

Hinsichtlich der möglichen energetischen Einsparungen durch Wiederverwendung oder –verwertung von Altfahrzeugen und –reifen muss hier daher eine erste Abschätzung der

²⁰ Zwischen 6,2 und 10,2 t Öl je entdeckter Spur (Pavlakis et al. 2001: 6f). Zahl der entdeckten Spuren in der Nordsee ~ 750, in der Ostsee ~500 (TERM 2002 10b).

Größenordnung mit Werten für Deutschland genügen: Keimel et al. (2004) haben u.a. Energieverbrauch und CO₂-Emissionen des Verkehrs in Deutschland über den gesamten Lebensweg untersucht, d.h. über den Betrieb der Fahrzeuge, ihre Produktion, die Produktion aller Vorprodukte, die Bereitstellung der Infrastruktur sowie verkehrsbezogene Dienstleistungen. Über alle diese Stufen entfallen ca. 20% des gesamten Energieverbrauchs des Verkehrs in Deutschland auf die unmittelbare Produktion von Fahrzeugen, davon mehr als 90% auf Straßenfahrzeuge (Keimel et al. 2004:113ff). Dieser Anteil scheint unter verschiedenen Szenarien konstant. Wenn man weiter optimistisch annimmt, dass durch Wiederverwendung oder –verwertung von Altfahrzeugen und –reifen insgesamt ca. 50% der ansonsten aufzuwendenden Produktionsenergie eingespart werden können, dann liegt die insgesamt eingesparte Energie bei ca. 10% der Gesamtenergieaufwendungen für Verkehr. Bezogen auf den Endenergieeinsatz in der gesamten Volkswirtschaft, dem Bezugswert für den spezifischen Beitrag, entspricht das ca. 6%, wenn man nach Keimel et al. (2004:106) ein Verhältnis von 2:1 zwischen eingesetzter Energie der Kraftstoffe (=Betrieb der Fahrzeuge) und dem Fahrzeugbau ansetzt. Der Wert von 6% wird hier als obere Abschätzung für den spezifischen Beitrag von Altfahrzeugen und –reifen zur Schonung energetischer Ressourcen angesetzt.

Auch hinsichtlich der Flächeninanspruchnahme durch Beseitigung von Altfahrzeugen und –reifen in Deponien liegen weder verlässliche noch aktuelle Daten vor. Hier werden daher wieder Abschätzungen für Deutschland angenommen: Die Gesamtfläche von Abwasser, Abfallbeseitigungs- und –entsorgungseinrichtungen, darunter auch Deponien, ist in Deutschland von 1993 bis zum Jahr 2001 um fast 40% gestiegen und hat heute einen Anteil von 1,7% an der für wirtschaftliche Aktivitäten genutzten Fläche (StatBA 2004). Von den schätzungsweise 850.000 t deutscher Schrottfahrzeuge, die in Deutschland oder im Ausland zu entsorgen sind, verbleiben ca. 30% oder 255.000 t als Shredder-Leicht-Fraktion, die in den letzten Jahren in der Regel deponiert wurde (RAND et al. 2003). Hinzu kommen ca. ein Drittel des Altreifenaufkommens von 650.000 t zur Depositionierung, also ca. 220.000 t (TERM 2002 11b). Bezogen auf ca. 50 Mio. t Abfälle, die 1997 in Deutschland in Deponien eingebracht wurden (UBA 2001:73), liegt der Anteil der Alt-Pkw am deponierten Aufkommen bei etwa 0,5%, der Anteil der Pkw-Altreifen bei ca. 0,4%. Das zu beseitigende Abfallaufkommen anderer Fahrzeuge, besonders von schweren Nutzfahrzeugen, ist noch weniger bekannt. Wenn man aber ihre Bestandeszahl zugrunde legt, dann dürften die zu beseitigenden Mengen den Anteil der Pkw zwar nicht erreichen, aber dennoch nicht zu vernachlässigen sein²¹. Damit wird hier der spezifische

²¹ Zu den Pkw-Altreifen kommen Lkw- und andere Reifen hinzu. Für Frankreich wurde das Aufkommen im Jahr 2000 auf ca. 234 kt Pkw-Reifen, 123 kt Lkw-Reifen und 17 kt Reifen von leichten Nutzfahrzeugen und sonstigen abgeschätzt, also ca. 63 zu 33 zu 4% (ADEME 2003).

Beitrag von Fahrzeugen und Reifen zur Abfallbeseitigung in Deponien in EU15 mit ca. 1% respektive 0,6% großzügig abgeschätzt. Da gemäß EU-Richtlinien ab 2006 bzw. 2010 die Deponierung von Fahrzeug- oder Reifenabfällen untersagt ist, wird der spezifische Anteil des Verkehr – bei erfolgreicher Umsetzung – ganz zurückgehen.

Ökologisch wesentlich relevanter als diese Betrachtung der reinen Massenströme wäre eine Einschätzung des ökologischen Risikos oder der Toxizität, die von den nicht-verwerteten Stoffen ausgeht. Da hierzu aber keine Angaben vorliegen, wird das im weiteren nicht aufgegriffen.

IV.1.4.4 Gesundheitsbeeinträchtigung durch Luftschadstoffe

Eine eindeutige und quantitative Quellenzuordnung der Mortalität bzw. Morbidität ist in den einschlägigen Risikountersuchungen für Europa nicht vorgenommen worden, selbst Emissionen aus Verbrennungsprozessen in Industrie und Verkehr der größte Anteil zugemessen wird (WHO 2004:10ff; WHO 2005). Daher wird hier als erster Ansatz der verkehrsbedingte Anteil an den Emissionen, der relativ genau bekannt ist, mit dem verkehrsbedingten Anteil an den resultierenden Wirkungen gleichgesetzt. Für Partikel, Ozon, Versauerung und Eutrophierung werden die potentiellen Immissionen bzw. Bildungsraten nach (de Leeuw 2002) angesetzt. Dies dürfte *für den gesundheitsrelevanten Anteil von Verkehrsemissionen eine untere Abschätzung* sein, da

- die Emissionen von Kraftfahrzeugen in urbanen Gebieten häufig die resultierende Immissionkonzentrationen dominieren (TERM 2003 04),
- infolge dessen überdurchschnittlich viele Menschen exponiert sind,
- ein sehr großer Anteil der Feinpartikel PM_{2,5} aus Verbrennungsmotoren zu stammen scheint bzw. als Sekundärpartikel aus den Gasen gebildet wird und diese Partikelfraktion zusätzlich als besonders gesundheitsgefährdend eingestuft wird (WHO 2004:10f; WHO 2005),
- nicht zuletzt partikelförmiger Dieselruß als überdurchschnittlich toxisch eingestuft wird (WHO 2004:10f).

Die so abgeschätzten spezifischen Beiträge liegen zwischen 40 und 65% (**Tabelle 23**).

IV.1.4.5 Gesundheitsbeeinträchtigung durch Lärm

Die TERM-Daten zu Exposition und Belästigung durch Verkehrslärm beruhen auf Modellrechnungen, Hochrechnungen oder Erhebungen einzelner Länder, vor allem auf Daten von Deutschland, Frankreich und den Niederlanden, haben kein einheitliches Bezugsjahr und liegen nicht als Zeitreihe vor. Der aktuelle TERM-Indikator zur Lärmbelastung (TERM 2001) ist seit 1999 nicht fortgeschrieben worden, weil Ergebnisse aus der Implementie-

rung der EU-Richtlinie zum Umgebungslärm (RL 2002/49/EG) abgewartet werden. Daten zur Gesamtlärmbelastung in Europa werden nicht bereitgestellt, daher wird hier auf Umfragen in Deutschland zurück gegriffen, um den spezifischen Beitrag des Verkehrs zu bestimmen (**Tabelle 22**):

Verkehrslärm wird bei Befragungen in Deutschland am häufigsten als Quelle für Belästigungen genannt, dabei insbesondere der Straßenverkehr (UBA 2001:321). Dies gilt sowohl für starke wie mäßige Belästigung und wird durch deutschlandweite Modellrechnungen zur Belastung (UBA 2001:322f), durch regionale Erhebungen (Schreckenberget al. 1999) und durch lokale Untersuchungen (UmweltAmt 2001) bestätigt.

Geräuschquelle	äußerst	stark	gestört und belästigt:			überhaupt nicht
			mittelmäßig	etwas		
Straßenverkehr	5%	12%	20%	28%		35%
Nachbarn	2%	4%	11%	23%		60%
Flugverkehr	2%	5%	9%	21%		63%
Industrie u. Gewerbe	1%	3%	8%	15%		73%
Schienenverkehr	1%	4%	7%	11%		77%

Tabelle 22: Lärmbelästigung der Bevölkerung nach Geräuschquellen in Deutschland 2002 (UBA 2003).

Hier wird, zurückhaltend, ein spezifischer Beitrag des Verkehrs von 50% zur Lärmbelästigung der Bevölkerung angesetzt.

IV.1.4.6 Energieverbrauch, Klimaschutz, Flächeninanspruchnahme, Fragmentierung und Landschaftsbild

Nach EuroStat (2001:11) entfielen 2001 ca. 32% des Endenergieverbrauchs in EU15 auf den Verkehrssektor, exklusive Abgaben für den internationalen Verkehr (international bunkers). Diese werden auch hier nicht gezählt, um mit den Angaben für die Schadstoffemissionen kompatibel zu bleiben. Nach EEA (2003a:37) stammten 2001 ca. 21% der Treibhausgas-Emissionen in EU15 aus dem Verkehrssektor, exklusive der Emissionen des internationalen Verkehrs (international bunkers). Diese werden auch hier nicht gezählt, um mit den Angaben für die Schadstoffemissionen kompatibel zu bleiben. Hier wird die Flächeninanspruchnahme durch Siedlungs- und Verkehrsflächen gezählt, weil dadurch in der Folge praktisch jede andere Nutzung ausgeschlossen ist. Da für Europa keine Daten vorliegen, werden hilfsweise die Werte für Deutschland angesetzt. Im Jahr 1997 betrug der Anteil der Verkehrsflächen an der gesamten Siedlungs- und Verkehrsfläche ca. 40% (UBA 2001:21). Dieser Wert wird hier als spezifischer Beitrag des Verkehrs angesetzt. Zum Gesamtbeitrag oder dem Schweregrad der Flächenzerschneidung und Verinselung durch Verkehrswege oder andere menschliche Flächennutzungen liegen keine Daten vor. Hier wird angenommen, dass der spezifische Beitrag des Verkehrs bei 50% liegt, dass also die andere Hälfte auf Siedlungen, land- und forstwirtschaftliche Nutzungen entfällt. Die Wirkungskategorie ‚Beeinträchtigung des Landschaftsbild‘ ist nicht

operationalisiert, es liegen weder Daten noch Zielwerte vor. Daher wird sie hier nicht weiter betrachtet.

Alle oben abgeleiteten spezifischen Beiträge sind mit kurzen Begründungen in **Tabelle 23** zusammengefasst.

Wirkungskategorie zugeordnete Indikatoren	Spezifischer Beitrag (Wert des Indikators zu Gesamt)
Klimaschutz Endenergieverbrauch Emission von Treibhausgasen	redundant: 2001, excl. internat. bunkers (EuroStat 2001:11): EU15/D: 32 / 30%. 2001, excl. internat. bunkers (EEA 2003a:37): EU15: 21%.
Luftschadstoffe Emissionen von Schadstoffen Exposition gegenüber Schadstoffen (potentielle Immissionen)	1999 (EEA 2003:69), je EU15 : PFP/PM ₁₀ -eq.: 38%, NO _x : 65%, TOFP/NMHC-eq.: 53%, SO ₂ : 5%. Großräumige und langfristige durchschnittliche Exposition: 1999 (EEA 2003:69), je EU15 : PM ₁₀ : 38%, NO _x : 65%, TOFP: 53%.
Lärm Exposition gegenüber Verkehrslärm Belästigung durch Verkehrslärm	-/- keine Daten vorliegend. 50%, nach Abschätzung für Deutschland (s. Text).
Unfälle Unfalltote Verletzte	Anteil an Unfalltoten: 30-40%. Anteil an verlorener Lebenszeit: >50% (KUSS 2002:40). Anteil an Hospitalisierten: 10-20%. Anteil an unfallbedingter Behandlungsdauer: 10-20% (KUSS 2002:40).
Erhalt der Biodiversität (terrestr.) Fragmentierung Schutzgebiete und Verkehrswege Flächeninanspruchnahme Emissionen von Schadstoffen Exposition gegenüber Schadstoffen	Annahme: zur Hälfte durch Verkehrswege nicht operationalisiert ca. 40% Anteil an Siedlungs- und Verkehrsfläche in Deutschland (UBA 2001:21) 1999 (EEA 2003:69), je EU15 : NO _x : 65%, TOFP: 53%, SO ₂ : 5%, AcidPot: 25%, EutrophPot: 34%. Großräumige und langfristige durchschnittliche Exposition: 1999 (EEA 2003:69), je EU15 : NO _x : 65%, TOFP: 53%, AcidPot: 25%, EutrophPot: 34%.
Erhalt der Biodiversität (marin) unfallbedingte Freisetzung von Öl Illegale Freisetzungen	im langjährigen Mittel ~10.000 t jährlich wirksame Menge, d.h. 22%, auf Unfälle und ~20.000 t jährlich wirksame Menge, d.h. 44% auf illegale Freisetzungen (s. Text).
Energetische Ressourcen Endenergieverbrauch zu entsorgende KFZ Menge von Altreifen	2001, excl. internat. bunkers (EuroStat 2001:11): EU15/D: 32 / 30%. ~6% der Endenergie (s. Text).
Land als Ressource Flächeninanspruchnahme zu entsorgende KFZ Menge von Altreifen	ca. 40% Anteil an Siedlungs- und Verkehrsfläche in Deutschland (UBA 2001:21) ~1% bzw. 0,6% der deponierten Abfälle, künftig nicht mehr zulässig. Deponien <2% der Siedlungs- und Verkehrsfläche, s.u.
Landschaftsbild Flächeninanspruchnahme Fragmentierung	ca. 40% Anteil an Siedlungs- und Verkehrsfläche in Deutschland (UBA 2001:21) Annahme: zur Hälfte durch Verkehrswege

Tabelle 23: Spezifischer Beitrag der Indikatoren in der jeweiligen Wirkungskategorie.

IV.2 Vorauswahl von Wirkungskategorien und Indikatoren

In ELECTRE steigen der Arbeitsaufwand und sinken die Übersichtlichkeit quadratisch mit der Zahl der Vergleichskriterien. Es ist also sinnvoll, im Vorfeld abzuschätzen, inwieweit ein gesteigerter Aufwand auch mit einem erhöhten Nutzen einhergeht. Daher wird hier eine Erheblichkeitsschwelle für den spezifischen Beitrag der Wirkungskategorie bzw. des Indikators eingeführt: Wenn der Verkehr nur einen geringen Anteil am Problem stellt, dann wird er im folgenden nicht weiter betrachtet! Es wird dann unterstellt, dass ein primärer Handlungsdruck auf anderen Politikfeldern liegt. Gegebenenfalls können diese nachgeordneten Themen in einer zweiten Auswertung berücksichtigt werden, entweder, inwieweit sie geeignet sind, die Ergebnisse der ersten Runde zu revidieren oder, wenn der erste Vergleich keine eindeutige Entscheidung zulässt, inwieweit sie das Ergebnis beeinflussen können. Damit wird hier aus zunächst pragmatischen Gründen eine Priorisierung nach erst- und zweitrangigen verkehrlichen Wirkungskategorien vorgenommen. *Als Erheblichkeitsschwelle wird hier ein spezifischer Beitrag von 10% angesetzt.* Infolgedessen werden Altfahrzeuge und –reifen sowie die Emissionen von Ozonschichtgefährdenden Stoffen nicht weiter als Indikatoren betrachtet.

Um die Zahl der Indikatoren weiter zu reduzieren, wird hier gefordert, dass jede Wirkungskategorie möglichst nur durch einen Indikator repräsentiert werde: Dieser ist entweder über mehrere Teil-Indikatoren zu aggregieren oder er wird bewusst ausgewählt, wenn kein gemeinsamer Aggregierungsfaktor bekannt ist. Im letzteren Fall wird üblicherweise nach dem Vorsorgeprinzip der Indikator mit dem größeren Anteil als repräsentativ für die gesamte Wirkungskategorie angesetzt. Eine Aggregation bei gegenläufigen Teilindikatoren, was eine Kompensation oder Substituierbarkeit voraussetzte, bedürfte einer genaueren Begründung und Analyse. Dies kommt aber bei den TERM-Daten nicht vor; alle Teilindikatoren einer Wirkungskategorie entwickeln sich in die gleiche Präferenzrichtung.

Eine solche Auswahl der Indikatoren beeinflusst das Ergebnis der Auswertung nicht: Relevant für das Verfahren nach ELECTRE III ist zum einen das Gewicht der *Wirkungskategorie*, das durch die Zahl der Einzelindikatoren hier nicht geändert wird. Zum anderen ist nur das *Verhältnis zur Indifferenz- und Signifikanzschwelle* entscheidend für die resultierende Konkordanz bzw. Kredibilität, nicht die absolute Höhe eines Kriterienwertes. Schließlich wird eine grundsätzliche Konkordanz durch ein weiteres konkordantes Kriterium nur nochmals zusätzlich bestärkt; die Endaussage bleibt gleich. Solange die im folgenden nicht einbezogenen „Sekundär-Indikatoren“ in die gleiche Richtung weisen wie die „Primär-Indikatoren“, ist das Gesamtergebnis stabil.

Für die einzelnen Wirkungskategorien bedeuten diese Auswahlkriterien (**Tabelle 24**):

- Klimaschutz: Der Indikator ‚Endenergieverbrauch‘ ist redundant. Die Wirkungskategorie wird allein durch den Indikator ‚Emission von Treibhausgasen‘ repräsentiert. Die Emissionen der einzelnen Treibhausgase werden mit den GWP₁₀₀-Werten zu CO₂-Äquivalenten aggregiert (TERM 2003 02).
- Gesundheitsschutz – Luft: Die Emissionsdaten werden mit den Umrechnungsfaktoren nach (de Leeuw 2002) zu potentiellen Immissionen für Partikel und Ozon umgerechnet und aggregiert. Dementsprechend sind die Expositionsdaten redundant. Entsprechend dem Vorsorgeprinzip wird hier der Indikator ‚potentielle Immission von PM₁₀‘ für die Wirkungskategorie angesetzt.
- Gesundheitsschutz – Lärm: Die Lärmbelastung durch Verkehr, gemessen als energie-äquivalenter Dauerschallpegel (L_{den}), kann nach Lambert et al. (2002) eindeutig in eine Lärmbelästigung umgerechnet werden. Die beiden Angaben sind also komplementär zueinander. Hier wird die Lärmbelästigung wegen der größeren Wirkungsnahe als Indikator für diese Wirkungskategorie angesetzt.
- Gesundheitsschutz – Unfälle: Wie diskutiert, erscheint eine Berücksichtigung sowohl von Verkehrstoten als auch von Verletzten wünschenswert. Aufgrund der Datenlage können hier aber nur Verkehrstote berücksichtigt werden.
- Biodiversität – terrestrisch: Entsprechen der Bewertung des Bundesamtes für Natur (BfN 1999:41) wird hier die Fragmentierung und die Deposition von Luftschadstoffen als gleichrangige Gefährdung der Biodiversität angesehen. Fragmentierung wird hier als die Folge des Baus von linienhaften Verkehrswegen und flächenhaften Siedlungsflächen betrachtet. Es wird die These aufgestellt, dass beide Entwicklungen untrennbar miteinander verbunden sind und daher auf jede etwa der halbe spezifische Beitrag entfällt. Da ihre Gesamtbewertung hoher und Unsicherheit niedriger ist als für die entsprechenden Werte für potenzielle Versauerung und Eutrophierung, wird die Fragmentierung als Repräsentant für diese Wirkungskategorie gewählt.
- Biodiversität - marin: Hier wird die Annahme getroffen, dass unfallbedingte Öleinträge von Schiffen lokal zu einer ökologischen Katastrophe führen können, die Schäden aber – typischerweise – beschränkt bleiben und auf der Zeitskala von wenigen Jahren wieder ausgeglichen sind (Storström 2002, Edgar et al. 2003, Zenetos et al. 2004). Demgegenüber erscheint der stoffliche Eintrag, besonders von Phosphaten und Nitraten, viel kritischer für eine großflächige Umwandlung der marinen Biodiversität. Hieran hat der Verkehr nur einen verschwindenden Anteil (s.o.). Ein Aggregierungsverfahren für Öleinträge einerseits und übermäßige Nährstoffeinträge andererseits, ist nicht bekannt. Daher wird diese Wirkungskategorie im folgenden nicht weiter betrachtet.

Wir werden sehen, dass das Endergebnis der Auswertung dadurch nicht geändert wird; diese sekundäre Kategorie kann bestätigen, aber nicht ändern.

- Energetische Ressourcen: Für diese Wirkungskategorie werden nur die direkten Energieverbräuche der Fahrzeuge angerechnet. Das energetische Recycling von Altfahrzeugen und Altreifen ist nicht bekannt; hier wurde es mit einem Beitrag von maximal 6% abgeschätzt und liegt damit unter der gesetzten Erheblichkeitsschwelle. Dass dieser Indikator hier weggelassen wird, reflektiert zum einen die mangelhafte Datenlage, zum anderen das Vorsorgeprinzip. Es wird der ungeminderte Ressourcenverbrauch (ohne Recycling) angesetzt.
- Land als Ressource: Ebenfalls aus Mangel an Daten einerseits und ihrem vermutlich unerheblichen spezifischen Beitrag andererseits, wird die zu deponierende Menge von Altfahrzeugen und –reifen hier nicht betrachtet. Der Indikator ‚Nähe zu Schutzgebieten‘ ist nicht operationalisiert. Daher wird für die Wirkungskategorie ‚Land als Ressource‘ nur die direkte Flächeninanspruchnahme durch Verkehrswege angerechnet. In dem Maße, in dem indirekte Flächeninanspruchnahmen, etwa infolge von Verlärmung, dazu proportional sind, werden sie im Auswertemechanismus von ELECTRE III ebenfalls berücksichtigt.
- Der spezifische Beitrag des Verkehrs zu den Emissionen von Lachgas (N_2O) liegt unter 5% (EEA 2003 02; EEA 2002a), und Lachgas ist nur eine von mehreren Substanzen, welche die stratosphärische Ozonschicht gefährden. Da er somit unterhalb der Erheblichkeitsschwelle liegt, wird diese Wirkungskategorie in der Auswertung nicht weiter betrachtet.

Nach UBA (1999) sind diese Zahlenwerte noch auf den größten spezifischen Beitrag zu normieren, hier also auf den spezifischen Beitrag von 50% zu beziehen. Die resultierenden Anteile zwischen 1 und 0,8 werden mit A bewertet, Anteile zwischen 0,8 und 0,6 mit B, usw. (**Tabelle 24**). Damit wird eine zu den Kriterien ‚Ökologische Gefährdung‘ und ‚Abstand zum Ziel‘ analoge Bewertung abgeleitet; zu Details und kritischer Analyse, siehe Kap. II.

Wirkungskategorie zugeordnete Indikatoren	Charakterisie- rungsfaktor	Spezif. Beitrag	UBA Klasse	Kommentar
Klimaschutz				
Emission von Treibhausgasen	CO2-eq	21%	C-	2001, excl. internat. bunkers (EEA 2003a:37)
Gesundheitsschutz (Luft)				
potentielle Immission von PFP	PM10-eq	38%	B+	1999, (EEA 2003:69)
potentielle Immission von TOFP	NMHC-eq	53%		1999, (EEA 2003:69)
Gesundheitsschutz (Lärm)				
Exposition gegenüber Verkehrslärm	dB(A)	:		-/- keine Daten
Belästigung durch Verkehrslärm	#	50%	A	s.o. – untere Abschätzung
Gesundheitsschutz (Unfälle)				
Unfalltote	#, YOLL	40%	B+	Anteil an Unfalltoten: 30-40%. Anteil an verlorener Lebenszeit: >50% (KUSS 2002:40).
Verletzte	#, Behand- lungsdauer	15%		Anteil an Hospitalisierten: 10-20%. Anteil an unfallbedingter Behandlungsdauer: 10-20% (KUSS 2002:40).
Erhalt der Biodiversität (terrestr.)				
unzerschnittene Gebiete		50%	A	Annahme: zur Hälfte durch Verkehrswege
pot. Immission von Eutrophierenden	N-pot	34%		1999, (EEA 2003:69)
pot. Immission von sauren Gasen	H+-eq	25%		1999, (EEA 2003:69)
Erhalt der Biodiversität (marin)				
Freisetzung von Öl auf See und Entdeckte Ölteppiche	kt Öl kt Öl	22% 44%		Durchschnittlich 45.000 t Öl insgesamt freigesetzt, davon im Mittel ~10.000 t aus Unfällen und ~20.000 t aus illegalen Freisetzungen. (Pavlakis et al. 2001:6f; REMPEC:16, 19; EEA 2002a:98).
Energetische Ressourcen				
Endenergieverbrauch	mio toe	32%	B	2001, excl. internat. bunkers (EuroStat 2001:11). Anteil an Primärenergie niedriger.
zu entsorgende KFZ und Altreifen	mio toe	6%		~6% der Endenergie, s. Text.
Land als Ressource				
Flächeninanspruchnahme	Anteil an SVF	ca. 40% (in D)	B+	Anteil an der gesamten Siedlungs- und Verkehrsfläche in D (UBA 2001).
Stratosphärischer Ozonabbau				
Emission von ozonabbauenden Sub- stanzen	ODP-eq	<5%		
Abkürzungen: eq: Äquivalente; YOLL: verlorene Lebensjahre; toe: Tonnen Öl-Äquivalente; SVF: Siedlungs- und Verkehrsfläche; ODP: Ozonabbaupotential.				

Tabelle 24: Spezifischer Beitrag der Indikatoren, bezogen auf EU15 im Jahr 2000. Bewertung in fünf äquidistanten Klassen relativ zum größten spezifischen Beitrag (50%): A – höchste Priorität [1-0,8], E: niedrigste Priorität [0,2-0]. +/- zeigt an, dass die Normierung auf einer Grenze zu einer höheren oder niedrigeren Priorität liegt.

Indikatoren, die grau hinterlegt sind, werden nicht in der Auswertung berücksichtigt.

Von den TERM-Indikatoren werden einige - zumindest für eine erste Auswertung – nicht betrachtet, weil sie entweder

- redundant sind, z.B. Endenergieverbrauch für Treibhauseffekt; Lärmexposition bzw. -belästigung; Verletzte mit Verunglückten,

- der Zusammenhang mit einer erheblichen Wirkung nicht klar ist, z.B. Freisetzungen von Öl und marine Biodiversität; Nähe von Verkehrsinfrastrukturen zu Schutzgebieten für terrestrische Biodiversität; Aufkommen von Altfahrzeugen und –reifen.
- der Indikator nicht erheblich für die Wirkung ist, z.B. Emission von Substanzen, die die Ozonschicht gefährden; Deponierung von (ungefährlichen) Autoabfällen.

Diese mehrfache Filterung erlaubt eine systematische Vorauswahl und eine Fokussierung der ursprünglich vierundzwanzig auf nur *sieben für Verkehr relevante* Indikatoren. In praktischer Hinsicht ist das eine enorme Arbeitserleichterung sowohl für die Datenbeschaffung und –aufbereitung als auch für die folgende Auswertung. In theoretischer Hinsicht hat es bisher an einer klar begründeten, systematischen Identifikation von Primär- und Sekundärkategorien bzw. –indikatoren gemangelt.

IV.3 Gesamtgewichtung der Wirkungskategorien

Die Gesamtbewertung, die so genannte „ökologische Priorität“, beruht in UBA (1999:22f) faktisch auf dem Mittelwert über die drei Einzelkriterien. Folgte man diesem Verfahren, dessen Prämissen kritisch in Kap. II diskutiert wurden, dann wäre die „ökologische Priorität“ der Umweltbelastungen durch Verkehr in Europa fast immer als „GROSS“ einzustufen (**Tabelle 25**). An der Spitze liegt die Beeinträchtigung der (terrestrischen) Biodiversität, im wesentlichen aufgrund von Habitatzerschneidungen durch Verkehrsinfrastrukturen. Am niedrigsten wird der Verbrauch energetischer Ressourcen eingestuft.

Wirkungskategorien für Umwelt und Verkehr	Ökologische Gefährdung	Abstand zum Ziel	Spezifischer Beitrag	Bewertung nach UBA 1999	Bewertung hier (abs / %)
Biodiv.: Unzerschnittene Gebiete	A	B	A / 5,0	SEHR GROSS	14,0 / 17%
Schonung von Land als Ressource	A	B	B+ / 4,0	GROSS	13,0 / 15%
Klimaschutz	A	A	C-/ 2,1	GROSS	12,1 / 14%
Gesundheitsschutz (Lärm)	C	B	A / 5,0	GROSS	12,0 / 14%
Gesundheitsschutz (Luftschadstoffe)	B	B	B+ / 3,8	GROSS	11,8 / 14%
Gesundheitsschutz (Unfälle)	B	C	B+ / 4,0	GROSS	11,0 / 13%
Schonung energetischer Ressourcen	C	B	B / 3,2	GROSS	10,2 / 12%

Tabelle 25: Einzel- und Gesamtbewertung der verkehrsrelevanten Umweltwirkungskategorien nach UBA 1999 und für diese Arbeit – in absteigender Reihenfolge der Gesamtbewertung. Bewertung in fünf Klassen: A – höchste Priorität, E: niedrigste Priorität. +/- zeigt an, dass die Bewertung auf der Grenze zu einer höheren/niedrigeren Priorität liegt.

Wenn man das Bewertungsverfahren und die Bewertungsvorgaben von UBA 1999 akzeptiert, dann sind alle hier betrachteten Wirkungskategorien als in etwa gleich wichtig anzusehen. D.h. anders als bei den ausgesonderten Wirkungskategorien gibt es bei diesen keine klaren Gründe mehr, zwischen erst- und zweitrangig zu unterscheiden. Nach systematischen Kriterien darf keine Wirkungskategorie mehr weggelassen werden.

Umgekehrt ist das UBA-Verfahren wenig geeignet (und ev. auch nicht dafür konzipiert), feine Unterschiede zwischen den Einzelkriterien und Kategorien aufzudecken bzw. zu berücksichtigen. Für diese Arbeit wird daher die Summe der Einzelkriterien als Gesamtgewicht genommen, um zumindest eine minimale Unterscheidung zwischen den unterschiedlichen Wirkungskategorien zu ermöglichen. Dabei wird eine A-Bewertung mit 5 Punkten gezählt, eine E-Bewertung mit 1 Punkt. Ferner wird der spezifische Beitrag nicht zuerst einer Klasse zugewiesen, sondern der numerische Wert wird direkt übernommen. Offensichtlich haben diese Abweichungen keinen großen Einfluss: Das relative Gewicht der einzelnen Wirkungskategorien bleibt zwischen 12% und 17% beschränkt. Dennoch wird die Willkür einer Einteilung in – faktisch – nur zwei Klassen vermieden. So bleiben auch innerhalb der UBA-Bewertungsklasse GROSS Unterschiede bezüglich der Schonung energetischer Ressourcen mit 12% Gewicht und der Schonung von Land als Ressource mit 15% Gewicht sichtbar und sie werden gegenüber der UBA-Klasse SEHR GROSS für Biodiversität mit 17% Gewicht nicht überbetont.

Die Vorbehalte hinsichtlich der Kompensierbarkeit von Wirkungskategorien bzw. Einzelgewichtungen gelten weiter, wie in Kap. II bereits zum originären UBA-Verfahren ausgeführt. Die Auswirkungen anderer Kriteriengewichte auf das Gesamtergebnis werden in Kap. V analysiert. Dabei wird auch diskutiert, inwieweit eine unterschiedliche Gewichtung der drei Oberziele ‚menschliche Gesundheit‘, ‚Struktur und Funktion von Ökosystemen‘ und ‚natürliche Ressourcen‘ (UBA 1999:13) das Ergebnis beeinflusst.

Einschränkungen

Für die Rangordnung der verkehrsrelevanten Umweltwirkungskategorien in Europa (EU15), die sich aus der Kombination der TERM-Daten mit den UBA-Kriterien ergibt (**Tabelle 25**), müssen die folgenden Einschränkungen berücksichtigt werden:

- Die TERM-Indikatoren beziehen sich im Wesentlichen auf die Umweltwirkungen *des Straßenverkehrs auf dem Gebiet der EU15*. D.h. die oben gebildete Rangordnung kann nicht für die Wirkungen des Gesamtverkehrs in Europa gelten, weil weder der internationale Schiffs- noch Flugverkehr in den Daten berücksichtigt ist.
- Die Bewertungen der ökologischen Gefährdung und des Abstandes zum Ziel der einzelnen Wirkungskategorie wurden von UBA (1999) *für deutsche Verhältnisse abgeleitet*. Die resultierende Rangordnung ist also eine *Extrapolation auf die europäische Ebene* und sollte in einer Erweiterung der Arbeit überprüft werden.

IV.4 Qualifizierung der TERM-Daten

Schließlich werden die jeweils neuesten TERM-Daten qualifiziert und aufbereitet. Sie werden seit 1999 von der Europäischen Umweltagentur (EEA) und vom Europäischen

Statistischen Amt (EuroStat), im Verbund mit fünf Schwerpunktinstituten (European Topic Centers for Air and Climate Change, Biological Diversity, Resource and Waste Management, Terrestrial Environment, and for Water), erhoben. In dieser Arbeit kann nur eingeschätzt werden, inwieweit die Daten für die gewünschte Gesamtbewertung geeignet erscheinen. Eine systematische Verbesserung der Daten kann aus praktischen und soll aus inhaltlichen Gründen nicht geleistet werden: Als angewandte Forschung wird hier bewusst und dezidiert die Position eines – fachlich kundigen – Nutzers der TERM-Indikatoren und Daten eingenommen. Im Mittelpunkt steht daher *nicht ein idealer Indikatoren- und Datensatz*, sondern die Analyse, welche Aussagen mit den *verfügbaren* Indikatoren und Daten getroffen werden können und wo deren Grenzen liegen.

Daher ist zwischen der wissenschaftlichen Analyse auf der einen Seite und den praktischen und intellektuellen Möglichkeiten sowohl des Autors wie eines möglichen Anwenders auf der anderen Seite abzuwägen. Grundsätzlich wird daher darauf vertraut, dass die von TERM bereitgestellten Informationen die bestmöglichen sind. Kritisch werden jedoch die Informationen der TERM-Datenblätter analysiert und mit der darin zitierten Literatur verglichen; ggf. werden Einzeluntersuchungen herangezogen. Weiter wird die Analyse der jeweiligen Umweltthemen, Indikatoren und Daten nicht geführt und erhebt daher auch keinen Anspruch auf Vollständigkeit.

IV.4.1 Homogenität und Vergleichbarkeit

Eine erste Einschätzung der Aussagekraft der konkreten Daten ergibt sich aus der formalen Prüfung ihrer Homogenität und Konsistenz hinsichtlich des sachlichen, zeitlichen und räumlichen Bezugs. Dazu werden die jeweiligen Daten aus den TERM fact sheets (Abschnitt Meta-Daten) zusammengestellt (**Tabelle 26**).

Indikator	Bezug			Vergleichbarkeit	
	sachlich	zeitlich	geographisch	zeitlich	geograph.
Fragmentierung	Infrastruktur	1988/92, 1998	EU15+AC10	3	2
Flächeninanspruchnahme	Infrastruktur	1988/92, 1998	EU15+AC10	3	3
Emission von Treibhausgasen	Betrieb	1990-2001	EEA31	2	1
Emissionen von Partikeln (pot.)	Betrieb	1985-2001	EEA31	2	2
Belästigung durch Verkehrslärm	Betrieb	einzelne Jahre	einzelne MS	3	3
Unfalltote	Betrieb	1980-2001	EU15	1	2
Endenergieverbrauch	Betrieb	1985-2000	EEA17	1	1
EU15: 15 (alte) Mitgliedsstaaten der Europäischen Union (A, BE, D, DK, E, EL, F, FIN, GB, I, IRE, LUX, NL, PT, SE). AC10: 10 (neue) Mitgliedsstaaten der Europäischen Union (CYP, CZ, EST, HU, LA, LT, MAL, PL, SL, SV). EEA17: 17 Mitgliedsländer der Europäischen Umweltagentur, hier: EU15, NOR, ICE. EEA31: 31 Mitgliedsländer der Europäischen Umweltagentur, hier: EEA17, LIE, AC, BG, ROM, TR. MS: Mitgliedsstaat von EU15.					

Tabelle 26: Sachlicher, zeitlicher und räumlicher Bezug und Vergleichbarkeit der Daten für die Schlüsselindikatoren. Vergleichbarkeit: Gut = 1; mittel = 2; niedrig = 3.
(Quelle: fact sheet des jeweiligen TERM-Indikators – Stand 11/2004)

Sachlicher Bezug

Der Großteil der Daten bezieht sich auf den Betrieb der Fahrzeuge und die damit verbundenen Umweltwirkungen, nämlich den Verbrauch von Energie und die damit verbundenen Emissionen von Treibhausgasen, Luftschadstoffen und Lärm ebenso wie unfallbedingte Tote. Nur Flächeninanspruchnahme und Fragmentierung beziehen sich auf die verkehrliche Infrastruktur, im wesentlichen auf das überregionale Straßennetz. Damit sind die Systemgrenzen nicht einheitlich gezogen, weil Energieverbrauch und Emissionen zu der Erstellung der Infrastruktur nicht erfasst werden. Dies erscheint aber vernachlässigbar: Nach Berechnungen für Deutschland entfallen auf die Erstellung der Infrastruktur weniger als 5% des gesamten Energieverbrauchs im Sektor Verkehr (Borken et al. 2004, Keimel et al. 2004).

Problematischer ist, dass die Umweltwirkungen nicht über den gesamten Lebensweg bilanziert werden, wodurch die Vergleichbarkeit zwischen verschiedenen Energie- und Verkehrsträgern nicht gegeben ist: Bei benzin- und dieselgetriebenen Fahrzeugen werden ca. 10-15% der Energie und Emissionen, die auf die Aufbereitung und Bereitstellung der Kraftstoffe entfallen, nicht berücksichtigt, bei elektrisch getriebenen Fahrzeugen (Eisen- und Stadtbahnen) bleiben bis zu zwei Drittel der Energie und alle Emissionen, bei regenerativen Kraftstoffen unterschiedliche Anteile von Energie und Emissionen unberücksichtigt (Borken et al. 1999:131ff; Borken et al. 2004; Keimel et al. 2004). In der Konsequenz sind die TERM-Daten für Vergleiche zwischen elektrischen und nicht-elektrischen Verkehrsträgern oder zwischen Ländern mit deutlich unterschiedlichen Anteil der Elektrotraktion am Gesamtverkehr nicht geeignet.

Ferner ist zu berücksichtigen, dass die Umweltwirkungen aus der Fahrzeugproduktion in TERM nicht bilanziert sind.

Zeitlicher Bezug

Zeitreihen liegen für die Indikatoren Unfalltote, Energieverbrauch und Emissionen ab 1980, 1985 bzw. 1990 vor. Demgegenüber werden Daten für Lärmbelästigung, Flächeninanspruchnahme und Fragmentierung nur für einzelne Stützjahre angegeben. Die Vergleichbarkeit der zeitlichen Entwicklung dieser Indikatoren wird von der EEA als besonders schwierig eingeschätzt; am zuverlässigsten, weil nach einheitlicher und konstanter Erhebungsmethode, werden die Zeitreihen für Energieverbrauch und Unfalltote eingeschätzt; die Zeitreihen aller Emissionsdaten erhalten von der EEA eine mittlere Bewertung. Hier werden Daten ab 1990 angesetzt und bei Lücken interpoliert.

Räumlicher Bezug

Die TERM-Daten beziehen sich auf unterschiedliche europäische (Teil-)Räume, z.T. sind die Daten nicht nach Mitgliedstaaten differenziert. Gemeinsamer Nenner ist das Hoheits-

gebiet der EU15. Daher werden hier alle Daten auf das Gebiet der EU15-Mitgliedsstaaten²² bezogen. Die räumliche Vergleichbarkeit der Indikatoren für sich wird von der EEA nur für Energieverbrauch und CO₂-Emissionen als gut eingestuft: Hier blieben Erhebungs- und Bezugsraum konstant. Demgegenüber werden große Probleme bezüglich Flächeninanspruchnahme und Lärmbelästigung gesehen, da die Daten auf relativ grob aufgelösten Satellitenbildern bzw. nationalen Einzeluntersuchungen beruhen. Die Vergleichbarkeit aller anderen Indikatoren wird als mittel eingestuft. Wegen der Verwendung des Territorialprinzips in Anschluss an die IPCC-Konvention, werden Kraftstoffabgaben (international bunkers), Treibhausgas- und Schadstoffemissionen von Seeschiffen und Flugzeugen in internationalen Gebieten nicht eingerechnet. Dadurch werden schätzungsweise 14% der Treibhausgasemissionen, ca. 10-20% der PM₁₀-Konzentrationen von europäischen Küstengebieten und mindestens ebenso große Beiträge zu sauren Gasen auf Schiffsemissionen ausgegrenzt (TERM 2003 02; EMEP 2000; BMT 2000:A2.2; Fagerli and Tarrasson 2001). Im Flugverkehr werden mehr als 75% der Treibhausgasemissionen in internationalen Gebieten emittiert; die absoluten Emissionen überwiegen die Summe der Emissionen von Eisenbahnen und Binnenschiffen bei weitem und entsprechen in EU15 ca. 15% der gesamten Emissionen des Straßenverkehrs (TERM 2003 02). D.h. bei der räumlichen Beschränkung auf das hoheitliche Gebiet der Mitgliedsstaaten werden faktisch *die Umweltwirkungen von Seeschiffen ausgeblendet und die von Flugzeugen erheblich reduziert dargestellt*.

Zusammenfassende Qualifizierung der TERM-Daten

Die Daten, wie sie in TERM bereitgestellt werden, beziehen sich fast ausschließlich auf den *Betrieb von Straßenfahrzeugen*. Die erheblichen Anteile von Seeschiffen und Flugzeugen, die in internationalen Gebieten anfallen, werden nur nachrichtlich erwähnt; Aufwendungen für die Produktion von Fahrzeugen und Verkehrswegen sind ausgegrenzt. Damit stellt TERM *nur ausgewählte Umweltwirkungen* während bestimmter Betriebsphasen des Verkehrs dar. Die Daten sind *für einen genauen Vergleich der Verkehrsträger* nicht geeignet, weil die energetische Vorkette nicht bilanziert wird. Ein Vergleich des Landverkehrs in verschiedenen Ländern ist nur zulässig, wenn der Anteil der Elektrotraktion ähnlich ist. Diese Einschränkungen sind bei der Auswertung und Interpretation zu berücksichtigen.

²² EU15: 15 (alte) Mitgliedsstaaten der Europäischen Union: A, BE, D, DK, E, EL, F, FIN, GB, I, IRE, LUX, NL, PT, SE.

IV.4.2 Indifferenz der Daten

Die Bewertungsmethode ELECTRE III ist konzipiert, um mit unsicheren bzw. ungenauen Eingangsdaten umgehen zu können. Dazu können zwei Schwellenwerte, die so genannte Indifferenz q und die Signifikanz p , für jeden Indikator angegeben werden (s. Kap. II).

Ungenauigkeit der Schlüsselindikatoren
Fragmentierung TERM: Die Ungenauigkeit wird als hoch eingestuft. Die benutzten Satellitenbilder haben eine Auflösung von 250m und es wurden nur überregionale Verkehrswege berücksichtigt. Zeitliche Fortschreibung der Daten alle 10 Jahre. Hier wird wegen der relativ niedrigen Auflösung eine Ungenauigkeit von 35% abgeschätzt.
Flächeninanspruchnahme TERM: Die Ungenauigkeit wird als hoch eingestuft. Die benutzten Satellitenbilder haben eine Auflösung von 250m und es wurden nur überregionale Verkehrswege berücksichtigt, deren Breite über pauschale Faktoren abgeschätzt wurde. Zeitliche Fortschreibung der Daten alle 10 Jahre. Hier wird wegen der relativ niedrigen Auflösung und der pauschalen Schätzung der Flächen eine Ungenauigkeit von 35% angesetzt.
Emission von Treibhausgasen TERM-Daten werden nach UN/FCCC Konvention erhoben, jedoch keine Harmonisierung der Berechnungsmethode zwischen den Mitgliedsstaaten ("different methodologies, background activity data and emission factors" - EEA 2003a: 15). Für inländische Emissionen aus Verkehr wird abgeschätzt (EEA 2003a: 15): - CO₂: EU15: 2,3%; D: <2% (geschätzt). - N₂O: EU15 und D: ca. 100% - CH₄: Anteil <1% an CO₂-Äquivalenten, daher vernachlässigbar. Hier wird als Gesamtunsicherheit die gewichtete Summe für CO₂ + N₂O: 6% angesetzt.
Emission von Luftschadstoffen Den TERM-Daten liegen die nationalen Emissionen aus der Verbrennung fossiler Treibstoffe zugrunde. Die Unsicherheiten werden abgeschätzt, entweder nach einzelnen Ländern (EEA 2003a: 20f.) oder für EU15 (de Leeuw 2002: 136): Partikelbildner: SO₂ <5%, NO_x <30-40%, NH₃ ~50%, Primär-PM₁₀ ~50%. Hier wird die Gesamtunsicherheit für PM₁₀-Äq. mit 35% als gewichtete Summe angesetzt.
Belästigung durch Verkehrslärm Keine Einschätzung der (Un-)Genauigkeit im fact sheet angegeben. Das EU-Positionspapier zu Lärm (Lambert et al. 2002) empfiehlt Kurven für die Umrechnung von Belastung in Belästigung, differenziert nach Straßen-, Schienen- und Fluglärm. Wenn man das 95%-Konfidenzintervall als Maß für die Ungenauigkeit ansetzt, dann ergibt sich: - Straße, bei L_{den}: 60 dB oder 10% stark Belästigte, Abweichung: +3/-2% stark Belästigte; - Flugverkehr, bei L_{den}: 55 dB oder 10% stark Belästigte, Abweichung: +3/-2% stark Belästigte; - Schienenverkehr, bei L_{den}: 65 dB oder 8,5% stark Belästigte, Abweichung: +3/-2% stark Belästigte. Hier wird als Gesamtunsicherheit angesetzt: 25%.
Unfalltote TERM: „Unfalltote im Straßenverkehr werden statistisch sehr gut erfasst.“ Geringfügig unterschiedliche Angaben beruhen auf unterschiedlichen Definitionen bzw. Korrekturfaktoren (IRTAD 1998). Die Zahl der Getöteten für andere Verkehrsträger ist gegenüber dem Straßenverkehr gering und kann daher in der Gesamtübersicht vernachlässigt werden. Die durchschnittliche Standardabweichung der Zahl der Straßenverkehrstoten nach ECMT, CARE und Eurostat, die mit vergleichbaren Definitionen arbeiten, für EU15 in den Jahren 1991-2000, beträgt 1,5%, was hier angesetzt wird.
Endenergieverbrauch TERM: „Inkonsistenzen in der Energiestatistik.“ Mindestens Datenqualität der CO₂-Emissionen: EU15: 2,3%; D: <2% (geschätzt).

Tabelle 27: Übersicht über Ungenauigkeit der Schlüsselindikatoren (nach fact sheets und angegebenen Quellen).

Hier wird die Indifferenz aus der Datenungenauigkeit abgeleitet, wie sie für jeden TERM-Indikator in den Datenblättern (fact sheets) qualitativ angegeben ist. Zur quantitativen Angabe einer Indifferenzschwelle für jeden Indikator werden weitere Informationen herangezogen: Diese Informationen beziehen sich üblicherweise auf die Situation in Europa (EU15), dem hier gewählten Bezugsraum; hilfsweise werden Informationen für Deutschland verwendet. Daraus ergeben sich dann zugleich Hinweise für geeignete Sensitivitätsanalysen (**Tabelle 27**).

IV.4.3 Signifikanz der Daten

Die Signifikanz p gibt für jeden Indikator an, ab welcher Differenz ein Wert als deutlich und unzweifelhaft besser respektive schlechter als ein anderer angesehen werden kann. Für diese Signifikanzschwellen besteht keine feste Ermittlungsvorschrift. Nach Roy & Bouyssou (1993:55, 140f., 312f.) kann es sinnvoll sein, sie als ein Vielfaches der jeweiligen Indifferenzschwelle q anzusetzen. Hier wird, diesem Vorschlag folgend, standardmäßig eine Überschreitung der Indifferenzschwelle q um 50% als signifikant für eine Über- bzw. Unterordnung der zwei verglichenen Werte angesehen. Dieser Faktor ($p = 1,5 q$, für jeden Indikator) wird in Sensitivitätsanalysen variiert, um den Einfluss einer willkürlichen Festlegung auszuschalten.

Zusammenfassend werden damit für die Indikatoren die Rechenwerte der **Tabelle 28** für Indifferenz und Signifikanz im Basisfall angesetzt.

Indikator	Fragmentierung	Fläche	CO ₂ -Em.	Partikel (pot.)	Lärm-belastung	Unfälle	Energie-verbrauch
Einheit	% Änderungsrate	% Änderungsrate	t CO ₂ -Äq.	t PM ₁₀ -Äq	% stark belastigt	Tote	toe
Indifferenz q	12%	12%	6%	35%	25%	1,5%	2,3%
Signifikanz p	18%	18%	9%	53%	38%	2,3%	3%

Tabelle 28: Rechenwerte für Indifferenz und Signifikanz der einzelnen Indikatoren im Basisfall.

IV.5 Aufbereitung der Daten

Die TERM-Daten sind nicht lückenlos und müssen aufbereitet werden. Es soll nicht nur die vergangene Entwicklung ausgewertet werden, sondern auch ein erster Ausblick in die Zukunft geworfen werden. Aufgrund der relativ langsamen Änderungen auf europäischer Ebene reicht es, die Daten für alle 5 Jahre zwischen 1990 und 2010 zu analysieren. Um zufällige Schwankungen der Werte für einzelne Jahre auszuschließen, wird jeweils der arithmetische Mittelwert für drei Jahre angesetzt, z.B. für das Jahr 1995 also der Mittelwert von 1994, 95 und 96. Für Lärm, Fragmentierung und Flächeninanspruchnahme werden die Lücken wie folgt geschlossen.

IV.5.1 Daten für Verkehrslärmbelastung

Der TERM-Indikator zur Lärmbelastung (TERM 2001) liefert nur Daten zu einzelnen Ländern und Zeitpunkten. Wichtig für die Betrachtungen hier ist ein Ausgangswert einerseits und eine Trendabschätzung andererseits. Für den Ausgangswert folgen wir hier Lambert & Vallet (1994:84ff), die im Auftrag der EU-Kommission die Lärmbelastung für das Jahr 1990 abgeschätzt haben. Danach waren tagsüber (6-22h) schätzungsweise 23% der Bevölkerung in der damaligen EWG12²³ Lärmpegeln größer 65 dB(A) infolge von Straßen-, Schienen- und Flugverkehr ausgesetzt, nachts (22-6h) waren ca. 30% der Bevölkerung Pegeln größer 55 dB(A) ausgesetzt. Hier wird vorsichtig angesetzt, dass 23% der Bevölkerung durch Verkehrslärm erheblich belastigt waren. Für die Trendabschätzung wird angenommen, dass zwar die Belastungen mit Spitzenpegeln zurückgehen, weil besonders lauter Fahrzeuge ersetzt werden, dass aber die Grundbelastungen ansteigen, weil die Verkehrsmengen weiter steigen (UBA 2001:321ff; Skinner & Grimwood 2002; SRU 1999:§388ff). Für das Jahr 2000 wird daher angenommen, dass 19% der Bevölkerung mit Pegeln größer 65 dB(A) tagsüber belastet bzw. stark belastigt ist. Für das Jahr 2010 wird eine analoge Minderung auf 17% angesetzt, zur Illustration der wahrscheinlichen Richtung, nicht als Prognose.

IV.5.2 Daten für Fragmentierung und Flächeninanspruchnahme

Da die Indikatoren für Fragmentierung und Flächeninanspruchnahme sich im zeitlichen Verlauf fast nicht ändern, sie also nicht sensitiv sind, werden sie umformuliert: Bei beiden wird die Änderungsrate des Wertes genommen. Dadurch werden zugleich systematische Datenfehler herausgekürzt.

Für den *Fragmentierungsindikator* wird nicht die ‚durchschnittliche Größe unzerschnittener Flächen‘, sondern die durchschnittliche Maschenweite angesetzt, wie demnächst auch für TERM übernommen wird²⁴. Zu ihrer Berechnung wird das Modell von SUMMA (2004) übernommen, wonach die effektive Maschenweite näherungsweise umgekehrt proportional zur Dichte der Verkehrsinfrastruktur ist. Damit kann man an relativ gut bekannte Daten anschließen und die relativ hohe Unsicherheit der – zeitlich z.T. inkohärenten – Satellitendaten (vgl. TERM 2002 06) umgehen. Indem zugleich die Änderungsrate genommen wird, kürzen sich alle sonst nötigen Anpassungsfaktoren heraus und der Indikator kann im Kern auf die Länge der (außer-örtlichen) Verkehrswege zurückgeführt wer-

²³ EWG12: Das Gebiet der 12 Mitgliedsstaaten der Europäischen Wirtschaftsgemeinschaft, die aus BE, D, DK, E, EL, F, I, IRL, LUX, NL, PT, UK besteht.

²⁴ I. Blanes vom European Topic Center for the Terrestrial Environment, das mit der Erstellung des TERM-Indikators für Fragmentierung beauftragt ist, und P. Jensen, verantwortlicher Projektleiter für TERM bei der Europäischen Umweltagentur, haben diese geplante Umstellung per email bestätigt.

den. Daher wird seine Unsicherheit hier mit geschätzten 12% angesetzt, nur ein Drittel des Wertes der anderen Erhebungsmethode.

Für den Indikator ‚*Flächeninanspruchnahme*‘ werden nicht die relativ unsicheren und z.T. inkohärenten Satellitendaten, sondern die Länge der (überörtlichen) Verkehrswege zugrunde gelegt. Aus denselben Gründen wie oben wird ferner deren Änderungsrate als Indikator angesetzt. Damit fließt die Annahme ein, dass sich das Verhältnis von Länge zu belegter Fläche im Landesdurchschnitt nur sehr langsam: Dies erscheint keine Einschränkung, weil die Gesamtlänge von Straßen und Gleisen in den letzten zwei Dekaden nur um 13% zugenommen hat (EEA 2002 08). Insgesamt wird durch diese Umformulierung des Indikators an wesentlich zuverlässigere Daten angeschlossen (Wegelänge statt Fläche), werden systematische Fehler zwischen den Werten herausgekürzt und wird der Indikator wesentlich sensibler auf zeitliche Änderungen. Wie oben wird die Ungenauigkeit mit 12% abgeschätzt, nur ein Drittel des Wertes der anderen Erhebungsmethode.

Methodisch entspricht der Wechsel zur Änderungsrate dem Übergang von einem Zustands- zu einem Belastungsindikator (pressure statt state, in der Terminologie der EEA). Analog sind bereits für Luftschadstoffe und Treibhauseffekt Belastungsindikatoren angesetzt; es liegt also kein methodischer Bruch vor. Dennoch werden in Sensitivitätsanalysen die Folgen dieser Ersetzung überprüft.

IV.5.3 Abschätzung der zukünftigen Werte

Die Werte für die Jahre 2005 und 2010 beruhen für die Emissionen von Treibhausgasen und Luftschadstoffen sowie dem Endenergieverbrauch auf TRENDS (Samaras et al. 2002:30ff), ein Berechnungsmodell, das extra für die TERM-Daten geschaffen wurde. Für die Indikatoren Lärm, Flächeninanspruchnahme und Unfalltote wurden degressive lineare Extrapolationen angesetzt.

Hier soll und kann auch nicht die Wahrscheinlichkeit einer möglichen zukünftigen Entwicklung im Vordergrund stehen. Die Werte werden hier angesetzt, um zu illustrieren, wie sich die Bewertung ändern würde bzw. könnte, wenn die Indikatoren bestimmte, nicht ganz unmöglich erscheinende Werte annehmen. Ob und inwieweit diese Werte erreicht werden bzw. unter welchen Bedingungen sie erreichbar sind, ist hier nicht Gegenstand. In diesem Sinne entsprechen die Werte quantifizierten Hypothesen. Zusammengefasst werden die Rechenwerte nach **Tabelle 29** angesetzt.

Indikator	Fragmen- tierung	Fläche	CO ₂ -Em.	Partikel (pot.)	Lärm	Unfälle	Energie- verbrauch
Einheit	% Ände- rungsrate	% Ände- rungsrate	mio t CO ₂ -Äq.	t PM ₁₀ -Äq	% stark belästigt	Tote	mio toe
Jahr	EU 15	EU 15	EU 15	EU 15	EU 15	EU 15	EU 15
1990	1,20%	1,21%	720	8601	23%	56024	285
1995	0,90%	0,91%	777	7960	21%	44861	312
2000	0,38%	0,39%	856	6829	19%	40842	359
2005	0,20%	0,20%	918	5584	18%	37410	392
2010	0,15%	0,15%	998	4077	17%	35254	432

Tabelle 29: Rechenwerte der Indikatoren für die Vergleichsjahre. Werte sind als gleitendes Mittel über 3 Jahre angesetzt. (Quellen: EuroStat 2001 und jeweils neueste TERM fact sheets bis 11/2004; ab 2005 Schätzungen.)

Kapitel V Anwendung von ELECTRE III auf die TERM-Indikatoren

In diesem Kapitel wird die Anwendung von ELECTRE III auf die TERM-Indikatoren sowohl hinsichtlich der methodischen als auch hinsichtlich der praktischen Ergebnisse betrachtet: Zum einen ist die Methode im deutschen Sprachraum wenig bekannt. Zum anderen werden hier die TERM-Indikatoren erstmals zu einer Gesamtbewertung über die Entwicklung der Umweltauswirkungen von Verkehr in Europa zusammengeführt. Daher wird beides im Detail analysiert und die wichtigsten Einflussfaktoren identifiziert.

V.1 Auswertung: Rangordnung im Basisfall

Als Ausgangspunkt der Analyse wird zunächst ein so genannter „Basisfall“ definiert; er ist mit den, aus Sicht des Autors, wahrscheinlichsten Werten hinterlegt. Ausgehend von diesem Basisfall werden umfangreiche Sensitivitätsanalysen ausgeführt.

V.1.1 Definition eines Basisfalls: Zusammenführung der Daten

Wie im vorigen Kapitel abgeleitet, werden die folgenden Daten der Analyse zugrunde gelegt (**Tabelle 30**).

Indikator	Endenergieverbrauch	Treibhausgas-Em.	Verkehrstote	Fragmentierung	Flächeninanspruchn.	Lärmbelastung	Partikel (pot.)
Gewicht	12%	14%	13%	17%	15%	14%	14%
1990	100%	100%	100%	100%	100%	100%	100%
1995	109%	108%	80%	76%	75%	92%	93%
2000	126%	119%	73%	32%	32%	84%	79%
2005	139%	129%	67%	17%	17%	79%	62%
2010	151%	139%	63%	13%	12%	75%	44%

Tabelle 30: Gewicht der Wirkungskategorien und Rechenwerte im Basisfall, zur Übersicht normiert auf 1990. Werte sind als gleitendes Mittel über 3 Jahre angesetzt. (Quellen: EuroStat 2001 und jeweils neueste TERM fact sheets bis 11/2004; ab 2005 Schätzungen.)

Werte für Indifferenz- und Signifikanzschwellen

Grundsätzlich wird eine unterschiedliche Datenungenauigkeit für jedes Kriterium angenommen, wie in Kap. IV abgeleitet. Die Werte für den Basisfall ($q=1$) sind in **Tabelle 31** ausgewiesen. In Sensitivitätsanalysen wird i.d.R. diese Ungenauigkeit variiert. Zur Abkürzung werden in Diagrammen und im Text die Indifferenzwerte bezogen auf die Unsicherheit des Basisfalls angegeben. Der entsprechende Wert wird mit q bezeichnet. Wenn $q<1$, dann wird in der Berechnung eine um den Faktor q verkleinerte Unsicherheit unterstellt, wenn $q>1$, dann wird eine um den Faktor q vergrößerte Unsicherheit angesetzt. Analog wird die Signifikanzschwelle p im Basisfall als das 1,5-fache der Standard-

Unsicherheit angenommen, vgl. Kap. IV (**Tabelle 31**). Der ausgewiesene Wert p gibt dann den entsprechenden Faktor an, mit dem die Basis-Unsicherheit multipliziert wurde.

Indikator	Endenergie- verbrauch	Treibhaus- gas-Em.	Verkehrs- tote	Fragmen- tierung	Flächen- inanspr.	Lärm- belastung	Partikel (pot.)
Ungenauig- keit Basis	2,3%	6%	1,5%	12%	12%	25%	35%
Indifferenz q	1	1	1	1	1	1	1
Signifikanz p	1,50	1,50	1,50	1,50	1,50	1,50	1,50
Indifferenz- schwelle	2,3%	6%	1,5%	12%	12%	25%	35%
Signifikanz- schwelle	3,5%	9%	2,3%	18%	18%	38%	53%

Tabelle 31: Ungenauigkeit der einzelnen Kriterien sowie daraus abgeleitete Werte für Indifferenz- und Signifikanzschwellen im Basisfall.

Werte für die Vetoschwellen

Im Basisfall soll kein Veto erlaubt sein. Daher werden die Schwellen so hoch gesetzt, dass sie nicht erreicht werden, und zwar auf das Vierfache der maximal auftretenden Differenz zweier Werte, vgl. Tabelle 30. In der Folge sind dann die Werte für Konkordanz und Kreditabilität identisch (**Tabelle 32**).

Indikator	Endenergie- verbrauch	Treibhaus- gas-Em.	Verkehrs- tote	Fragmen- tierung	Flächen- inanspr.	Lärm- belastung	Partikel (pot.)
Veto v	4	4	4	4	4	4	4
Vetoschwelle	206%	154%	236%	2796%	2830%	136%	504%

Tabelle 32: Rechenwerte für die jeweilige Vetoschwelle v der Kriterien. Im Basisfall werden sie als das Vierfache der maximal auftretenden Differenz angesetzt, um ihren Einfluss auszuschalten.

V.1.2 Ergebnisse im Basisfall

Die Auswertung nach ELECTRE III führt über mehrere Zwischenschritte, wie in Kap. II beschrieben und hier kurz rekapituliert: Zunächst wird im paarweisen Vergleich der Jahre für jedes Kriterium der partielle Konkordanzindex bestimmt. Der Konkordanzindex vereint das relative Gewicht der Kriterien für die Annahme, dass „der Verkehr im Jahr X mindestens so umweltverträglich wie im Jahr Y ist“ (**Tabelle 33**). Bei trennscharfen Kriterien, bei denen also die Änderung zwischen den Vergleichsjahren größer als die Kriterienunsicherheit ist, nimmt der partielle Konkordanzindex nur die Werte 0 oder 1 an, entweder volle Ablehnung oder volle Zustimmung. Derart trennscharf sind auf der einen Seite der Indikator Endenergieverbrauch (**Tabelle 33a**), auf der anderen Seite die Indikatoren Unfalltote, Fragmentierung und Flächeninanspruchnahme (**Tabelle 33c, d, e**). Nach dem einen sind immer die je früheren Jahre besser, weil sie einen je niedrigeren Energieverbrauch hatten; ihnen sind 12% des Kriteriengewichts immer sicher. Nach den anderen Indikatoren sind jeweils die zukünftigen Jahre besser, weil die entsprechenden Belastungen sinken. Auf sie entfallen immer $(13 + 17 + 15)\% = 45\%$ der gesamten Kriterienge-

wichte. Die drei restlichen Kriterien (**Tabelle 33b, f, g**) haben auch je eine Vorzugsrichtung: Die früheren Jahre nach dem Indikator Treibhausgasemissionen (14%), die zukünftigen Jahre nach den Indikatoren Lärm und potentielle Partikel (je 14%). Allerdings lassen sie bei einzelnen Vergleichen auch eine schwache Konkordanz zu, wenn also die Wertedifferenz noch nicht signifikant ist. Im Ergebnis „stimmen“ sie mit ihrem vollen Gewicht im Sinne der Vorzugsrichtung und zum Teil auch entgegen der Vorzugsrichtung. Ist der entsprechende Eintrag in der Konkordanzmatrix in beiden Vergleichen gleich 1, dann liegen die Werte beider Jahre innerhalb der jeweiligen Unsicherheit. Von diesen „Doppelwählern“ hängen also die restlichen 43% der „Stimmen“ ab.

a) Endenergieverbrauch						b) Treibhausgas-Emissionen					
12%	1990	1995	2000	2005	2010	14%	1990	1995	2000	2005	2010
1990		1,00	1,00	1,00	1,00	1990		1,00	1,00	1,00	1,00
1995	0,00		1,00	1,00	1,00	1995	0,36		1,00	1,00	1,00
2000	0,00	0,00		1,00	1,00	2000	0,00	0,00		1,00	1,00
2005	0,00	0,00	0,00		1,00	2005	0,00	0,00	0,24		1,00
2010	0,00	0,00	0,00	0,00		2010	0,00	0,00	0,00	0,45	
c) Unfalltote						d) Fragmentierung					
13%	1990	1995	2000	2005	2010	17%	1990	1995	2000	2005	2010
1990		0,00	0,00	0,00	0,00	1990		0,00	0,00	0,00	0,00
1995	1,00		0,00	0,00	0,00	1995	1,00		0,00	0,00	0,00
2000	1,00	1,00		0,00	0,00	2000	1,00	1,00		0,00	0,00
2005	1,00	1,00	1,00		0,00	2005	1,00	1,00	1,00		0,00
2010	1,00	1,00	1,00	1,00		2010	1,00	1,00	1,00	1,00	
e) Flächeninanspruchnahme						f) Lärmbelastung					
15%	1990	1995	2000	2005	2010	14%	1990	1995	2000	2005	2010
1990		0,00	0,00	0,00	0,00	1990		1,00	1,00	0,92	0,27
1995	1,00		0,00	0,00	0,00	1995	1,00		1,00	1,00	1,00
2000	1,00	1,00		0,00	0,00	2000	1,00	1,00		1,00	1,00
2005	1,00	1,00	1,00		0,00	2005	1,00	1,00	1,00		1,00
2010	1,00	1,00	1,00	1,00		2010	1,00	1,00	1,00	1,00	
g) potentielle Partikelbelastung						h) Totaler Konkordanzindex - Basisfall					
14%	1990	1995	2000	2005	2010	100%	1990	1995	2000	2005	2010
1990		1,00	1,00	0,00	0,00	1990		0,55	0,55	0,40	0,30
1995	1,00		1,00	0,16	0,00	1995	0,79		0,55	0,43	0,41
2000	1,00	1,00		1,00	0,00	2000	0,73	0,73		0,55	0,41
2005	1,00	1,00	1,00		0,73	2005	0,73	0,73	0,77		0,51
2010	1,00	1,00	1,00	1,00		2010	0,73	0,73	0,73	0,80	

Tabelle 33: Partielle Konkordanzindizes, a)-g), ihr jeweiliges Gewicht und der resultierende totale Konkordanzindex, h). Wo die Summe $c(X,Y)+c(Y,X) > 1$, werden Stimmen doppelt vergeben, d.h. das Kriterium ist für diese Vergleichsjahre nicht trennscharf.

Zu lesen: Der Indikatorwert für ein Jahr in einer Zeile verglichen mit dem Indikatorwert eines Jahres in einer Spalte, liefert den Konkordanzindex. Wenn 0, dann keine Konkordanz, wenn 1, dann signifikante Konkordanz, sonst schwache Konkordanz.

In der Summe, die durch den *totalen* Konkordanzindex reflektiert wird, stimmen also *mindestens* immer 73% dafür, dass die zukünftigen Jahre umweltfreundlicher sind, während *mindestens* immer 27% für die früheren Jahre stimmen (**Tabelle 33h**). Dies ist fast in Reinform beim Vergleich 2010 zu 1990 mit 73% zu 30% der Stimmen gegeben, nur das Kriterium Lärm geht bei beiden ein. Damit ist zugleich der maximal mögliche Abstand zwischen den beiden Hypothesen bestimmt. Aufgrund der „Doppelwähler“ werden beiden Lagern in nicht eindeutigen Vergleichen nochmals zusätzliche Stimmen zuteil, wodurch sich die Einträge in der Matrix ‚Totaler Konkordanzindex‘ in den jeweiligen Fällen über ihr Basisniveau von 0,73 einerseits und 0,27 andererseits heben. Besonders bei Vergleichen zwischen benachbarten Jahren kann die Trennschärfe gering sein: Am niedrigsten ist sie beim Vergleich 2000 zu 1995 mit 73% zu 55% für bzw. gegen eine Umweltverbesserung. Zum Gewicht der Kriterien Energieverbrauch und Treibhausgasemissionen addiert sich noch das volle Gewicht der Kriterien Lärm und potentielle Partikelbildung.

a) Matrix für die erste Destillation											
	1990	1995	2000	2005	2010						
1990		0	0	0	0						
1995	1		0	0	0						
2000	1	1		0	0						
2005	1	1	1		0						
2010	1	1	1	1							
b) Matrix für die zweite Destillation – von oben						c) Matrix für die zweite Destillation – von unten					
	1990	1995	2000	2005	2010		1990	1995	2000	2005	2010
1990		0	0	0	-	1990	-	-	-	-	-
1995	1		0	0	-	1995	-		0	0	0
2000	1	1		0	-	2000	-	1		0	0
2005	1	1	1		-	2005	-	1	1		0
2010	-	-	-	-	-	2010	-	1	1	1	
d) Matrix für die dritte Destillation - von oben						e) Matrix für die dritte Destillation - von unten					
	1990	1995	2000	2005	2010		1990	1995	2000	2005	2010
1990		0	0	-	-	1990	-	-	-	-	-
1995	1		0	-	-	1995	-	-	-	-	-
2000	1	1		-	-	2000	-	-		0	0
2005	-	-	-	-	-	2005	-	-	1		0
2010	-	-	-	-	-	2010	-	-	1	1	
f) Matrix für die vierte Destillation - von oben						g) Matrix für die vierte Destillation – von unten					
	1990	1995	2000	2005	2010		1990	1995	2000	2005	2010
1990		0	-	-	-	1990	-	-	-	-	-
1995	1		-	-	-	1995	-	-	-	-	-
2000	-	-	-	-	-	2000	-	-	-	-	-
2005	-	-	-	-	-	2005	-	-	-		0
2010	-	-	-	-	-	2010	-	-	-	1	

Tabelle 34: Teilmatrizen für die schrittweise Destillation der überlegenen bzw. unterlegenen Jahre durch den Vergleich von Spalten- mit Zeilensumme. Destillationsgrad $\varepsilon = 0,3 - \max\{c(1990:2010)\}$

* 0,15. Das Jahr in einer Zeile wird mit dem Jahr in einer Spalte verglichen. Bei einer 1 ist es insgesamt und signifikant überlegen, bei einer 0 unterlegen.

Mit ELECTRE III lassen sich somit relativ leicht die Folgen von nicht trennscharfen Daten und die Beiträge der einzelnen Kriterien zum Gesamtwert identifizieren. Eine Kompensation zwischen verschiedenen Kriterienaussprägungen findet nicht statt. In der Tat stehen sich in der Konkordanzmatrix nur die relativen Gewichte der Kriterien gegenüber. Die Kriterienwerte wurden nur zum Vergleich mit den entsprechenden Schwellenwerten für Indifferenz und Signifikanz genutzt.

Aus den Indizes der totalen Konkordanz wird die Matrix der signifikanten Über- und Unterordnungen für den *ersten* Destillationsschritt gewonnen: Ihre Zeilen enthalten bei *signifikant* überlegenem Vergleich eine Eins, sonst eine Null. Das Jahr, das am häufigsten überlegen ist ohne selbst zu oft unterlegen zu sein, also mit der größten Differenz aus Zeilen- und Spaltensumme, wird bei Destillation von oben auf den obersten Platz gesetzt. Das Jahr, das am häufigsten unterliegt ohne selbst öfters überlegen zu sein, also mit der kleinsten Differenz aus Zeilen- und Spaltensumme, wird bei Destillation von unten auf den untersten Platz gesetzt. Im Basisfall ist das Jahr 2010 in allen Vergleichen überlegen und daher auf dem obersten Platz, das Jahr 1990 in allen Vergleichen unterlegen und daher auf dem untersten Platz (**Tabelle 34a**). Die Destillation wird für die jeweiligen Restmengen wiederholt und so schrittweise je eine Reihenfolge von oben bzw. von unten erstellt (**Tabelle 34b-g**).

Im Basisfall ist die Datenstruktur sehr einfach, weil sich alle Indikatoren monoton verhalten und weil der Abstand zwischen den Für und Gegen-Stimmen immer relativ deutlich ist (zwei Kriterien mit 27% Stimmanteil gegen fünf Kriterien mit 73% Stimmenanteil), was durch die Doppelstimmen nur leicht modifiziert wird. Daher ergeben sich bei den schrittweisen Destillationen keine Verschiebungen, und die ermittelten Rangfolgen von oben und von unten sind identisch (**Abbildung 6**).

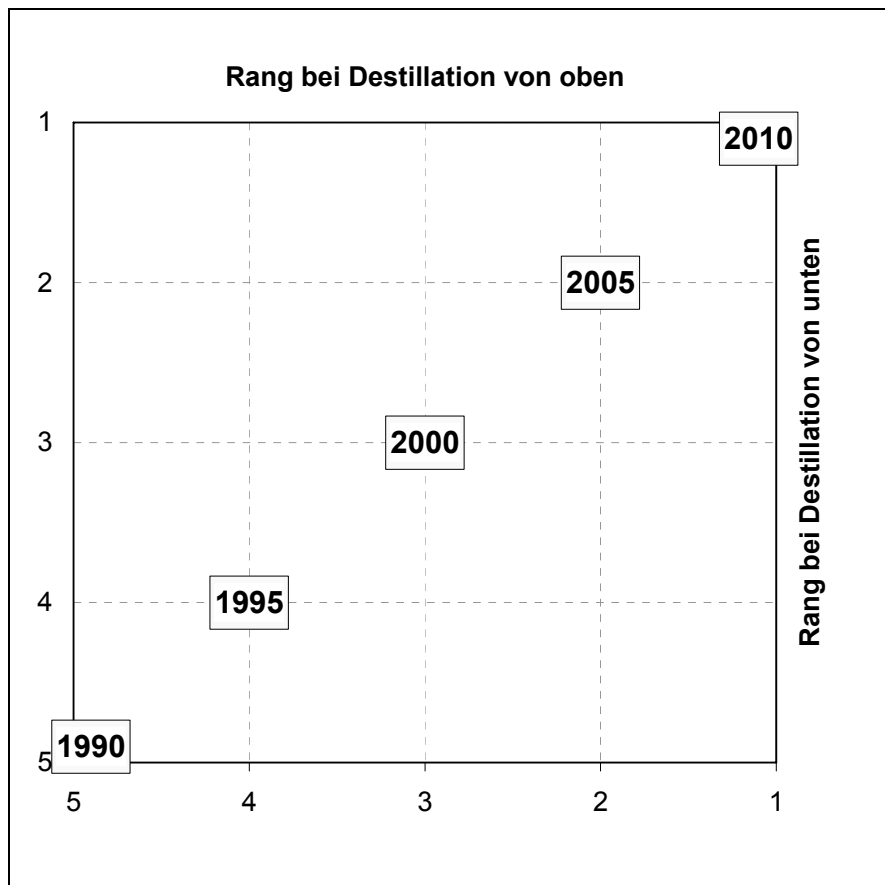


Abbildung 6: Mit den angenommenen Indikatoren und Daten ergibt sich nach ELECTRE III eine eindeutige Rangfolge: Die Umweltbilanz des Verkehrs verbessert sich mit jedem Vergleichsjahr. Der Rang bei ‚Destillation von oben‘ ist von links nach rechts abzulesen, bei ‚Destillation von unten‘ von unten nach oben abzulesen. Sind beide Rangfolgen gleich, ist die Bewertung eindeutig und die Einträge liegen auf der Mitteldiagonalen.

Im Basisfall liefern die Destillation von oben und von unten das gleiche Ergebnis: Der Verkehr wird von Vergleichsjahr 1990 zu Vergleichsjahr 2010 immer umweltfreundlicher – wenn man die TERM-Daten und ihre Projektionen annimmt, die Kriteriengewichte und die Auswertemethode akzeptiert. Dann sind die Unterschiede zwischen allen Jahren hinreichend trennscharf, um eine eindeutige Rangfolge aufzustellen.

Eindeutig für diese Reihenfolge sprechen die Kriterien Verkehrstote, Flächeninanspruchnahme und Fragmentierung, in der Tendenz, aber nicht mit letzter Sicherheit auch die Kriterien Lärm und Luftschadstoffe (potentielle Partikel). *Eindeutig gegen* die abgeleitete Reihenfolge sprechen mit den Kriterien CO₂-Emission und Endenergieverbrauch nur ein Viertel der Stimmen.

V.2 Einfluss der Methode auf das Bewertungsergebnis

Im folgenden wird analysiert, welche Parameter aufgrund welcher Prämissen dieses Ergebnis hervorbringen, und wie groß die Variationen der verschiedenen Elemente sein können, bevor sich das Endergebnis ändert. Dabei werden zunächst die technischen Parameter (Destillationsgrad, Indifferenzschwelle und Signifikanzschwelle) untersucht,

danach der Einfluss der Kriteriengewichte und schließlich wird eine Variation der Daten selbst untersucht.

V.2.1 Einfluss des Destillationsgrades

Wie groß die Differenz zweier totaler Konkordanzindizes sein muss, damit der Vergleich der beiden Jahre eindeutig entschieden werden kann, wird durch den Destillationsgrad ε bestimmt. Roy & Bouyssou (1993:417f) motivieren seine Form heuristisch:

$$\varepsilon = 0,3 - \max\{s(1990:2010)\} * 0,15$$

(wobei bei jedem Destillationsschritt das Maximum des Konkordanz- bzw. Kreditabilitätsindex c bzw. s über die Menge der Vergleichsjahre zu nehmen ist.)

Er müsse zum Entscheidungskontext passen.

Hier wird die Motivation von Roy & Bouyssou aufgegriffen und für unseren Entscheidungskontext modifiziert: Damit der Verkehr in einem Jahr X insgesamt als besser als in einem Jahr Y angesehen werden kann, soll *mindestens ein* Kriterium mehr als für die umgekehrte Hypothese sprechen. D.h. die Differenz $s(X,Y) - s(Y,X)$ zweier Kreditabilitätsindizes – bzw. totaler Konkordanzindizes c , wenn es keine Diskordanzen gibt - muss bei den vorliegenden Gewichtungen 12% bis 17% betragen. Wenn die Vertrauenswürdigkeit der Bewertung insgesamt niedrig ist, also bei niedrigem Kreditabilitätsindex, soll der Abstand *mindestens zwei* Kriterien betragen, also etwa 30%. Wenn man dazwischen linear interpoliert, dann kommt man auf einen Destillationsgrad für die TERM-Kriterien der Form

$$\varepsilon' = 0,3 - \max\{s(1990:2010)\} * 0,18,$$

also gleichem Achsenabschnitt, aber leicht erhöhter Steigung im Vergleich zum Original. Diese Modifikation hat jedoch keinen Einfluss auf die resultierende Rangfolge, denn die Differenzen zwischen den totalen Konkordanzindizes sind immer größer und damit hinreichend trennscharf (**Abbildung 7a**).

Fordert man dagegen *mindestens zwei* Kriterien oder 30% Stimm-Unterschied, so würde der Destillationsgrad lauten:

$$\varepsilon' = 0,45 - \max\{s(1990:2010)\} * 0,18.$$

In diesem Fall verschwindet die Trennschärfe zwischen 1990 und 1995, 1995 und 2000, und zwischen 2005 und 2010. Unterschiede lassen sich, je nach Destillationsrichtung, nicht mehr sicher entscheiden (**Abbildung 7b**)

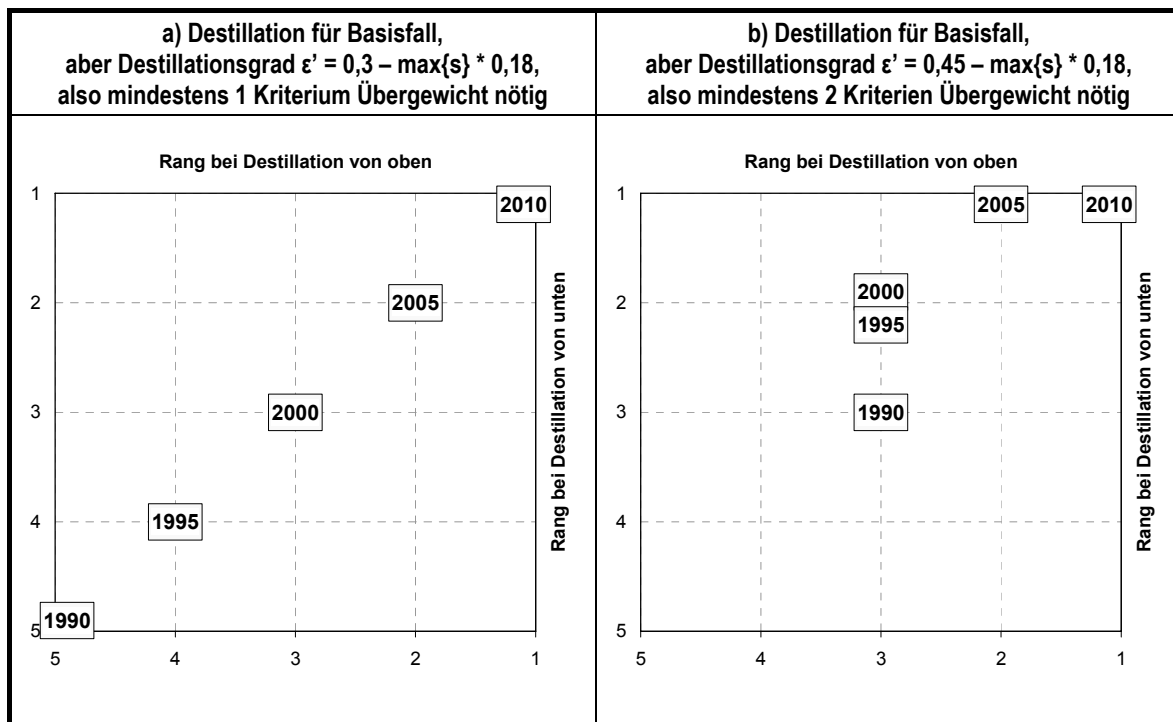


Abbildung 7: Sensitivitätsanalyse zum Einfluss des Destillationsgrades ϵ auf die Rangfolge.

Fazit

Mit dem Destillationsgrad wird die Trennschärfe insgesamt zwischen den Vergleichsjahren bestimmt. Diese hängt natürlich von der Trennschärfe der zugrunde liegenden Kriterien ab. Technisch wird bei der Destillation in ELECTRE III der totale Konkordanzindex $c(X,Y)$, also die Summe der Stimmen für die Hypothese, dass „das Jahr X mindestens als so gut anzusehen ist, wie das Jahr Y“, mit dem Konkordanzindex $c(Y,X)$ für die gegenteilige Hypothese verglichen. Dabei fallen die Doppelstimmen, die von den nicht trennscharfen Kriterien stammen, quasi heraus und die Differenz $c(X,Y) - c(Y,X)$ reduziert sich auf das Gewicht der trennscharfen Kriterien (**Tabelle 35**).

	1990	1995	2000	2005	2010
1990	-	-0,24	-0,19	-0,34	-0,43
1995	0,24	-	-0,19	-0,30	-0,33
2000	0,19	0,19	-	-0,22	-0,33
2005	0,34	0,30	0,22	-	-0,29
2010	0,43	0,33	0,33	0,29	-

Tabelle 35: Differenzmatrix zwischen totaler Konkordanz $c(X,Y) - c(Y,X)$ im Basisfall. Wenn der Wert größer als der Destillationsgrad ist, dann ist der Verkehr im Jahr X signifikant umweltverträglicher als im Jahr Y. Minimale und maximale Differenz hervorgehoben.

Im Basisfall ergibt sich eine eindeutige Reihenfolge, wenn man einen Stimmenunterschied - sprich Destillationsgrad - von bis zu 20% zwischen den totalen Konkordanz- bzw. Kreditabilitätsindizes ansetzt. Wenn eine höhere Trennschärfe gefordert wird, dann erlauben die TERM-Daten die Unterscheidung der Umweltverträglichkeit des Verkehrs über einen Zeitraum von 5 Jahren immer weniger. Denn die Umweltverträglichkeit des

Verkehrs in Europa ändert sich über einen Zeitraum von fünf Jahren so deutlich, dass es angesichts der unterstellten Unsicherheiten vollends belastbar wäre: Zum einen ist die Präzision der TERM-Daten, wie gesehen, nicht sehr hoch, zum zweiten setzen sich technische Minderungen in der Breite erst nach mehreren Jahren durch, und zum dritten müssen sie vor dem Hintergrund steigender Verkehrsmengen wirken. So braucht es durchschnittlich 7 Jahre, um die Pkw-Flotte zu erneuern, Jahrzehnte, um die Verkehrsinfrastruktur flächendeckend zu überholen.

Demgegenüber bleiben in allen Sensitivitätsanalysen Verbesserungen auf der Skala von 10 Jahren feststellbar: Wenn sich die Minderungen so einstellen wie unterstellt, dann wird nach den TERM-Daten der Verkehr in Europa umweltverträglicher. Angesichts dessen erscheinen die TERM-Indikatoren eher als grob, zumindest nicht sensitiv auf aktuelle oder kurzfristige Entwicklungen. Daher kann es lohnend sein, sie zumindest für kurzfristig orientierte Fragestellungen um sensitivere Indikatoren zu ergänzen.

V.2.2 Einfluss der Indifferenzschwelle

Die Indifferenzschwelle gibt für jeden Indikator an, bis zu welcher Differenz zwei Werte als gleich anzusehen sind. Die Schwelle entscheidet somit über die Trennschärfe der Kriterien und damit über das Gewicht, das sie für oder gegen die Annahme, dass „der Verkehr im Jahr X umweltverträglicher als im Jahr Y ist“, einbringen.

Um den Einfluss der Indifferenzschwelle hier in Reinform zu analysieren, wird die Signifikanzschwelle p ausgeschaltet, indem $p=q$ für alle Kriterien gesetzt wird. D.h. es wird angenommen, dass jede Differenz jenseits der Unschärfe signifikant und belastbar ist; schwache Präferenzen und damit Kriterien, die ihre Gewichte doppelt vergeben können, gibt es dann nicht. Für jedes Kriterium wurde in Kap. IV je eine eigene Unsicherheit abgeleitet. Diese Unterschiede werden auch hier berücksichtigt, indem der Faktor q modifiziert wird. D.h. bei gleichem Wert für q liegen unterschiedliche Unsicherheiten für die einzelnen Indikatoren zugrunde; im Basisfall ($q = 1$) reichen sie von 1,5% bis 35% (vgl. Tabelle 31).

Ohne Unsicherheiten ($q=0$) ist das Ergebnis aufgrund der monotonen Datenstruktur ohne weitere Auswertung ableitbar: Jedes zukünftige Jahr wird als besser als die früheren Jahre angesehen; dafür stimmen alle Kriterien, außer Energieverbrauch und Treibhausgasemissionen, auf die aber nur ein Viertel der Stimmen entfallen. Da die absoluten Kriterienwerte nicht in den Vergleich eingehen, ändert sich an dem Stimmverhältnis von 73:27 zugunsten der zukünftigen Entwicklung nichts, egal welche Jahre miteinander verglichen werden. Weil alle Kriterien als trennscharf unterstellt werden, sind alle Vergleiche signifikant. Die Destillationsrangfolge ist eindeutig: $1990 < 1995 < 2000 < 2005 < 2010$.

Wird die Indifferenzschwelle auf $q = 0,5$ gesetzt, dann werden also 12,5% Unsicherheit für Lärm bzw. 17,5% für Partikel angenommen. Diese Kriterien verlieren aber ihre Trennschärfe bereits ab einer Unschärfe von 8% für den Vergleich von 1990 mit 1995 und von 1995 mit 2000 (vgl. Werte in Tabelle 30). In der Folge fließt das Gewicht dieser Kriterien auf beiden Seiten in den Konkordanzindex ein, so dass 73 zu 55 Stimmen auf diese Vergleiche entfallen. Nach ELECTRE III werden sie unentschieden gewertet (gegen einen Vorteil sprechen jeweils zu viele Gegenstimmen) und die Jahre werden auf den gleichen Rang 4 bzw. 3 gesetzt (**Tabelle 36a**). Da sich die Ergebnisse der Destillation von oben und von unten leicht unterscheiden, liegen die Ergebnisse nicht mehr auf der Mitteldiagonalen.

Wird die Indifferenzschwelle q weiter erhöht, also eine höhere Unschärfe eingerechnet, verliert der Vergleich weiterer Jahre (2000 zu 1990 und 2000 zu 2005) seine Trennschärfe, ebenfalls weil die Kriterien Lärm und Luftschadstoffe (Partikel) auf beiden Seiten angerechnet werden. Der Konkordanzindex beträgt 73 zu 55 Stimmen, und entsprechend wird der Verkehr in den Jahren 1990, 1995 und 2000 bzw. 2000 und 2005 als gleich umweltverträglich angesehen (**Tabelle 36b**), ebenfalls wieder mit leichten Unterschieden zwischen den Destillationsrichtungen.

Wird die Indifferenzschwelle weiter erhöht, wird die Trennschärfe der genannten Kriterien natürlich nicht besser. Allerdings verliert ab ($q = 1,25$) das Kriterium Treibhausgasemissionen, das bisher eindeutig für die früheren Jahre sprach, seine Schärfe. Damit stehen in den zuvor indifferenten Jahren nunmehr 88 zu 55 Stimmen einander gegenüber, was nach ELECTRE III signifikant ist. Daher ergibt sich die scheinbar paradoxe Situation, dass bei wachsender Unschärfe die Gesamtreihenfolge wiederum eindeutig wird (**Tabelle 36c**).

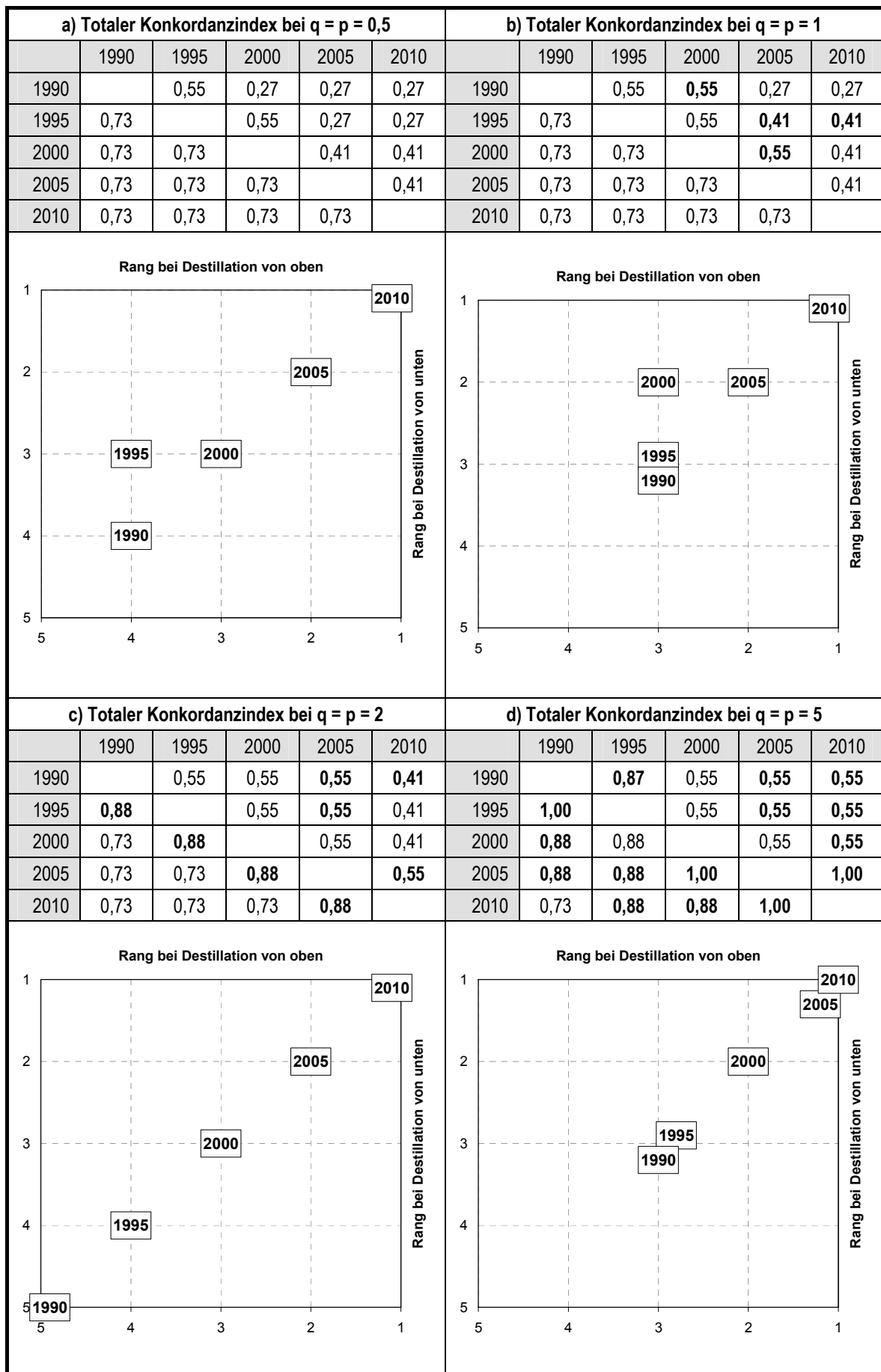


Tabelle 36: Sensitivität von totaler Konkordanz und Rangfolge bei Variation der Indifferenzschwelle q von 0,5 auf 5. Basisfall sonst. Änderungen des Konkordanzindex sind in fett hervorgehoben.

Wird die Indifferenzschwelle noch weiter erhöht, verlieren mehr und mehr Kriterien ihre Trennschärfe und werden auf beiden Seiten des Vergleichs eingerechnet. In der Folge wachsen die Werte des Konkordanzindex an, die Unterschiede sind aber weniger und weniger signifikant. Daher überlappen sich die Jahre wieder und Vorteile können nicht mehr eindeutig konstatiert werden (**Tabelle 36d**).

Die Tendenz der Ergebnisse, dass nämlich bei der vorliegenden Datenlage die zukünftigen Jahre als umweltverträglicher angesehen werden, ist unabhängig von der Indifferenzschwelle, wenn sie proportional für alle Kriterien verändert wird. In diesem Fall bleibt die Rangordnung gleich, wenngleich sich die Trennschärfe zwischen einzelnen Jahren verringern kann.

Die Beispiele verdeutlichen zugleich, dass eine Änderung der Indifferenzschwelle die Kriterien *nicht beeinflusst*, die der Hypothese *zustimmen*, dass „der Verkehr im Jahr X umweltverträglicher ist als im Jahr Y“. Bei steigender Unschärfe wird dagegen die Möglichkeit größer, dass *auch der entgegengesetzten* Hypothese zugestimmt wird. Die maximale Konkordanz für die Hypothese, dass der Verkehr zukünftig besser werde, wird bei den vorliegenden Daten dann erreicht, wenn eine Unschärfe bzw. Indifferenzschwelle von mindestens 10% für Treibhausgasemissionen und Energieverbrauch angesetzt wird. Diese Unsicherheit ist bei Zukunftsabschätzungen eher als Untergrenze anzusehen.

Entsprechend der ordinalen Logik von ELECTRE III ändern sich Für- oder Gegenstimmen stufenweise: Sobald eine Überordnung eindeutig konstatiert werden kann, also jenseits der Signifikanz liegt, wird das *gesamte* Kriteriengewicht angerechnet und der Konkordanzindex steigt um 12% bis 17%. Die absolute Kriterienhöhe ist im Verfahren nur für den Vergleich mit den Schwellenwerten relevant; sobald diese überschritten sind, hat die Höhe des Kriteriums keine Bedeutung.

Selektive Änderung einzelner Indifferenzschwellen: Fragmentierung, Flächeninanspruchnahme, Unfälle und andere

Bisher war die Unschärfe aller Kriterien zugleich und proportional geändert worden. Ihre relativen Verhältnisse blieben dabei konstant, wenngleich ihre Trennschärfe insgesamt sank. Hier wird nun die Unschärfe selektiv für einzelne Kriterien verändert, während sie für andere auf dem Wert des Basisfalls konstant gehalten wird.

Diese Untersuchung braucht für die Kriterien Lärm oder Partikel nicht durchgeführt werden: Wenn die Unsicherheit des einen oder anderen niedriger angesetzt wird, wird zwar die Trennschärfe des Kriteriums größer, aber wie im Basisfall wird die bereits etablierte Rangfolge nur nochmals zusätzlich bekräftigt, nicht beeinflusst. Wird umgekehrt eine größere Unsicherheit angesetzt, ändert sich im Basisfall die Rangfolge ebenfalls nicht, weil die Kriterien schon jetzt nicht trennscharf sind und ihr Gewicht bei fast allen paarwei-

sen Vergleichen auf beiden Seiten einfließt. Wenn ihre Trennschärfe herabgesetzt wird, können sie diese Rangordnung nur nochmals bestätigen, nicht ändern.

Eine Änderung der Indifferenz für die Kriterien Energieverbrauch und Treibhausgasemissionen braucht ebenfalls nicht untersucht werden. Beide Kriterien sprechen im Basisfall trennscharf gegen die Rangfolge, können sie aber dennoch nicht ändern.

Also kann man die Untersuchung auf die trennscharfen und *ergebnisrelevanten* Kriterien Fragmentierung, Flächeninanspruchnahme und Verkehrstote fokussieren, auf die 17%, 15% und 13% des Gesamtgewichts entfallen.

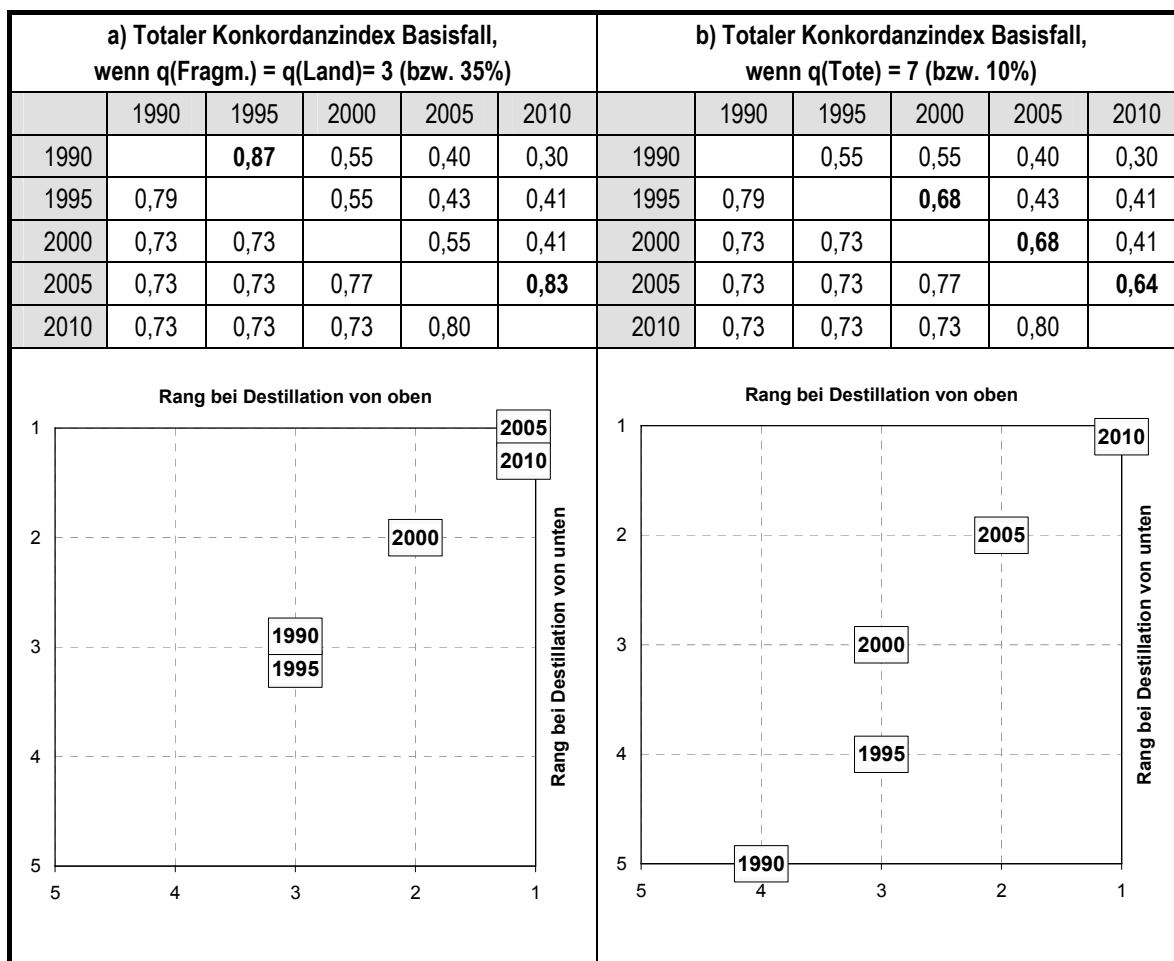


Tabelle 37: Sensitivität von Konkordanz und Rangfolge bei selektiver Erhöhung der Indifferenzschwellen für

a) die Kriterien Fragmentierung und Flächeninanspruchnahme von 12% auf 35%,

b) das Kriterium Verkehrstote von 1,5% auf 10%.

Geänderte Konkordanzindizes gegenüber Basisfall hervorgehoben.

Die Daten für Fragmentierung und Flächeninanspruchnahme beruhen auf denselben Grundlagen, vgl. Kap. IV: Im Original werden sie aus Satellitenbildern abgeleitet, die als sehr ungenau, räumlich und zeitlich schlecht vergleichbar qualifiziert werden (TERM 2002 06 und 07). In dieser Arbeit wurde die Änderungsrate gebildet, wodurch zum einen systematische Fehler herausgekürzt werden und zum anderen an die wesentlich besser bekannten Daten zur Länge der Verkehrswege angeschlossen werden kann. Daher wur-

de die Ungenauigkeit mit 12% und nicht mit 35% angesetzt. Für die Sensitivitätsanalyse hier wird der Basisfall berechnet, außer dass die Indifferenzschwellen für Fragmentierung und Flächeninanspruchnahme nun auf 35% gesetzt werden (**Tabelle 37a**); dies entspricht $q(\text{Fragmentierung}) = q(\text{Flächeninanspruchnahme}) = 3$.

Die deutliche Verringerung der Trennschärfe für beide Kriterien führt dazu, dass sie nunmehr bei den Vergleichen 1990 mit 1995 und 2005 mit 2010 ihre Stimme auf beiden Seiten abgeben. Dadurch erhöht sich im Vergleich zum Basisfall vor allem das Stimmgewicht für die früheren Jahre um bis zu 32%, wodurch diese nunmehr ein leichtes, aber nicht signifikantes Übergewicht haben: 87 zu 79 bzw. 83 zu 80 Stimmen. Es kann für diese Jahre nicht mehr entschieden werden, wann der Verkehr umweltverträglicher war und insgesamt verringert sich die Trennschärfe: Es gibt nur noch die oberste Stufe mit den Jahren 2005 und 2010 gemeinsam, die mittlere Stufe mit dem Jahr 2000 und die unterste Stufe mit den Jahren 1990 und 1995 gemeinsam (**Tabelle 37a**). Weil beide Kriterien zusammen ein ergebnisbestimmendes Gewicht haben, beeinflusst ihre Unschärfe bzw. ihre Indifferenzschwelle nicht allein die Trennschärfe der Gesamtaussage, sondern evtl. auch die Reihenfolge.

Wenn man beim Kriterium Verkehrstote die Unsicherheit von 1,5% auf 10% erhöht, dann büßt es im Basisfall seine Trennschärfe für die Vergleiche 1995 zu 2000 und 2000 zu 2005 ein (**Tabelle 37b**). Eine derart große Unschärfe erscheint unrealistisch, wenn sich der Indikator allein auf die Zahl der Verkehrstoten bezieht. Wenn man aber andere Indikatoren zugrunde legt, etwa die Zahl der verlorenen Lebensjahre oder wenn gleichzeitig Schwerverletzte und Invaliditäten eingerechnet werden, dann erscheint die Datenbasis heute wesentlich unsicherer, so dass auch die vergrößerte Unsicherheit leicht überschritten werden kann (s. Kap. III). Allerdings ist das Kriteriengewicht mit 13% nicht groß genug, um im Basisfall die Gesamtreihenfolge zu ändern, egal, wie groß oder klein die Indifferenzschwelle bzw. Trennschärfe ist.

V.2.3 Einfluss der Signifikanzschwelle

Als nächstes wird der Einfluss der Signifikanzschwelle p auf das Endergebnis untersucht. In der vorigen Sensitivitätsanalyse war ihr Wert gleich der Indifferenz gesetzt, um deren Einfluss in Reinform analysieren zu können. In den folgenden Beispielen wird – relativ zum Basisfall – die Signifikanzschwelle schrittweise erhöht. Dadurch wird in der Logik von ELECTRE III der Bereich der schwachen Präferenz ausgedehnt (vgl. Kap. II). D.h. ein Kriterium, das eigentlich mit seinem vollen Gewicht für die Annahme stimmt, dass „der Verkehr im Jahr X mindestens so umweltverträglich ist wie im Jahr Y“, kann auch zu *einem Bruchteil* für die gegenteilige Hypothese angerechnet werden.

$$c_j(a, b) := \frac{g_j(a) - g_j(b) + p_j(a)}{p_j(a) - q_j(a)} \quad \text{wenn } g_j(b) - p_j(a) \leq g_j(a) < g_j(b) - q_j(a)$$

Anders als im Fall eines indifferenten Vergleichs, wenn also die Differenz der Kriterienausprägungen kleiner als die Indifferenzschwelle ist, wird bei schwacher Signifikanz *nicht das gesamte* Kriteriengewicht für die tendenziell gegenteilige Hypothese angerechnet. Daher ist der Einfluss der Signifikanzschwelle auf den totalen Konkordanzindex deutlich schwächer als der Einfluss der Indifferenzschwelle (**Abbildung 8a,b**).

Die Trennschärfe der TERM-Daten geht unter den Annahmen des Basisfalls erst verloren, wenn die Signifikanzschwelle auf das Achtfache der Indifferenz für jeden Indikator gesetzt wird (**Abbildung 8c**): Dann sind 1990 und 1995 bzw. 2005 und 2010 nicht mehr klar unterscheidbar. An der Gesamtaussage, dass der Verkehr in künftigen Jahren umweltverträglicher wird, ändert sich aber bei proportionaler Änderung der Schwelle nichts: Bei proportionaler Änderung bleibt die grundsätzliche Datenstruktur erhalten und daher stimmen prinzipiell immer fünf Kriterien für die Hypothese der Umweltentlastung und nur zwei dagegen. Einzig die Trennschärfe zwischen den Vergleichsjahren wird beeinflusst, je nachdem, wie viele Doppelstimmen zugelassen werden. D.h. der „Abstand“ zwischen den einzelnen Vergleichsjahren hängt von der angenommenen Unsicherheit ab, die Rangfolge ist unabhängig davon und damit robust.

Wenn man die Signifikanzschwelle auf Wert der Unsicherheit des Basisfalls setzt und dafür die Indifferenzschwelle senkt (also $p' = q_{\text{Basis}}$ und $q' = q_{\text{Basis}}$), verschiebt sich die Reihenfolge gegenüber dem Basisfall nicht (**Abbildung 8d**). Entscheidend ist, dass die Trennschärfe dadurch heraufgesetzt wurde, wodurch aber der Basisfall nur bestätigt wird.

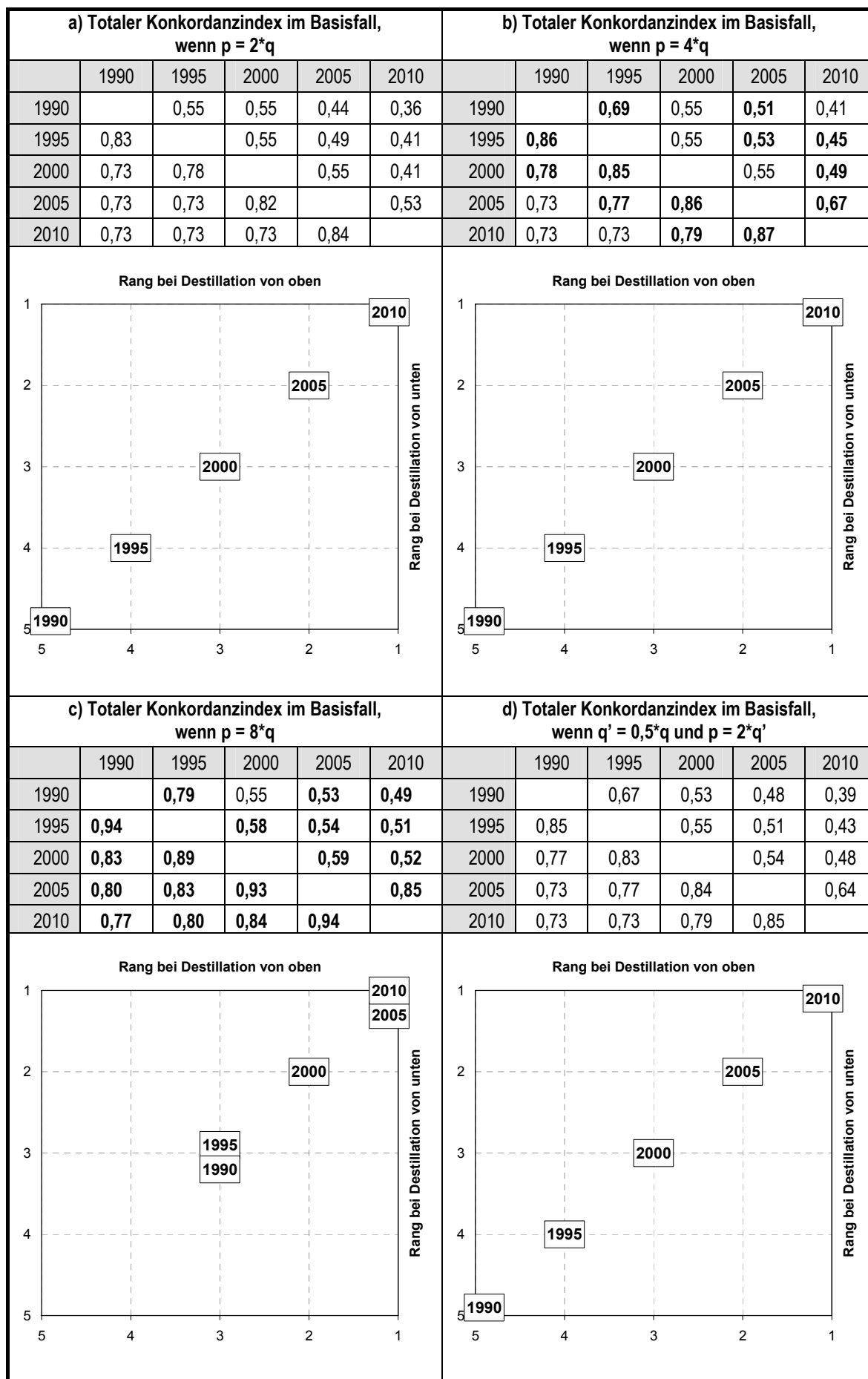


Abbildung 8: Sensitivität von Konkordanz und Rangfolge bei Erhöhung der Signifikanzschwelle im Basisfall. Änderungen des Konkordanzindex hervorgehoben.

V.2.4 Einfluss des Veto

Eine Schlussfolgerung der oben durchgeführten Sensitivitätsanalysen ist, dass nach den vorliegenden TERM-Daten „der Verkehr in den Jahren 2000, 2005 und 2010 umweltverträglicher als 1990 und 1995“ ist bzw. sein wird. Gegen dieses Fazit können – im Basisfall - die beiden diskordanten Wirkungskategorien ‚Klimaschutz‘ oder ‚Ressourcenschonung‘ nur noch ein Veto einlegen. Diese Option ist formal in ELECTRE III implementiert, war bei den bisherigen Auswertungen aber ausgeschaltet.

Dieses Veto kann eine absolute, nicht-verhandelbare Mindestposition sichern, egal wie gut sich andere Wirkungskategorien entwickelt haben mögen. Auf diese Weise können noch akzeptable von unakzeptablen Entwicklungskorridore unterschieden werden. Beim Verkehr könnte das beispielsweise heißen, dass die Verkehrsentwicklung in Europa auf keinen Fall als positiv bewertet werden kann, wenn die CO₂-Emissionen oder der Energieverbrauch eine bestimmte Menge oder Steigerungsrate o.ä. überschreiten. Bei Endenergieverbrauch und Treibhausgas-Emissionen des Verkehrs wurden zwischen 1990 bis 2010 Steigerungen um 50% bzw. 40% angenommen (vgl. **Tabelle 38**). Damit ein Veto wirksam wird, müsste die Schwelle also niedriger gesetzt werden.

Indikator Jahr	Ressourcen Endenergieverbrauch	Klimaschutz Treibhausgas-Emissionen
1990	100%	100%
1995	109%	108%
2000	126%	119%
2005	139%	129%
2010	151%	139%

Tabelle 38: Rechenwerte für Endenergieverbrauch und Treibhausgas-Emissionen, normiert auf 1990 (nach Samaras et al. 2002:30ff, vgl. Kap. IV).

Natürlich ist es möglich, auch für die anderen Wirkungskategorien mit Hilfe von Vetoschwellen Mindestkriterien vorzugeben. Evtl. mögen die angenommenen Minderungen der Umweltbelastungen durch den Verkehr zwar als notwendig, aber nicht hinreichend beurteilt werden. Wenn solche Mindeststandards vorgegeben werden, dann kann die Einhaltung ohne weiteres mit ELECTRE III überprüft werden; ansonsten ergibt sich nur eine relative Rangfolge der Vergleichsfälle: Ob der oberste Fall auch gut ist und ob der unterste Fall schlecht ist, kann ohne zusätzliche Informationen nicht entschieden werden. In dieser Arbeit ist die Untersuchungsfrage durch TERM vorgeben und auf die Entwicklung gerichtet: „Wird der Verkehr in Europa umweltverträglicher?“

V.2.5 Fazit der methodischen Sensitivitätsanalysen

Alle Analysen bisher dienten vor allem der Absicherung, dass die Methode und nicht zuletzt die Höhe der Schwellenwerte das Ergebnis nicht determinieren. Insgesamt bestäti-

gen die Sensitivitätsanalysen die Gesamtaussage des Basisfalls: Wenn die unterstellten Minderungen eintreten und wenn man die angesetzten Gewichte und Auswertemethode akzeptiert, dann wird der Verkehr in Europa (EU15), wie er nach den TERM-Indikatoren gemessen wird, in Zukunft umweltverträglicher. Eine Umweltverbesserung kann beim Vergleich zwischen 5 Jahren nicht unumstößlich festgestellt, beim Vergleich zwischen 10 Jahren kann sie aber sicher konstatiert werden. Von den sieben Indikatoren, die relevant für Umwelt *und* Verkehr sind, sind Lärm und Luftschadstoffe (potentielle Partikel) nicht aussagekräftig. Die Auswertung beruht daher auf den trennscharfen Kriterien, worunter Fragmentierung und Flächeninanspruchnahme einen entscheidenden Einfluss haben.

Das Verkehrssystem ist träge, so dass sich Änderungen auf kurzen Zeitskalen *nicht in den Indikatoren auf dem obersten Aggregationsniveau* zeigen. Genau hier liegt eine Herausforderung für ein solches Monitoring-Instrument: Wenn Änderungen zwischen ein oder zwei Jahren abgebildet werden sollen, dann müssen angemessen sensitive Indikatoren ausgesucht werden. Der vorliegende Datensatz wird dieser Anforderung auch deswegen nicht gerecht, weil er nicht hinreichend trennscharf und auch nicht aktuell ist.

V.3 Einfluss der Kriteriengewichte

Offensichtlich beeinflussen die technischen Parameter Destillationsgrad, Indifferenz- und Signifikanzschwelle nicht die Rangfolge, sondern die *Trennschärfe* zwischen den verglichenen Jahren. Ein fundamental anderes Ergebnis, etwa eine *Umkehrung der Rangfolge* kann nur durch andere Daten oder andere Gewichte ergeben. Dies wird im Folgenden untersucht.

Umkehrung der Rangordnung

Die einzigen Kriterien, die für einen Umweltvorteil in früheren Jahren sprechen, sind Treibhausgas-Emissionen und Endenergieverbrauch. Je mehr Gewicht ihnen gegeben wird, desto eher dreht sich die Rangfolge um: Sobald auf beide Kriterien 40% des Gesamtgewichts entfallen und alle anderen Größen dem Basisfall entsprechen, herrscht bei allen Vergleichen Gleichstand zwischen Für- und Gegenstimmen. Vorteile hinsichtlich rückläufiger Unfalltoter und sinkender Neu-Fragmentierung und Überbauung halten sich in etwa die Waage mit den nachteiligen Erhöhungen von Treibhausgas-Emissionen und Endenergieverbrauch (**Abbildung 9a**). Auf Grundlage der gegebenen Kriterien kann daher keine Entscheidung zwischen den Jahren getroffen werden.

Für eine klare und eindeutige Entscheidung, dass der Verkehr in *früheren* Jahren umweltverträglicher war, müssen die Wirkungskategorien ‚Klimaschutz‘ und ‚Ressourcenschonung‘ höheres Gewicht als alle anderen Kategorien zusammen erhalten, und zugleich darf von diesen kein Veto ausgehen. Sobald 60% der Gesamtstimmen auf diese beiden Wirkungskategorien entfallen, also im Durchschnitt nur 8% auf jedes der restli-

chen fünf Kriterien, kehrt sich die Reihenfolge der Jahre völlig um: Dann werden die wachsenden Emissionen und Verbräuche weit schlechter bewertet als die künftigen Minderungen bei allen anderen Belastungen (**Abbildung 9b**).

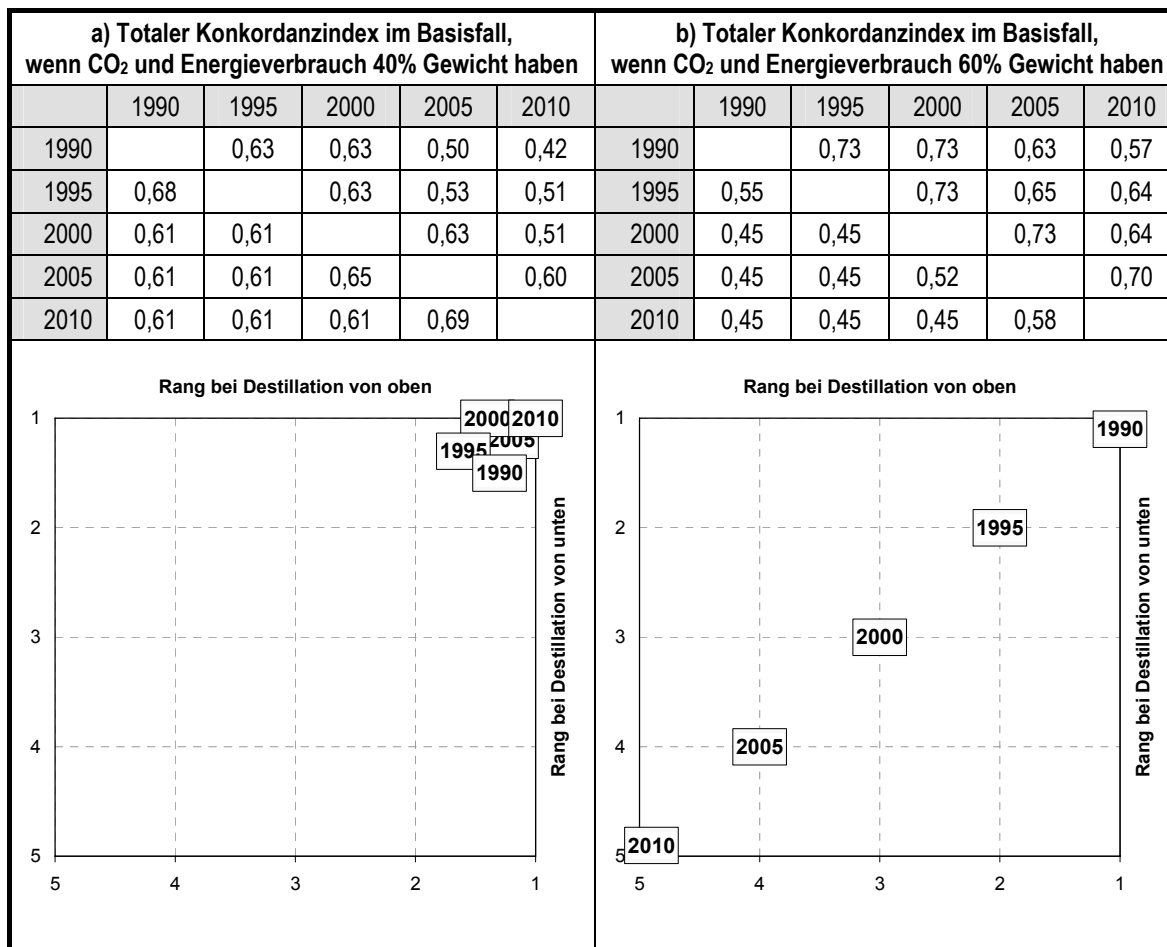


Abbildung 9: Sensitivitätsanalyse: Rangfolge bei Gewichtung der Kriterien CO₂-Emissionen und Endenergieverbrauch mit a) 40% und b) 60% des Gesamtgewichts.

Damit sind – unter den Bedingungen des Basisfalls – aus Sicht der Kriterien CO₂ – Emissionen und Endenergieverbrauch drei Bereiche abgesteckt, die über die endgültige Reihenfolge entscheiden: Wenn kein Veto vorliegt und wenn das vereinte Gewicht der beiden Kriterien

- weniger als 40% beträgt, dann sprechen hinreichend viele Gründe dafür, dass der Verkehr mit fortschreitender Zeit immer umweltverträglicher wird;
- zwischen 40% und 60% liegt, dann kann auf Grundlage der gegebenen Kriterien zwischen den Jahren nicht klar entschieden werden;
- mehr als 60% beträgt, dann sprechen hinreichend viele Gründe dafür, dass der Verkehr zu früheren Jahren umweltverträglicher war.

Unterschiedliche Bewertungsprofile

Bisher wurden die Oberziele nirgends weiter beachtet. Nach den Originalgewichtungen (UBA 1999) entfällt im Basisfall mit 41% das meiste Gewicht auf das Oberziel ‚Schutz der menschlichen Gesundheit‘, während auf den ‚Schutz von Ökosystemen‘ und auf ‚Schutz natürlicher Ressourcen‘ jeweils etwa 30% des Gesamtgewichts entfallen (**Tabelle 39**).

Oberziel	Schutz der menschlichen Gesundheit			Schutz von Struktur und Funktion von Ökosystemen		Ressourcenschutz	
Wirkungskategorie	Unfälle	Lärm	Luftschadstoffe	Biodiversität	Klimaschutz	Energetische Ressourcen	Land als Ressource
Indikator	Verkehrstote	Belastete Bevölkerung	Partikel (pot.)	Fragmentierung	Treibhausgasemissionen	Endenergieverbrauch	Flächeninanspruchnahme
Gewicht	13%	14%	14%	17%	14%	12%	15%
Summe	~40%			~30%		~30%	

Tabelle 39: Gewichtung der Wirkungskategorien im Basisfall, gruppiert nach Oberzielen.

Die Gewichtung der einzelnen Wirkungskategorien und damit auch der Oberziele hängen natürlich von subjektiven Werthaltungen ab. Daher wird hier das Ergebnis überprüft, indem unterschiedliche Bewertungsprofile, also gewissermaßen Entscheider mit je unterschiedlichen Werthaltungen, unterstellt werden:

- Alle Oberziele werden mit je 33% gleich gewichtet. Das Gewicht wird anteilig auf die Kriterien verteilt.
- Das Oberziel ‚Schutz der menschlichen Gesundheit‘ wird mit 50% gewichtet, also die drei Kriterien mit je 17%; die restlichen vier Kriterien werden mit je 13% gewichtet.
- Das Oberziel ‚Schutz der Struktur und Funktion von Ökosystemen‘ wird insgesamt mit 50% gewichtet, also die Kriterien Treibhausgasemissionen und Fragmentierung mit je 25%; die restlichen fünf Kriterien werden mit je 10% gewichtet.
- Das Oberziel ‚Schutz natürlicher Ressourcen‘ wird insgesamt mit 50% gewichtet, also die Kriterien Energieverbrauch und Flächeninanspruchnahme mit je 25%; die restlichen fünf Kriterien werden mit je 10% gewichtet.

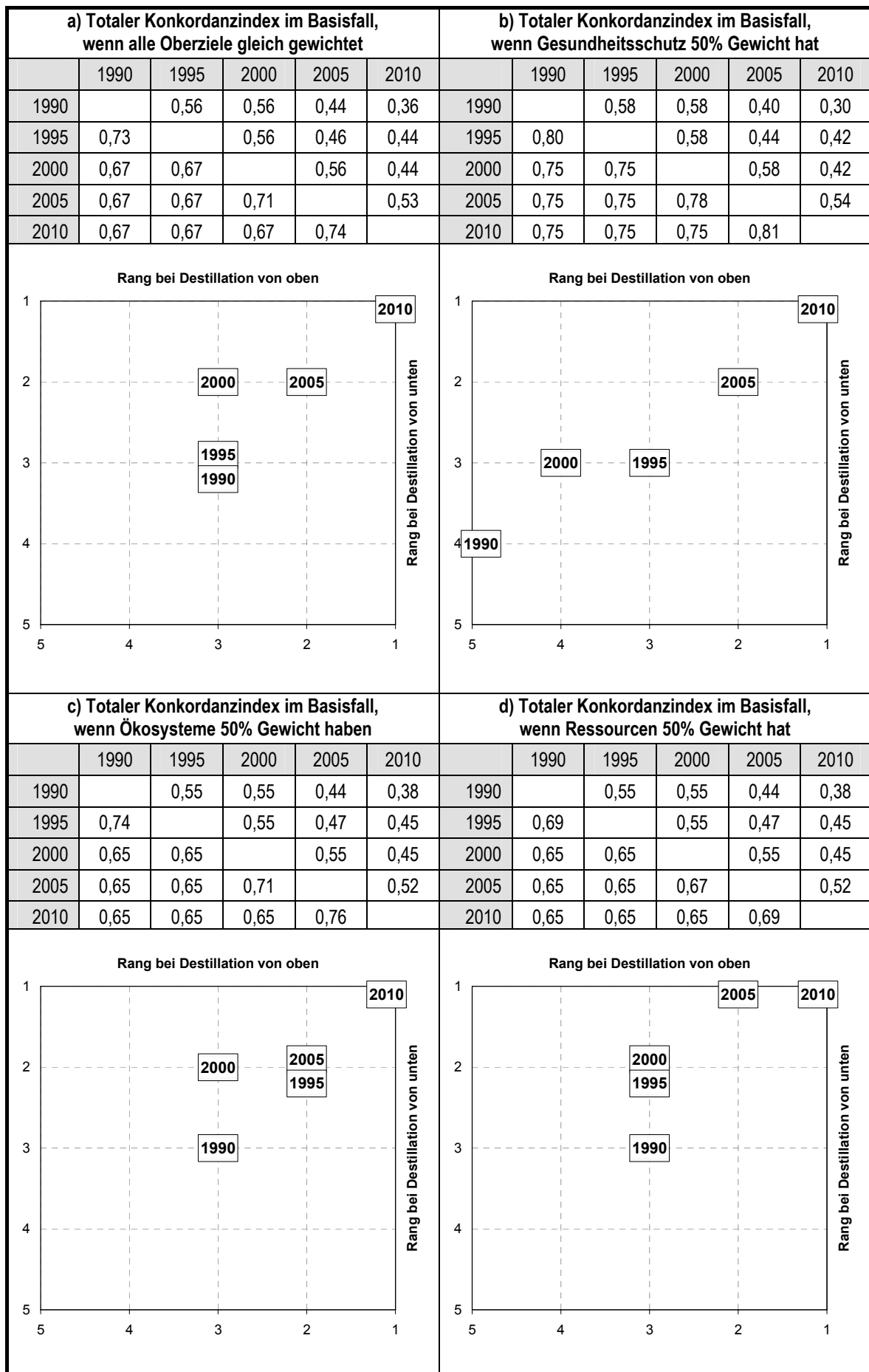


Abbildung 10: Sensitivität von Konkordanz und Rangfolge bei unterschiedlichen Gewichtungprofilen.

Zwar führen allen betrachteten Varianten zu leicht unterschiedlichen Rangfolgen im Vergleich zum Basisfall, aber dennoch mit Gemeinsamkeiten (**Abbildung 10**): Gemeinsam ist allen Rangordnungen, dass das Jahr 2010 unstrittig an der Spitze steht, dass also in allen Fällen die zukünftig unterstellten Umweltentlastungen überwiegen. Wie im Basisfall wird auch das Jahr 1990 immer auf den letzten Platz gesetzt und dazwischen wird das Jahr 2005 angesiedelt, tendenziell auf den zweiten Platz. Ebenfalls einheitlich und damit unabhängig von den im Detail unterstellten Bewertungen, werden die Jahre 2000 und 1995 immer zwischen 2005 und 1990 eingeordnet: Die Umweltbelastungen durch den Verkehr werden in diesen Jahren höchstens so groß wie im Jahr 1990 und bestenfalls so niedrig wie in 2005 angesehen. Zwischen den Jahren 2000 und 1995 kann nicht belastbar unterschieden werden: Wenn sich einzelne Gewichtungen ändern, kann mal das eine, mal das andere Jahr vorn gesehen werden, nie jedoch klar und unzweideutig (**Abbildung 10a-d**).

Die Erklärung dafür, dass die Rangfolge auch bei unterschiedlichen Bewertungsprofilen relativ ähnlich ist, liegt in der mangelhaften Trennschärfe einerseits und in der simplen Datenstruktur mit fünf Kriterien monoton fallend und zwei Kriterien monoton steigend, andererseits. Dadurch ist bereits eine Vorzugsrichtung vorgezeichnet, von der nur bei extremer Einzelgewichtung abgewichen werden kann. Im Detail lassen sich aber die Unterschiede bei einem Vergleich zwischen 5 Jahren nicht mit Sicherheit auflösen. Die Trennschärfe sinkt in den Sensitivitätsanalysen (**Abbildung 10**), weil das Gewicht der Kriterien Unfalltote, Fragmentierung und Flächeninanspruchnahme, die trennscharf für eine zukünftige Umweltentlastung sprechen, im Vergleich zum Basisfall zurückgeht.

Fazit

Als Fazit kann festgehalten werden, dass sich Akteure mit deutlich unterschiedlichen Bewertungsprofilen darauf einigen könnten, dass i) die Umweltbelastungen durch den Verkehr in Europa von 1990 bis 2010 gesamthaft und ii) *tendenziell* monoton fallend zurückgehen. Mangels trennscharfer Daten kann aber nicht mit Sicherheit über das Verhältnis von 1995 zu 2000 entschieden werden; die Umweltbelastungen sind als etwa gleich anzusehen.

V.4 Einfluss der Daten auf Rangfolge

In allen bisherigen Analysen wurden die Daten unverändert gelassen; dabei können die Extrapolationen für die Jahre 2005 und 2010 auf keinen Fall als gesichert gelten. Hier lohnt sich eine genauere Analyse für die *trennscharfen* Kriterien.

V.4.1 Variation der Indikatoren Kraftstoffverbrauch und CO₂-Emissionen

Für die Kriterien *Kraftstoffverbrauch und CO₂-Emissionen* scheinen die quasi-linearen Steigerungen nach Samaras et al. (2002) aus heutiger Sicht zu hoch. Wenn man niedrigere Daten annimmt, dann fallen im Vergleich zum Basisfall die zukünftigen Umweltbelastungen durch den Verkehr geringer aus. Damit wird die Rangfolge, wie sie im Basisfall abgeleitet wurde, zusätzlich bestärkt. D.h. aus Sicht dieser beiden entgegenstehenden Kriterien werden im Basisfall eher zu negative Daten verwendet und trotzdem wird gesamthaft eine Verringerung der Umweltbelastungen festgestellt. Es sei daran erinnert, dass beide Kriterien eng miteinander gekoppelt sind. Daher entwickeln sie sich je in dieselbe Richtung und ihr Stimmgewicht von 26% wird damit gleichzeitig für oder gegen eine Überordnung vergeben.

V.4.2 Variation des Indikators Unfalltote

Das Kriterium *Unfalltote* ist zunächst sehr stabil und trennscharf; für die Jahre 2000 bis 2005 wurde eine durchschnittliche Minderung der Zahl der Verkehrstoten um 1,8% p.a. unterstellt, darüber hinaus bis 2010 dann 1,0% p.a. Diese Annahmen liegen unterhalb des langjährigen Durchschnitts von 1995 bis 2001. Wenn man befürchtet, dass sie zu optimistisch waren, dann kann man sich bis zu einer durchschnittlichen *Zunahme* von 0,4% p.a. verschätzt haben, ohne dass die Rangordnung des Basisfalls stärker variiert als in anderen Sensitivitätsanalysen. Bei einer noch stärkeren Zunahme der Zahl der Verkehrstoten geht zunehmend die Trennschärfe zwischen den Jahren 2000, 2005 und 2010 verloren. Ab einer durchschnittlichen *Steigerung* von 1,5% p.a. tritt zum ersten Mal ein Wechsel der Rangfolge auf: Dann wird 2010 vom ersten Platz auf den zweiten Platz verdrängt, vor 1995 und 1990. D.h. die Rangfolge des Basisfall ist auch dann gültig und belastbar, wenn die Zahl der Verkehrstoten zukünftig moderat zunimmt, statt wie bisher deutlich zu sinken. Erst bei einem sehr starken Anstieg der Zahl der Verkehrstoten – wider alle Erwartungen und Maßnahmen (vgl. EC 2001) – würde die Umweltbilanz der Verkehrs im Jahr 2010 nicht mehr uneingeschränkt am besten beurteilt werden: Dann würden klaren Mehrbelastungen bei Energieverbrauch, Treibhausgasemissionen und auch Verkehrstoten nur noch klare Entlastungen bei Fragmentierung und Flächeninanspruchnahme gegenüber stehen.

V.4.3 Variation der Indikatoren Fragmentierung und Flächeninanspruchnahme

Letztlich bestätigen die vorangegangenen Analysen die zentrale Bedeutung der Kriterien Fragmentierung und Flächeninanspruchnahme im Basisfall. Ihre Werte (= Datenausprägung) und Bewertung entscheiden über Rangfolge und Trennschärfe zwischen den Vergleichsjahren. Wenn man die Kriterien Fragmentierung und Flächeninanspruchnahme

nicht in die Bewertung einbezieht, ergibt sich ein leichter Vorteil für die Jahre 1990 und 1995, weil die trennscharfen Kriterien Kraftstoffverbrauch und CO₂-Emissionen dafür sprechen (**Abbildung 11**). Aber zwischen einzelnen Jahren kann nicht weiter aufgelöst werden.

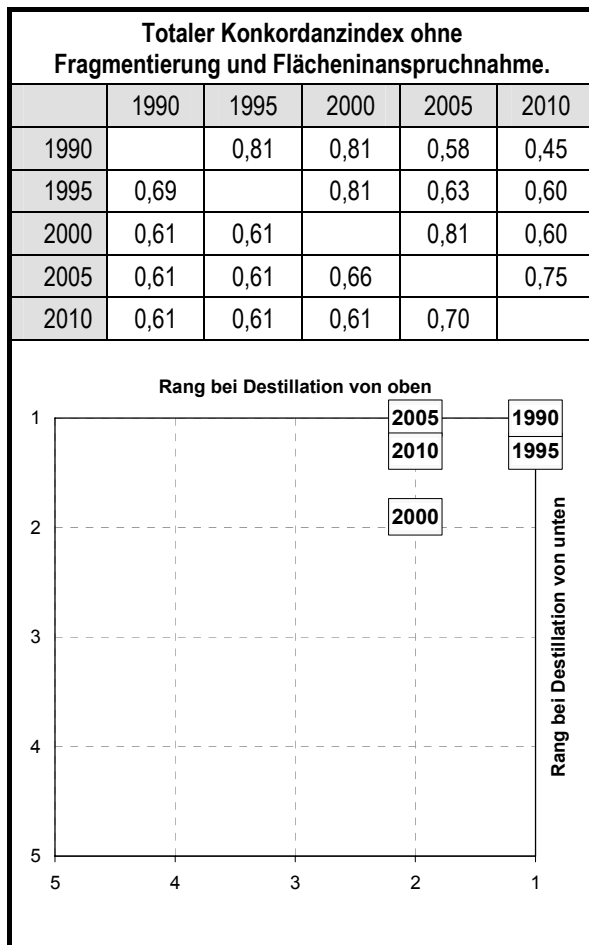


Abbildung 11: Konkordanz und Rangfolge, wenn die Kriterien Fragmentierung und Flächeninanspruchnahme nicht in die Bewertung einbezogen werden (Basisfall sonst).

Dabei sei nochmals daran erinnert (vgl. Kap. IV), dass Fragmentierung und Flächeninanspruchnahme nicht unabhängig voneinander sind, sondern im Wesentlichen auf der Länge des überörtlichen Straßen- und Schienennetzes beruhen. D.h. dieser eine Parameter bestimmt über die Vergabe von fast einem Drittel aller Stimmen und damit schließlich auch über das Ergebnis. Dies führt zu zwei Effekten, die sich gegenseitig zur Gesamtrangfolge überlagern, und hier für die Bewertung der Zukunft analysiert werden:

- Die Rangfolge zwischen den Jahren 2005 und 2010 hängt davon ab, für welches Jahr der kleinere Zuwachs des Verkehrsnetzes, also die geringere Belastung, unterstellt wird: Da die beiden Jahre in allen Kriterien ähnlich positiv gegenüber den anderen Jahren abschneiden, entscheiden im direkten Vergleich die Kriterien Fragmentierung und Flächeninanspruchnahme. Wird in beiden Jahren das Straßen- und Schienennetz in etwa gleich ausgebaut, dann wird die Umweltbelastung durch den Verkehr in beiden Jahren insgesamt als gleich bewertet; wenn in einem der Jahre signifikant

(=12% bzw. 18%) weniger gebaut wird²⁵, dann werden diesem Jahr gesamthaft Vorteile zugesprochen. Im Basisfall wurde die Zuwachsrates im Jahr 2010 mit durchschnittlich 0,15% p.a. kleiner als im Jahr 2005 mit 0,20% p.a. angenommen, weshalb das Jahr 2010 also auch insgesamt als besser angesehen wird.

- Analog entscheidet über den Gesamt-Vergleich zwischen dem Jahr 2000 und 2005 der Ausbau des überörtlichen Verkehrsnetzes: Wenn die Zuwachsrates für 2005 signifikant unterhalb der Rate von 0,38% für das Jahr 2000 bleibt, dann wird die Umweltbelastung im Jahr 2005 insgesamt als geringer bewertet; oberhalb wird das Jahr 2000 gesamthaft als besser beurteilt.

Beide Effekte zusammen bestimmen in der Logik von ELECTRE III die Rangfolge der obersten drei Plätze, die sich im Basisfall auf die Formel bringen lässt:

Die Rangfolge zwischen den Jahren 2000, 2005 und 2010 ist umgekehrt proportional zur Zuwachsrates des überörtlichen Verkehrsnetzes.

Alle anderen Kriterien sind gesetzt, vereinen aber nicht ausreichend viele Stimmen, um über die Rangfolge zwischen den Jahren zu entscheiden. Den Ausschlag für die Beurteilung der *künftigen* Umweltbelastung durch den Verkehr, wie sie mit den TERM-Indikatoren gemessen wird, gibt die Länge des Verkehrsnetzes: Je mehr gebaut wird, desto größer die Umweltbelastung durch den Verkehr.

V.4.4 Variation von mehreren Kriterien gleichzeitig

Angenommen, die künftige Entwicklung weiche in mehreren Kriterien wesentlich von den Annahmen des Basisfalls ab. Dann hängt die Gesamtbewertung von der Entwicklung der *trennscharfen und stimmungswichtigen* Kriterienpaare, CO₂-Emissionen und Kraftstoffverbrauch einerseits sowie Fragmentierung und Flächeninanspruchnahme andererseits, ab. Mit den TERM-Indikatoren, wie sie aktuell konstruiert sind, kann man damit die Abwägung auf die beiden unabhängigen Parameter zuspitzen, die den Paaren zugrunde liegen: Auf den Verbrauch fossiler Kraftstoffe einerseits und den Neubau des Verkehrsnetzes andererseits. Somit ist das multi-kriterielle Problem faktisch auf nur zwei Parameter zurückgeführt. Zum einen wird dadurch das weitere Abwägen sehr vereinfacht, zum anderen ist es mindestens verblüffend, dass die Komplexität der Einflüsse auf eine derartig einfache, wenngleich fundamentale Entscheidung zurückgeführt wird.

Der Bewertung hier werden ökologisch-fachliche Kriterien nach UBA (1999) zugrunde gelegt. Danach kann von einer Umweltentlastung nur dann gesprochen werden, wenn Kraftstoffverbrauch und Straßenneubau voneinander entkoppelt werden. D.h. wenn künf-

²⁵ Wohlgederkt, es werden immer die gleitenden Mittelwerte über drei Jahre verglichen, um Zufälligkeiten eines Jahres zu eliminieren.

tig mehr Straßen als im Jahr 2000 gebaut werden (sollen), dann kann von einer gesamthaften Umweltentlastung – nach dem gegebenen Bewertungsverfahren – nur gesprochen werden, wenn zugleich der Verbrauch fossiler Kraftstoffe signifikant rückläufig ist. Umgekehrt, um bei steigenden Verbräuchen dennoch zu einer gesamthaften Umweltentlastung zu kommen, dürfen nicht mehr Fernstraßen als im Jahr 2000 gebaut werden.

Damit zeigen sich zugleich spezifische Ansatzpunkte für unterschiedliche Akteure: Der Kraftstoffverbrauch ist die Summe der Einzelentscheidungen vieler Akteure, privater Haushalte ebenso wie Unternehmen. Hier hat staatliches Handeln nur indirekten Einfluss und große Einzelakteure sind nicht zu erkennen. Demgegenüber wird Infrastrukturbau, -unterhalt und -management gemeinhin als öffentliche Aufgabe verstanden und ausgeführt. Der Staat ist in diesem zentralen Handlungsfeld unmittelbar handlungsfähig und verantwortlich. Zugleich wird Straßenbau oft als *Ursache* für steigenden Verkehr und, wenn die Energieeffizienz nicht mindestens in demselben Maße steigt, für steigende Verbräuche betrachtet. Wenn das stimmt, dann bestünde – aus Umweltsicht – eine win-win-Konstellation: Weniger Straßenbau reduziert die direkten Umweltbelastungen in Form von Fragmentierung und Flächeninanspruchnahme, aber zugleich auch die Folgelasten in Form von steigenden Verbräuchen und Emissionen.

Kapitel VI Zusammenfassung und Ausblick

Seit mehr als einem Jahrzehnt werden Indikatoren diskutiert, um den Zustand und Weg zu einer nachhaltig umweltverträglichen Entwicklung für die Gesellschaft insgesamt oder für einzelne Sektoren zu messen. Hier wurde ein Satz von sieben Schlüsselindikatoren für die Umweltwirkungen des Straßenverkehrs auf nationaler Ebene abgeleitet. Die ordinale Bewertungsmethode ELECTRE III, die im französischen Sprachraum weit verbreitet ist, wurde für eine Anwendung hier untersucht. Sie wurde auf die Schlüsselindikatoren angewendet und damit eine Gesamtbewertung der Umweltbilanz des Verkehrs in Europa von 1990 bis 2010 vorgelegt. Wenngleich der Energieverbrauch und die Treibhausgas-Emission weiter ansteigen, kann insgesamt von einer fortschreitenden Verbesserung ausgegangen werden, weil die Minderungen in den Bereichen Unfälle, Fragmentierung und Flächeninanspruchnahme sowie Lärm und Schadstoffemissionen überwiegen. Diese Schlussfolgerung ist auch bei sehr unterschiedlichen Bewertungsprofilen gültig. Für die kommenden Jahre hängt die Bewertung der Umweltbilanz im wesentlichen davon ab, in welchem Maß der Verbrauch fossiler Kraftstoffe reduziert und der Ausbau der überörtlichen Verkehrsnetze umweltverträglich gestaltet werden kann.

VI.1 Schlüsselindikatoren für die Umweltbilanz

Ausgangspunkt für die Ableitung von Schlüsselindikatoren für die Umweltbilanz des Verkehrs ist der Indikatorensatz TERM der Europäischen Umweltagentur (EEA 1999, 2001, 2004). Dieser Satz wird offiziell verwendet, weiterentwickelt und regelmäßig mit Daten hinterlegt. Durch Abgleich mit der Methodik der Ökobilanzen nach DIN ISO 14.040ff. einerseits und den Vorgaben einer Strategischen Umweltprüfung nach EU-Richtlinie (DIR 42/2001/EC) andererseits wurde verifiziert, dass die TERM-Indikatoren alle heute für wesentlich erachteten Umweltwirkungen erfassen, sowohl aus fachlicher wie aus politischer Sicht. Die für TERM vorliegenden Daten erlauben aber nur eine Bewertung des Straßenverkehrs. Ausgegrenzt sind vor allem die Kraftstoffverbräuche und Emissionen des internationalen Flug- und Schiffsverkehrs, die einen deutlichen und wachsenden Anteil an den gesamten Kraftstoffverbräuchen und Emissionen des Verkehrs haben. Die vierundzwanzig TERM-Indikatoren wurden auf sieben Schlüsselindikatoren reduziert (**Tabelle 40**).

Oberziel	Schutz der menschlichen Gesundheit			Schutz von Struktur und Funktion von Ökosystemen		Ressourcenschutz	
Wirkungskategorie	Unfälle	Lärm	Luftschadstoffe	Biodiversität	Klimaschutz	Energetische Ressourcen	Land als Ressource
Indikator	Verkehrstote	Bevölkerung >Lärmpegel 65 dB(A) L_{den}	pot. Partikel oder Ozon	Fragmentierung oder Eutrophierung	Treibhausgasemissionen	Endenergieverbrauch	Flächeninanspruchnahme

Tabelle 40: Oberziele und Umweltwirkungskategorien, repräsentiert durch ein minimales Set von verkehrsspezifischen Indikatoren.

Die ausgeschiedenen Indikatoren sind – zumindest für eine erste Auswertung - verzichtbar, weil

- es besser geeignete oder belastbarere Indikatoren innerhalb derselben Wirkungskette gibt, z.B. Treibhausgas-Emissionen statt Endenergieverbrauch für die Wirkungskategorie Klimaschutz, Lärmbelastung statt Lärmexposition, Schadstoffemissionen statt Schadstoffkonzentrationen;
- weil sie nicht wirkungsspezifisch sind, z.B. die Nähe von Verkehrsinfrastrukturen zu Schutzgebieten bezüglich terrestrischer Biodiversität, das reine Aufkommen von Altfahrzeugen und –reifen, die Zahl entdeckter Ölfreisetzungen auf See, oder
- weil ihr spezifischer Beitrag mit wenigen Prozent als gering eingeschätzt wird, z.B. die Emission von ozonschichtgefährdenden Substanzen oder die Inanspruchnahme von Deponieraum durch Autoabfälle.

Für die Schlüsselindikatoren wurde die Entwicklung in den Jahre 1990 bis 2010 für die Europäische Union erhoben bzw. abgeschätzt. Ob die Umweltbilanz des Verkehrs in Europa sich mit der Zeit verbessert, ist a priori nicht klar, da sinkenden Belastungen bei Lärm, Schadstoffemissionen, Verkehrstoten, Fragmentierung und Flächeninanspruchnahme steigende Kraftstoffverbräuche und Treibhausgas-Emissionen entgegen stehen.

VI.2 Methode zur Bewertung der Umweltbilanz

Um zu analysieren, inwieweit und unter welchen Prämissen sich die Entwicklungen der Indikatoren zu einer Gesamtbewertung zusammenfassen lassen, wurde ein multi-kriterielles Bewertungsverfahren verwendet, das die Datenunsicherheiten systematisch berücksichtigt. Das in Frankreich weit verbreitete Bewertungsverfahren ELECTRE III arbeitet mit einer ordinalen Logik und fuzzy Ergebnissen. Die partiellen Präferenzen werden durch sukzessiven, paarweisen Vergleich der Werte eines Indikators zu den verschiedenen Vergleichsjahren konstruiert. Sie werden anschließend aggregiert, wobei keine Kompensation erlaubt wird.

In der Anwendung von ELECTRE III auf die Schlüsselindikatoren erweisen sich Lärmbelastung und Luftschadstoffe als nicht trennscharf: Die Ungenauigkeit ihrer Daten ist mit 25% bzw. 35% größer als ihre zeitliche Änderung. Daraus lassen sich in der Logik von ELECTRE III keine belastbaren Präferenzen zwischen den Jahren ableiten. Praktisch fallen diese Kriterien daher aus dem Bewertungsprozess heraus. Die verbleibenden fünf trennscharfen TERM-Indikatoren lassen sich auf nur drei unabhängige Parameter zurückführen: Die Unfälle werden über die Zahl der Verkehrstoten gemessen; Fragmentierung und Flächeninanspruchnahme werden in TERM über die Länge der Verkehrsnetze abgebildet; der Verbrauch von energetischen Ressourcen und die Emission von Treibhausga-

sen kann für den Straßenverkehr im wesentlichen auf den Verbrauch von fossilen Kraftstoffen zurückgeführt werden (**Tabelle 41**).

Entwicklung des Indikators	Signifikante Verschlechterung	Signifikante Verbesserung	Indifferent
Schlüsselindikator	Endenergieverbrauch Treibhausgas-Emissionen	Verkehrstote Fragmentierung Flächeninanspruchnahme	Lärmbelastung Schadstoffemissionen
Unabhängiger Parameter	Verbrauch fossiler Kraftstoffe	Verkehrstote Länge der überörtlichen Verkehrswege	-/-

Tabelle 41: Reduktion der signifikanten Indikatoren auf unabhängige Parameter

Jeder der Indikatoren repräsentiert eine für relevant erachtete Wirkungskategorie. Die Gesamtbewertung hängt bei ELECTRE III davon ab, wie signifikant die Indikatorenwerte eingeschätzt werden und wie die einzelnen Wirkungskategorien gewichtet werden. Damit konnte das multi-kriterielle Bewertungsproblem „Wird der Verkehr in Europa umweltverträglicher?“ mit der hier analysierten Bewertungsmethode auf eine relative einfache Abwägung zurückgeführt werden.

In dieser Arbeit wurden für die einzelnen Wirkungskategorien Gewichtungen nach einer Methode des UBA (1999) abgeleitet. Die drei Kriterien „ökologische Bedeutung“, „Abstand zum Ziel“ und „spezifischer Beitrag des Verkehrs“ führen ökologisch-fachliche Einschätzungen mit normativen Bewertungen zusammen. Im Ergebnis wird jede Wirkungskategorie mit 12% bis 17% ungefähr gleich wichtig eingeschätzt.

Wenn man diese Gewichtungen akzeptiert, kann eine kontinuierliche Verbesserung der Umweltbilanz des Straßenverkehrs in Europa konstatiert werden (**Abbildung 12a**). Diese Rangfolge ist stabil auch bei deutlich unterschiedlichen Gewichtungsprofilen mit z.B. 50% Gesamtgewicht für Gesundheitsschutz oder Ressourcenschonung oder Schutz von Ökosystemen (**Abbildung 12b**). Erst bei einer Gewichtung der Wirkungskategorien Klimaschutz und Schutz energetischer Ressourcen mit mindestens 60% dreht sich die Rangfolge um.

Allerdings sind die TERM-Indikatoren bzw. Daten nicht sensitiv genug, um die Entwicklung nach Ablauf von fünf Jahren eindeutig bewerten zu können, von einer jährlichen Bewertung ganz zu schweigen. Erst auf der Zeitskala von zehn Jahren lässt sich mit den vorliegenden Indikatoren und Daten eine belastbare Aussage treffen. Sollen Aussagen auf kürzeren Zeitskalen getroffen werden, dann müssen andere Indikatoren herangezogen werden.

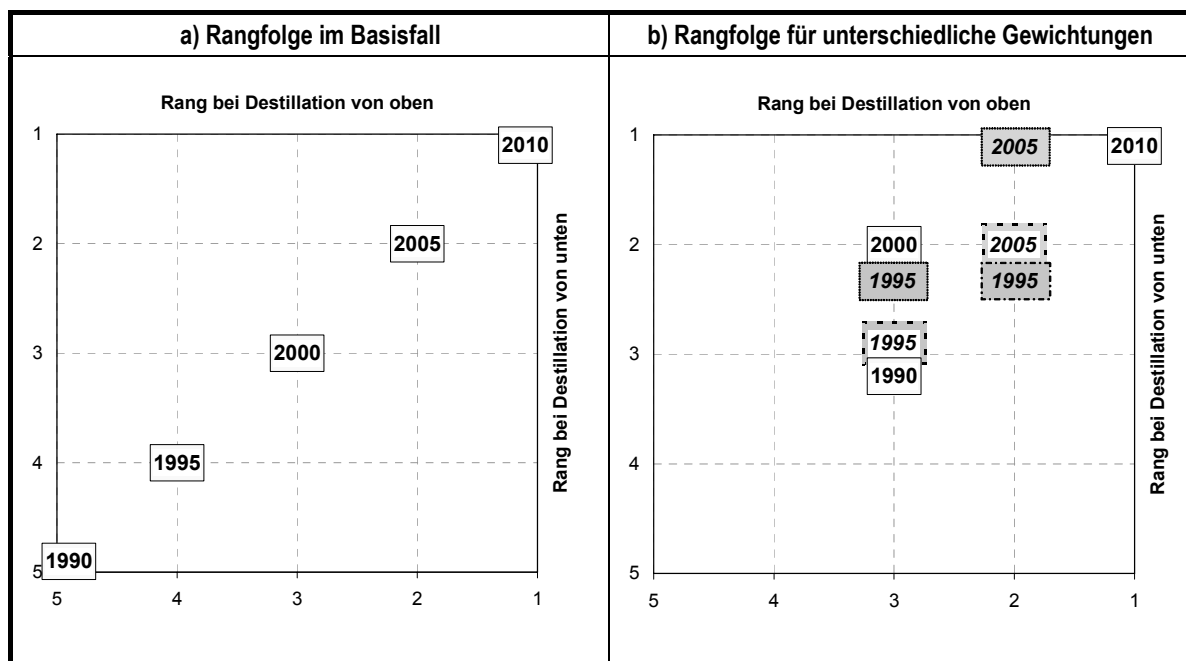


Abbildung 12: Umweltbilanz des Verkehrs in den verschiedenen Jahren nach ELECTRE III: a) Im Basisfall ergibt sich eine eindeutige, klar separierte Reihenfolge; b) auch bei unterschiedlichen Gewichtungprofilen wird die Rangfolge in der Tendenz bestätigt, aber benachbarte Jahre lassen sich nicht immer voneinander unterscheiden.

Diese Analyse weist auf primäre und sekundäre Ansatzpunkte, unterschiedliche Akteure und unterschiedliche Zeitskalen für Maßnahmen hin, um den Verkehr langfristig umweltverträglicher zu machen. Für direktes staatliches Handeln ist der umweltschonende Ausbau der Verkehrsnetze, wenn überhaupt, besonders wichtig: Vermeidung oder Verringerung von zusätzlicher Fragmentierung, und Minimierung der Inanspruchnahme vor allem von hochwertigen Flächen. D.h. wenn neu oder ausgebaut wird, dann sollte die Flächeninanspruchnahme von der Fragmentierung möglichst entkoppelt werden. Nur indirekt lässt sich durch staatliches Handeln der Kraftstoffverbrauch beeinflussen; dafür können Maßnahmen hier auf wesentlich kürzerer Zeitskala wirksam werden. Zur Verbesserung der Umweltbilanz ist also möglichst schnell die absolute Reduktion des Verbrauchs geboten bei gleichzeitiger Entkopplung von den Treibhausgasemissionen. Ferner muss sichergestellt sein, dass die unterstellten Minderungen in den anderen Wirkungskategorie auch eintreten.

Um das Gewicht der Wirkungskategorien zu bestimmen, wurden die Vorgaben des deutschen Umweltbundesamtes übernommen. Wenn man deren Methode akzeptiert, dann wäre die Übertragbarkeit auf die europäische Ebene zu überprüfen; wären die Bewertungen zu aktualisieren; ist zu prüfen, ob sie nicht – zumindest bei einem Betrachtungszeitraum von 20 Jahren – dynamisch angelegt werden sollten, weil sich die Gewichtungen zwischen den Umweltproblemen verschieben mögen.

Die durchgeführten Sensitivitätsanalysen lassen erwarten, dass sich keine wesentlichen Änderungen ergeben, solange die Proportionen statisch bleiben. Wenn sie sich allerdings

mit der Zeit verschieben, vor allem das Verhältnis zwischen Fragmentierung und Flächeninanspruchnahme einerseits und CO₂-Emissionen und Kraftstoffverbrauch andererseits, dürfte auch die Rangfolge beeinflusst werden.

Ferner sollten die einzelnen Sensitivitätsanalysen durch eine systematische Robustheitsanalyse ersetzt werden, bei der mehrere Parameter gleichzeitig variiert werden. Dazu könnten sich entweder Monte-Carlo-Methoden eignen oder analytische Formeln, mit denen die gegenseitigen Abhängigkeiten beschrieben werden.

VI.3 Prämissen und Anwendungsbereich

Die vorgelegte Auswertung beruht auf verschiedenen Prämissen, die hier nochmals zusammengefasst werden: Für die technischen Parameter - Aggregationsfaktoren, Destillationsgrad, Indifferenz- und Signifikanzschwelle – mussten unterschiedliche Annahmen getroffen werden. Deren Auswirkungen auf das Gesamtergebnis sind nach den Sensitivitätsanalysen begrenzt. Von grundsätzlicher Bedeutung sind dagegen die Annahmen, die den verwendeten Methoden zugrunde liegen:

Der Einfluss des Bewertungsverfahrens kann allerdings weder eliminiert noch kann er - ohne ein Kriterium für eine richtige oder falsche Bewertung - entschieden werden. Unterschiedliche vergleichende Analysen bestätigen, dass das Bewertungsergebnis von der Bewertungsmethode abhängt (Bell et al. 2001; de Montis et al. 2004; Guitouni & Martel 1998; Roy & Bouyssou 1993:534ff; Salminen et al. 1998). Daraus wurde immer wieder gefolgert, dass es nicht *die eine beste oder richtige* Bewertungsmethode gibt. Ihre Güte bestimmt sich im wesentlichen aus der Angemessenheit für die Aufgabenstellung, für den Kreis der Akteure, für die verfügbaren Eingangsdaten; vgl. im Kontext der Technikfolgenabschätzung Grunwald (2002:154f, 157). Daher mögen auch für die hier untersuchte Umweltbilanz des Verkehr andere Bewertungsverfahren andere Ergebnisse liefern. Welches Ergebnis besser ist, kann nicht vom Ende her entschieden werden, sondern bestimmt sich aus der Angemessenheit der Verfahrenselemente an den Kontext.

Anwendungsbereich für TERM-Indikatoren und ELECTRE III

Die ordinale Bewertungsmethode erweist sich als ausgesprochen günstig für unvollständige Daten, wie sie in TERM durchgängig vorliegen. Zum einen wird die Unsicherheit der Daten systematisch berücksichtigt. Damit bleiben die Grenzen der Aussage ständig präsent. Zum zweiten haben in ELECTRE III die quantitativen Differenzen zwischen den Indikatorenwerten keine zentrale Bedeutung. Es genügt, im paarweisen Vergleich zwischen „ungefähr gleich“, „tendenziell besser“ und „klar und eindeutig besser“ unterscheiden zu können, um die lokalen Präferenzen zu bestimmen. Zum dritten ist es nicht erforderlich, dass jede Wirkungskategorie vollständig durch die Einzelindikatoren beschrieben wird. Im Gegenteil, weil für die ordinale Auswertung nur die relativen Verhältnisse inner-

halb einer jeden Kategorie relevant sind, können, viertens, *repräsentative* Indikatoren stellvertretend verwendet werden, solange die Verhältnisse insgesamt richtig abgebildet werden. Dies erlaubt die starke Fokussierung auf wenige Schlüsselindikatoren. Und schließlich ist die Auswertung unabhängig von der für den Indikator verwendeten Einheit. Dies ist aus theoretischer Sicht sehr befriedigend und gibt in praktischer Hinsicht eine große Flexibilität die konkrete Auswahl bzw. Definition der Indikatoren.

Damit erweist sich ELECTRE III als besonders gut geeignet für eine strategische und prognostische Bewertung: Im Vorfeld von konkreten Projektplanungen sind die Datenungenauigkeiten häufig groß, können Entwicklungen eher qualitativ als quantitativ bestimmt werden und sind oft nur die wesentlichen Grundzüge ausgearbeitet, nicht die Einzelheiten. Diese Situation ist häufig für Strategische Umweltprüfungen oder eben auch einer prospektiven Technikfolgenabschätzung.

Darüber hinaus ist ELECTRE III konstruiert, einen möglichst breiten Kompromiss bei der Bewertung zu ermitteln. Fälle, die zwar ein großes Kriteriengewicht (bzw. viele Stimmen) auf sich vereinen können, bei denen aber *einzelne* Kriterien sehr schlecht abschneiden, werden schlechter beurteilt als solche Fälle, die zwar nicht ganz so viel Gewicht für sich sprechen haben, aber deutlich weniger dagegen. Eine Kompensation zwischen Für- und Gegenstimmen ist nicht erlaubt; im Gegenteil, Mindest- oder Höchstwerte können durch ein Veto abgesichert werden.

Gerade bei Planungen zum Ausbau der Verkehrsinfrastruktur stehen sich häufig starke Interessengruppen gegenüber, die bei einer Strategischen Umweltprüfung gehört werden müssen. Ein Verfahren wie ELECTRE III kann in Verbindung mit den vorgeschlagenen Schlüsselindikatoren in solchen Situation besonders geeignet sein, einen Kompromiss zu ermitteln und die Debatten auf die Kernabwägungen zu fokussieren.

Ob ELECTRE III und die hier vorgelegten verkehrsrelevanten Umweltindikatoren allerdings das beste, das heißt das am besten angemessene Verfahren im Kontext einer Strategischen Umweltprüfung ist, muss in Abhängigkeit von der konkreten Situation analysiert und beantwortet werden.

VI.4 Ausblick

Wenn man das vorgelegte Verfahren zur Bewertung der Umweltwirkungen in anderen Bereichen nutzen möchte, dann bieten sich an:

- Eine vergleichende Bewertung der Umweltbilanz des Verkehrs zwischen europäischen Ländern: Grundsätzlich lassen sich die TERM-Daten, die hier für EU15 als Ganzes genutzt wurden, auf die einzelnen Mitgliedsstaaten herunterbrechen. Damit könnte einerseits der Beitrag der einzelnen Länder zur Gesamtentwicklung analysiert

werden, andererseits ließen sich aus dem Vergleich Hinweise auf erfolgversprechende, ineffektive und kontraproduktive Maßnahmen ziehen, die in den verschiedenen Ländern zur Reduzierung der verkehrlichen Umweltbelastungen ausprobiert wurden.

- Die vergleichende Bewertung der Umweltbilanz der einzelnen Verkehrsträger: Da ein wachsender Anteil des Verkehrs grenzüberschreitend ist und von Regelungen hinsichtlich Wettbewerb oder Technologie auf europäischem Niveau beeinflusst wird, ist die Einzelbilanz und der Beitrag der Verkehrsträger zur Gesamtbilanz von Interesse.
- Die Umweltbewertung anderer gesellschaftlicher Sektoren: Die Methodik ist nicht verkehrsspezifisch, sondern eignet sich auch für andere, strategisch orientierte Umweltbewertungen. Um sie auf andere Bereiche anzuwenden, werden andere Daten und Indikatoren benötigt. Ein solcher Vergleich könnte geeignet sein, die wichtigsten Problembereiche zu identifizieren.
- Die Erweiterung des Verfahrens zu einer vollen Nachhaltigkeitsbewertung: Die vorgestellte Bewertungsmethode ist für beliebige Indikatoren verwendbar. Allerdings müssten dazu die Gewichtungen nicht nur überarbeitet werden, sondern vor allem für wirtschaftliche und soziale Beurteilungsgesichtspunkte erweitert werden. Inwieweit das methodisch konsistent durchzuführen ist, und mit welchem Ergebnis, ist ein lohnendes Feld der weiteren Forschung und gesellschaftlichen Diskussion.

Der Nutzen eines Bewertungsverfahrens besteht vor allem darin, wie gut es hilft, die Bedingungen, Folgen und Möglichkeiten einer Entscheidungssituation zu verstehen, nach plausiblen Kriterien ihre wesentlichen Faktoren zu identifizieren und deren systematische Abwägung unterstützen. Die hier vorgelegte Auswertung der TERM-Indikatoren mit ELECTRE III liefert Argumente, zukünftige Anstrengungen auf zwei zentrale Größen zu konzentrieren: Wenn die Umweltbilanz des Straßenverkehrs in Europa verbessert werden soll, dann sollte der Verbrauch fossiler Kraftstoffe möglichst bald reduziert und die überörtlichen Verkehrsnetze langfristig nur behutsam ausgebaut werden.

Kapitel VII Referenzen

VII.1 Referenzen für Kapitel I

- Beckmann, K.J. 2000: Bewertungsverfahren weiter auf dem bisherigen Weg? Erfordernisse eines Methoden-Mix. In: Martens, S., Brenner, J. (Hg.) 2000: Bewertungsverfahren im Verkehrswesen: Rechenstift gegen Argumente? – Ergebnisse der Veranstaltung Nr. XII der Workshop-Reihe im Themenbereich Verkehr und Raumstruktur. Arbeitsbericht Nr. 182 der Akademie für Technikfolgenabschätzung in Baden-Württemberg, Stuttgart, Dezember 2000. (ISBN 3-934629-31-8)
- BMVBW 1993: Bundesministerium für Verkehr (Hg.): Gesamtwirtschaftlichen Bewertung von Verkehrswegeinvestitionen – Bewertungsverfahren für den Bundesverkehrswegeplan 1992. Heft 72 der Schriftenreihe des Bundesministers für Verkehr, Bonn 1993.
- BMVBW 2002: Bundesministerium für Verkehr, Bau- und Wohnungswesen (Hg.): Grundzüge der gesamtwirtschaftlichen Bewertungsmethodik - Bundesverkehrswegeplan 2003. Berlin 2002. 72 S.
- Borken, J. & Höpfner, U. 2001: Umwelt- und Verkehrsindikatoren für Baden-Württemberg – Eignung von TERM? Vorstudie. IFEU – Institut im Auftrag des Ministeriums für Umwelt- und Verkehr Baden-Württemberg. Heidelberg/Stuttgart 2001, 38 pp.
- Borken, J. & Höpfner, U. 2002: Anwendung von TERM-Indikatoren in der Verkehrsplanung. IFEU – Institut im Auftrag des Ministeriums für Umwelt- und Verkehr Baden-Württemberg. Heidelberg/Stuttgart 2002, 64 pp.
- Borken, J., Möhler, S., Giegrich, J. (unter Mitarbeit von U. Höpfner) 2001: Entwicklung eines Satellitensystems von Nachhaltigkeitsindikatoren für umweltverträgliche Mobilität. IFEU – Institut im Auftrag des Umweltbundesamtes Berlin, im Rahmen des Projektes 'Entwicklung von Schlüsselindikatoren für nachhaltige Entwicklung' UFO-Plan-Vorhaben FKZ 200 12 119. Heidelberg/Berlin 2001, 55 pp.
- Bundesregierung 2002: Perspektiven für Deutschland – Unsere Strategie für eine Nachhaltige Entwicklung. Berlin 2002. 328 S.
- DIN EN ISO 14040: Umweltmanagement – Ökobilanz – Prinzipien und allgemeine Anforderungen. (ISO 1004 : 1997) DIN Deutsches Institut für Normierung e.V. Beuth Verlag Berlin 1997-08. 14 S.
- DIN EN ISO 14041: Umweltmanagement – Ökobilanz – Festlegung des Ziels und des Untersuchungsrahmens sowie Sachbilanz. (ISO 14041 : 1998) DIN Deutsches Institut für Normierung e.V. Beuth Verlag Berlin 1998-11. 30 S.
- DIN EN ISO 14042: Umweltmanagement – Ökobilanz – Wirkungsabschätzung. (ISO 14042 : 2000) DIN Deutsches Institut für Normierung e.V. Beuth Verlag Berlin 2000-07. 20S.
- DIN EN ISO 14043: Umweltmanagement – Ökobilanz – Auswertung. (ISO 14043 : 2000) DIN Deutsches Institut für Normierung e.V. Beuth Verlag Berlin 2000-07. 22S.
- DIR 2001/42/EC: Directive 2001/42/EC of the European Parliament and of the Council of 27 June 2001 on the assessment of the effects of certain plans and programmes on the environment. OJ L 197/30 (21.07.2001).
- EC 2001a: 'A sustainable Europe for a better world: a European Union strategy for sustainable development', COM(2001) 264 final, communication from the European Commission, Brussels, Belgium, 15 May 2001 (http://europa.eu.int/eurlex/en/com/cnc/2001/com2001_0264en01.pdf).
- EEA 1999: Are we moving in the right direction? Indicators on transport and environment integration in the EU. European Environment Agency, Copenhagen 1999. 155 pp.
- EEA 2002a: Paving the way for EU enlargement - Indicators of transport and environment integration — TERM 2002. European Environment Agency, Environmental issue report No 32, Copenhagen 2002. ISBN 92-9167-517-2, 64 pp.

- EEA 2002b: Environmental signals 2002 - Benchmarking the millennium. Environmental assessment report No 9. European Environment Agency, Environmental assessment report No 9, Copenhagen 2002. ISBN 92-9167-, 148 pp.
- EEA 2004: Ten key transport and environment issues for policy-makers - TERM 2004: Indicators tracking transport and environment integration in the European Union. EEA Report No 3/2004. European Environment Agency, Copenhagen 2004. ISBN 92-9167-698-5, 32 pp.
- Europäischer Rat 1998: Schlussfolgerungen des Vorsitzes (Cardiff), 15. und 16. Juni 1998. Press:0 Nr: 00150/98.
- Europäischer Rat 2001: Schlussfolgerungen des Vorsitzes (Göteborg), 15. und 16. Juni 2001. SN 200/01.
- FGSV 1997: Forschungsgesellschaft für Straßen und Verkehrswesen e.V., Arbeitsgruppe Verkehrsplanung (Hg.): Empfehlungen für Wirtschaftlichkeitsuntersuchungen an Straßen - EWS, Ausgabe 1997. Köln 1997.
- FGSV 2002: Forschungsgesellschaft für Strassen- und Verkehrswesen e.V., Arbeitsausschuss: Grundsatzfragen der Verkehrsplanung (Hg.): Beurteilung und Abwägung in der Verkehrsplanung mit Hilfe des Formalisierten Abwägungs- und Rangordnungsverfahrens (FAR). FGSV-Arbeitspapier Nr. 58; Köln 2002.
- Grunwald, A. 2002: Technikfolgenabschätzung – eine Einführung. Berlin: Ed. Sigma, 319 S. (ISBN 3-89404-931-6).
- Heimerl, G.; Ackermann, T. / Mann, H.-U.; Arnold, M. 1995: Verkehrswissenschaftliches Institut a. d. Universität Stuttgart / Intraplan Consult GmbH, München im Auftrag des BMV: Entwicklung von Methoden zur Quantifizierung des kommunalen Nutzens des ÖPNV - Durchführung von szenarienhaften Beispielrechnungen - Erstellung eines Anwenderhandbuches; Schlußbericht des Forschungsvorhabens Nr. 70 405/93, Stuttgart / München 1995.
- Heimerl et al. 2000: Standardisierte Bewertung von Verkehrswegeinvestitionen des öffentlichen Personennahverkehrs.
- Intraplan Consult, G. Heimerl 2000: Standardisierte Bewertung von Verkehrswegeinvestitionen des ÖPNV Version 2000: Bundesminister für Verkehr, Bau- und Wohnungswesen, München/Stuttgart/Bonn 2000.
- Keimel, H., Berghof, R., Borken, J., Klann, U., 2004. Nachhaltige Mobilität integrativ betrachtet. (Bd. 9 in: Global zukunftsfähige Entwicklung – Perspektiven für Deutschland), Edition Sigma, Berlin. ISBN 3-89404-579-5, 158 S.
- Kopfmüller, J.; Brandl, V.; Jörisen, J.; Paetau, M.; Banse, G.; Coenen, R.; Grunwald, A. (2001): Nachhaltige Entwicklung integrativ betrachtet. Konstitutive Elemente, Regeln, Indikatoren. (Bd. 1 in: Global zukunftsfähige Entwicklung – Perspektiven für Deutschland), Edition Sigma Berlin.
- ODPM 200x: Office of the Deputy Prime Minister (UK): DTLR multi-criteria analysis manual. (ohne Jahr, aber sicher später als 2000. DTLR: das frühere Department of Transport, Local Government and Regions). http://www.odpm.gov.uk/stellent/groups/odpm_about/documents/page/odpm_about_608524-01.hcsp (02.07.2004)
- Rio Declaration on Environment and Development 1992: United Nations Conference on Environment and Development, Rio de Janeiro, 3 to 14 June 1992. A/CONF.151/26 (Vol. I).
- Roy, B., Bouyssou, D. 1993: Aide Multicritère à la Décision : Méthodes et Cas. Ed. Economica, Paris 1993, 695 S. (ISBN 2-7178-2473-1)
- Steierwald, M., Nehring, M. 2000: Bewertung – ein vernachlässigter Aspekt nachhaltiger Mobilität. TA-Datenbank-Nachrichten (4) 2000, S. 80-89.
- UBA 1999: Umweltbundesamt (Hg.): „Bewertung in Ökobilanzen – Methode des Umweltbundesamtes zur Normierung von Wirkungsindikatoren, Ordnung (Rangbildung) von Wirkungskategorien und zur Auswertung nach ISO 14042 und 14043 - Version '99“. UBA-Texte 92/99, Berlin, 109 p., ISSN 0722-186X.
- UBA 1999a: Konzeptionelle Weiterentwicklung der Nachhaltigkeitsindikatoren des UN-CSD, Teilbericht Verkehr, UBA-Texte 36/99.

UN-CSD 1996: United Nations Commission on Sustainable Development: Energy and Transportation Issues, Background Paper no. 6, Fourth Session, 18 April-3 May, 1996.

UN-CSD 2001: United Nations Commission on Sustainable Development: Indicators of Sustainable Development: Guidelines and References. New York 2001. 315pp.

VII.2 Referenzen für Kapitel II

Beckmann, K.J. 2000: Bewertungsverfahren weiter auf dem bisherigen Weg? Erfordernisse eines Methoden-Mix. In: Martens, S., Brenner, J. (Hg.) 2000: Bewertungsverfahren im Verkehrswesen: Rechenstift gegen Argumente? – Ergebnisse der Veranstaltung Nr. XII der Workshop-Reihe im Themenbereich Verkehr und Raumstruktur. Arbeitsbericht Nr. 182 der Akademie für Technikfolgenabschätzung in Baden-Württemberg, Stuttgart, Dezember 2000. (ISBN 3-934629-31-8)

Bell, M., Hobbs, B.F., Elliott, E.M., Ellis, H., Robinson, Z. 2001: An Evaluation of Multi-Criteria Methods in Integrated Assessment of Climate Policy. *Journal of Multi-Criteria Decision Analysis* (10) 2001, 229-256.

Borken, J. 2003: Assessment of Transport's Impact on Health and Environment in Germany. In: Proceedings of the ECTRI-FERSI Young Researchers Seminar 16-18 Dec 2003, ECTRI-Report 2003-03. Bron/France.

Cashmore, M. 2004: The role of science in environmental impact assessment: process and procedure versus purpose in the development of theory. *Environmental Impact Assessment Review* (24) 2004, 403-426.

Costanza, R., Daly, H.E. and Bartholomew, J.A. 1991: Goals, agenda and policy recommendations for ecological economics. In: Costanza, R. (ed.): *Ecological Economics – The Science and Management of Sustainability*. Columbia University Press, New York 1991, 1-20.

DIN EN ISO 14040: Umweltmanagement – Ökobilanz – Prinzipien und allgemeine Anforderungen. (ISO 1004 : 1997) DIN Deutsches Institut für Normierung e.V. Beuth Verlag Berlin 1997-08. 14 S.

DIN EN ISO 14041: Umweltmanagement – Ökobilanz – Festlegung des Ziels und des Untersuchungsrahmens sowie Sachbilanz. (ISO 14041 : 1998) DIN Deutsches Institut für Normierung e.V. Beuth Verlag Berlin 1998-11. 30 S.

DIN EN ISO 14042: Umweltmanagement – Ökobilanz – Wirkungsabschätzung. (ISO 14042 : 2000) DIN Deutsches Institut für Normierung e.V. Beuth Verlag Berlin 2000-07. 20S.

DIN EN ISO 14043: Umweltmanagement – Ökobilanz – Auswertung. (ISO 14043 : 2000) DIN Deutsches Institut für Normierung e.V. Beuth Verlag Berlin 2000-07. 22S.

DIR 1985/337/EEC: Council Directive of 27 June 1985 on the assessment of the effects of certain public and private projects on the environment. OJ L 175/40 (05.07.1985).

DIR 2001/42/EC: Directive 2001/42/EC of the European Parliament and of the Council of 27 June 2001 on the assessment of the effects of certain plans and programmes on the environment. OJ L 197/30 (21.07.2001).

Ebert, U., Welsch, H. 2004: Meaningful environmental indices: a social choice approach. *Journal of Environmental Economics and Management* (47) 2004, 270-283.

FGSV 2002: Forschungsgesellschaft für Strassen- und Verkehrswesen e.V., Arbeitsausschuss: Grundsatzfragen der Verkehrsplanung (Ed.): Beurteilung und Abwägung in der Verkehrsplanung mit Hilfe des Formalisierten Abwägungs- und Rangordnungsverfahrens (FAR). FGSV-Arbeitspapier Nr. 58; Köln 2002.

Galves, M.L. 2003: Structuring decision situations related to transport and the environment in a value-focused perspective. INRETS - Institut National de Recherche sur les Transports et leur Sécurité (ed.) ; Rapport LTE no 0332, Bron/F, Nov. 2003.

Grunwald, A. 2002: Technikfolgenabschätzung – eine Einführung. Berlin: Ed. Sigma, 319 S. (ISBN 3-89404-931-6).

Guitouni, A., Martel, J.-M. 1998: Tentative guidelines to help choosing an appropriate MCDA method. *European Journal of Operational Research* (109), 1998, 501-521.

Gutés, M.C. 1996: The concept of weak sustainability. *Ecological Economics* (17) 1996, 147-156.

- Keimel, H., Berghof, R., Borken, J., Klann, U., 2004. Nachhaltige Mobilität integrativ betrachtet. (Vol. 9 in: Global zukunftsfähige Entwicklung – Perspektiven für Deutschland), Edition Sigma, Berlin. ISBN 3-89404-579-5, 158 S.
- Lootsma, F.A. 1997: Fuzzy Logic for Planning and Decision Making. Applied Optimization vol. 8. Kluwer Academic Publishers Dordrecht/Boston/London 1997. ISBN 0-7923-4681-5, 195pp.
- Montis, A.de, Toro, P. de, Droste-Franke, B., Omann, I., Stagl, S. 2004: Assessing the quality of different MCDA methods. In: Getzner, M., Spash, C., Stagl, S. (Hg.): Alternatives for Environmental Valuation. Routledge 2004, p. 99-133 (ISBN 0415310121).
- Mousseau, V. 1993: Problèmes liés à l'évaluation de l'importance relative des critères en aide multicritère à la décision - Réflexions théoriques, expérimentations et implémentations informatiques. PhD Thesis, Uni Paris-Dauphine.
- Noble, B.F. 2004: Strategic environmental assessment quality assurance: evaluating and improving the consistency of judgments in assessment panels. Environmental Impact Assessment Review (24) 2004, 3-25.
- ODPM 200x: Office of the Deputy Prime Minister (UK): DTLR multi-criteria analysis manual. (ohne Jahr, aber sicher später als 2000. DTLR: das frühere Department of Transport, Local Government and Regions). http://www.odpm.gov.uk/stellent/groups/odpm_about/documents/page/odpm_about_608524-01.hcsp (02.07.2004)
- Pennington, D.W., Potting, J., Finnveden, G., Lindeijer, E., Jolliet, O., Rydberg, T., Rebitzer, G. 2004: Life cycle assessment Part 2: Current impact assessment practice. Environment International (30) 2004, 721-739.
- Pictet, J., Maystre, L.Y., Simos, J. 1994: SURMESURE: An Instrument for Representation and Interpretation of ELECTRE and PROMETHEE Methods Results. In: Paruccini, M. (ed.): Applying Multiple Criteria Aid for Decision to Environmental Management. ECSC, EEC, EAEC Brussels/Luxembourg 1994. pp.291-304.
- Rio Declaration on Environment and Development 1992; United Nations Conference on Environment and Development, Rio de Janeiro, 3 to 14 June 1992. A/CONF.151/26 (Vol. I).
- Roy, B. 1990: Decision-aid and decision-making. European Journal of Operational Research (45) 1990, 324-331.
- Roy, B., Bouyssou, D. 1993: Aide Multicritère à la Décision : Méthodes et Cas. Ed. Economica, Paris 1993, 695 S. (ISBN 2-7178-2473-1)
- Roy, B., Mousseau, V. 1996: A Theoretical Framework for Analysing the Notion of Relative Importance of Criteria. Journal of Multi-Criteria Decision Analysis (5) 1996, 145-159
- Roy, B., Vanderpooten, D. 1996: The European School of MCDA: Emergence, Basic Features and Current Works. Journal of Multi-Criteria Decision Analysis (5) 1996, 22-38.
- Saaty, T.L. 1994: Highlights and critical points in the theory and application of the Analytic Hierarchy Process. European Journal of Operations Research (74) 1994, 426-447.
- Salminen, P., Hokkanen, J., Lahdelma, R. 1998: Comparing multicriteria methods in the context of environmental problems. European Journal of Operational Research (104) 1998, p. 485-496.
- Steierwald, M., Nehring, M. 2000: Bewertung – ein vernachlässigter Aspekt nachhaltiger Mobilität. TA-Datenbank-Nachrichten (4) 2000, S. 80-89.
- UBA 1999: Umweltbundesamt (Ed.): „Bewertung in Ökobilanzen – Methode des Umweltbundesamtes zur Normierung von Wirkungsindikatoren, Ordnung (Rangbildung) von Wirkungskategorien und zur Auswertung nach ISO 14042 und 14043 - Version '99“. UBA-Texte 92/99, Berlin, 109 p., ISSN 0722-186X.
- Vincke, P. 1989: L'Aide multicritère à la décision. Éditions de l'Université de Bruxelles/Ellipses Paris. ISBN 2-8004-0970-3.
- WCED 1987: World Commission on Environment and Development (ed.): Our common future. Oxford University Press, Oxford, 1987.

VII.3 Referenzen für Kapitel III

- BAST 2003: Volkswirtschaftliche Kosten von Straßenverkehrsunfällen in Deutschland für 2002. BAST-Info 7/03. (<http://www.bast.de>).
- BBR 2000: Bundesamt für Bauordnung und Raumwesen: Raumordnungsbericht 2000, Bonn 2000.
- BfN 1999: Bundesamt für Naturschutz: Daten zur Natur 1999. Bonn, 1999.
- Borken, J. & Höpfner, U. 2001: Umwelt- und Verkehrsindikatoren für Baden-Württemberg – Eignung von TERM? Vorstudie. IFEU – Institut im Auftrag des Ministeriums für Umwelt- und Verkehr Baden-Württemberg. Heidelberg/Stuttgart 2001, 38 pp.
- Borken, J. & Höpfner, U. 2002: Anwendung von TERM-Indikatoren in der Verkehrsplanung. IFEU – Institut im Auftrag des Ministeriums für Umwelt- und Verkehr Baden-Württemberg. Heidelberg/Stuttgart 2002, 64 pp.
- Borken, J., Möhler, S., Giegrich, J. (unter Mitarbeit von U. Höpfner) 2001: Entwicklung eines Satellitensystems von Nachhaltigkeitsindikatoren für umweltverträgliche Mobilität. IFEU – Institut im Auftrag des Umweltbundesamtes Berlin, im Rahmen des Projektes 'Entwicklung von Schlüsselindikatoren für nachhaltige Entwicklung' UFO-Plan-Vorhaben FKZ 200 12 119. Heidelberg/Berlin 2001, 55 pp.
- Borken, J., Patyk, A., Reinhardt, G. 1999: Basisdaten für ökologische Bilanzierungen – Einsatz von Nutzfahrzeugen in Transport, Landwirtschaft und Bergbau. Vieweg Verlag Braunschweig/Wiesbaden 1999. ISBN 3-528-03118-2, 223 pp.
- Bracher, T., Uricher, A., Penn-Bressel, G. 2000: Bewertungs- und Berechnungsverfahren zur Flächenbeanspruchung – Umweltentlastung durch Kostenminimierung: Least Cost Planning im Verkehr. Schlussbericht Teil 3. Umweltbundesamt (Hg.) UBA-Texte 41/00, Berlin. ISSN 0722-186x, 41 S.
- de Leeuw, F. 2002: A set of emission indicators for long-range transboundary air pollution. Environmental Science & Technology (5), 135-145.
- DIN EN ISO 14040: Umweltmanagement – Ökobilanz – Prinzipien und allgemeine Anforderungen. DIN Deutsches Institut für Normierung e.V. Beuth Verlag Berlin 1997-08. 14 S.
- DLR 2005: Umweltbilanz des Verkehrs (Kapitel Lärm). Deutsches Zentrum für Luft- und Raumfahrt im Auftrag des Deutschen Verkehrsforum. Berlin 2005.
- EEA 1998: Europe's Environment: The second assessment. European Environment Agency, Copenhagen. Office for Official Publications of the European Communities/Elsevier Science, Luxembourg/Oxford 1998.
- EEA 1999: Are we moving in the right direction? Indicators on transport and environment integration in the EU. European Environment Agency, Copenhagen 1999. 155 pp.
- EEA 1999a: Towards a transport and environment reporting mechanism (TERM) for the EU – Part 1: TERM concept and process. Technical Report No 18. European Environment Agency, Copenhagen 1999. 37 pp.
- EEA 2001: TERM 2001 - Indicators tracking transport and environment integration in the European Union. European Environment Agency, Environmental issue report No 23. Copenhagen 2001. ISBN 92-9167-307-2, 60 pp.
- EEA 2002: Annual European Community CLRTAP emission inventory 1990–2000 - Submission to the Executive Body of the UNECE Convention on Long-Range Transboundary Air Pollution. European Environment Agency, European Topic Centre on Air and Climate Change (prepared by B. Guegle, M. Ritter). Copenhagen 2002. ISBN: 92-9167-514-8, 31pp.
- EEA 2002a: Paving the way for EU enlargement - Indicators of transport and environment integration — TERM 2002. European Environment Agency, Environmental issue report No 32, Copenhagen 2002. ISBN 92-9167-517-2, 64 pp.
- EEA 2002b: Environmental signals 2002 - Benchmarking the millennium. Environmental assessment report No 9. European Environment Agency, Environmental assessment report No 9, Copenhagen 2002. ISBN 92-9167-, 148 pp.

- EEA 2003: Air quality in Europe – State and trends 1990-99. European Environment Agency, Topic report 4/2002, Copenhagen 2003. ISBN: 92-9167-510-5, 82 pp.
- EEA 2003a: Annual European Community greenhouse gas inventory 1990–2001 and inventory report 2003. European Environment Agency (Prepared by Bernd Guegele, Kati Huttunen and Manfred Ritter), Technical Report 95, Copenhagen 2003. ISBN 92-9167-521-0, 78 pp.
- EEA 2004: Ten key transport and environment issues for policy-makers - TERM 2004: Indicators tracking transport and environment integration in the European Union. EEA Report No 3/2004. European Environment Agency, Copenhagen 2004. ISBN 92-9167-698-5, 32 pp.
- European Commission 2001: Mitteilung der Kommission an den Rat, das Europäische Parlament, den Wirtschafts- und Sozialausschuss und den Ausschuss der Regionen zum sechsten Aktionsprogramm der Europäischen Gemeinschaft für die Umwelt 'Umwelt 2010: Unsere Zukunft liegt in unserer Hand' - Sechstes Umweltaktionsprogramm. (COM 2001/31) Brüssel, 24.01.2001. 92 pp.
- EuroStat 2001: Transport and environment - Statistics for the transport and environment reporting mechanism (TERM) for the European Union. Data 1980-99. EuroStat, Luxembourg 2001. ISBN 92-894-1190-2. 198 pp.
- Grunwald, A. 2002: Technikfolgenabschätzung – eine Einführung. Berlin: Ed. Sigma, 319 S. (ISBN 3-89404-931-6)
- IPCC 1999: Aviation and the Global Atmosphere - Summary for Policymakers. Penner, J., Lister, D., Griggs, D., Dokken, D., McFarland, M. (Hg.) for the Intergovernmental Panel on Climate Change (IPCC). A Special Report of IPCC Working Groups I and III in collaboration with the Scientific Assessment Panel to the Montreal Protocol on Substances that Deplete the Ozone Layer. ISBN: 92-9169-, 23 pp.
<http://www.grida.no/climate/ipcc/spmpdf/av-e.pdf> (28.10.2004)
- ITOPF o.J.: International Tanker Owners Pollution Federation Ltd (ITOPF), 2000, 2001.
<http://www.itopf.com/index2.html> (15.11.2004)
- Jaeger, J. 2001: Quantifizierung und Bewertung der Landschaftszerschneidung. Arbeitsbericht Nr. 167 der Akademie für Technikfolgenabschätzung Baden-Württemberg, Stuttgart 2001.
- Keimel, H., Berghof, R., Borken, J., Klann, U., 2004. Nachhaltige Mobilität integrativ betrachtet. (Vol. 9 in: Global zukunftsfähige Entwicklung – Perspektiven für Deutschland), Edition Sigma, Berlin. ISBN 3-89404-579-5, 158 S.
- Lambert, J., Berglund, B., Berry, B., van Breemen, T., Franchini, A., Lopez Barrio, I., Miedema, H., Ortscheid, J., Palma, J., ten Wolde, T., Thompson, S., Witter, I. 2002: Position Paper on Dose Response Relationships between Transportation Noise and Annoyance. EU's Future Noise Policy, WG2 – Dose/Effect, European Communities, Luxembourg. ISBN 92-894-3894-0, 40 p.
- Lambrecht, U., Borken, J., Höpfner, U. et al. 1999: Immissionsnaher Risikovergleich von Diesel- und Ottoabgasen. Auswirkungen zukünftiger Emissionsgrenzwerte auf die Luftqualität und die Gesundheit. Im Auftrag des Umweltbundesamt, Heidelberg/Berlin 1999. 94 S.
- Lampatzer, R., Schäfer, F.-P., Wacker, M., Fahl, U., Liebscher, P., Stekeler, J., Voß, A., Sanftleben, D., Voß, G. 2000: Vergleichende Untersuchung umwelt- und klimarelevanter Wirkungen verschiedener Verkehrsmittel bei der Erfüllung ausgewählter Transportaufgaben im Güterverkehr. Programm Lebensgrundlage Umwelt und ihre Sicherung (BWPLUS). Endbericht zum Förderkennzeichen: PEF 494004, Stuttgart, 2000. 240 S.
- Maibach, M. et al. 2000: External Costs of Transport - Accident, Environmental and Congestion Costs in Western Europe. International Union of Railways UIC (Hg.): Paris 2000. ISBN 2-7461-0079-7, 333 pp.
- OECD 2000: Synthesis Report on Environmentally Sustainable Transport EST – futures, strategies and best practices. Synthesis Report of the OECD project on Environmentally Sustainable Transport EST presented on occasion of the International est! Conference 4th to 6th October 2000 in Vienna, Austria. ISBN 3-902 010-45-2. 50 p.
- Pavlakakis, P., Tarchi, D., Sieber, A.J., Ferraro, G., Vincent, G. 2001: On the Monitoring of Illicit Vessel Discharges - A Reconnaissance Study in the Mediterranean Sea. European Commission 2001. 21 pp.

- RAND Europe, Rheinisch-Westfälische Technische Hochschule Aachen, and DLR: "Sustainable Mobility Project - Road Vehicle Technologies 2030", Draft Final Report to the World Business Council for Sustainable Development (WBCSD), Berlin/Aachen/Geneva 2003 (unpublished).
- REMPEC o.J.: Protecting the Mediterranean against Maritime Accidents and Illegal Discharges from Ships. Regional Marine Pollution Emergency Response Centre for the Mediterranean Sea. Erschienen nach Pavlakis et al. 2001.
<http://www.rempec.org/publications.asp?active=1:2§ion=2&#top> (12.11.2004).
- RL 1999/30/EG: Richtlinie 1999/30/EG des Rates vom 22. April 1999 über Grenzwerte für Schwefeldioxid, Stickstoffdioxid und Stickstoffoxide, Partikel und Blei in der Luft. Amtsblatt Nr. L163 vom 29.6.1999, S. 41-60.
- RL 2000/53/EG: Directive 2000/53/EC of the European Parliament and of the Council of 18 September 2000 on end-of-life vehicles. Amtsblatt Nr. L269 vom 21.10.2000 S. 34-42.
- RL 2001/42/EG: Richtlinie 2001/42/EG des Europäischen Parlaments und des Rates vom 27. Juni 2001 über die Prüfung der Umweltauswirkungen bestimmter Pläne und Programme. Amtsblatt Nr. L 197 vom 21.7.2001, S. 30-38.
- RL 2001/81/EG: Directive 2001/81/EC of the European Parliament and of the Council of 23 October 2001 on national emission ceilings for certain atmospheric pollutants. Amtsblatt Nr. L 309 vom 27/11/2001, S. 22 – 30.
- RL 2002/3/EG: Richtlinie 2002/3/EG des Europäischen Parlaments und des Rates vom 12. Februar 2002 über den Ozongehalt der Luft. Amtsblatt Nr. L67 vom 9.3.2002, S. 14-30.
- RL 2002/49/EG: Richtlinie 2002/49/EG des Europäischen Parlaments und des Rates vom 25. Juni 2002 über die Bewertung und Bekämpfung von Umgebungslärm. Amtsblatt Nr. L189 vom 18.7.2002, S. 12-25.
- Schwarz, W. (2001): Emissionen des Kältemittels R 134a aus mobilen Klimaanlageanlagen: Jährliche Emissionsraten von bis zu sieben Jahren alten Pkw-Klimaanlagen. Öko-Recherche Büro für Umweltforschung und -beratung GmbH. Im Auftrag des Umweltbundesamt (Forschungsbericht 360 09 006), 62 p.
- Spillmann, W., Brodmann, U., Eberle, A., Singer et al. 1998 : Nachhaltigkeit: Kriterien im Verkehr. Programmleitung NFP 41 (Hg.), Berichte des NFP 41 „Verkehr und Umwelt“, Bericht C5, Bern 1998. 93 +40 S.
- Storström 2002: The Baltic Carrier Oil spill - Monitoring and Assessment of Environmental Effects in Grønsund (DK). Storstrøms Amt, Teknik- og Miljøforvaltningen, Vandmiljøkontoret (Hg.) (Pésceli, M. et al.) Nykøbing/DK 2002. ISBN: 87-7726-348-0. 91 pp. + App.
- SUMMA 2004: Operationalising Sustainable Transport and Mobility – The System Diagram and Indicators. Deliverable 3 of Workpackage 2, Final – Version 1.1 of the Project: SUMMA – Sustainable Mobility, policy Measures and Assessment. May 2004, 94 + VIII pp.
- Surburg, U., Richard, J., Kuntz, N. 2002: Kommunale Agenda 21 – Ziele und Indikatoren einer nachhaltigen Mobilität. UBA-Bericht 8/02 zum Forschungsvorhaben 298 96 111/01. Umweltbundesamt (Hg.). Erich-Schmidt Verlag Berlin 2002, ISBN: 3-503-07034-6. 5 S.
- TÜV 2000: Beurteilung und Bewertung von Gesamtlärm (Gesamtlärmstudie). TÜV Immissionschutz und Energiesysteme GmbH (Bearbeiter: K. Tegeder, F. Schneider, D. Sonder), TÜV-Bericht Nr.: 933/032902/03. Im Auftrag der Landesanstalt für Umweltschutz Baden-Württemberg. Köln 27. Nov. 2000. 60 pp.
- UBA 1999: Bewertung in Ökobilanzen – Methode des Umweltbundesamtes zur Normierung von Wirkungsindikatoren, Ordnung (Rangbildung) von Wirkungskategorien und zur Auswertung nach ISO 14042 und 14043 - Version '99'. Umweltbundesamt (Hg.) (Bearbeiter: Schmitz, S., Paulini, I.) UBA-Texte 92/99, Berlin, 109 p., ISSN 0722-186X.
- UBA 1999a: Konzeptionelle Weiterentwicklung der Nachhaltigkeitsindikatoren des UN-CSD, Teilbericht Verkehr, UBA-Texte 36/99.
- UBA 2001: Daten zur Umwelt – Der Zustand der Umwelt in Deutschland, Ausgabe 2000. Umweltbundesamt (Hg.). 7. Ausgabe. Erich-Schmidt Verlag Berlin 2001. ISBN 3-503-05973-3, 392 S.

- WHO 1999: Health Risk of Particulate Matter from Long-Range Transboundary Air Pollution - Preliminary Assessment. Task Force on Health Aspects of Long Range Transboundary Air Pollution. WHO Regional Office for Europe, 1999. 57 pp.
- WHO 2004: Health aspects of Air Pollution. Results from the WHO Project "Systematic Review of Health Aspects of Air Pollution in Europe". WHO Regional Office for Europe, Copenhagen 2004. 30 pp.
- WHO 2005: Particulate matter air pollution: how it harms health. Fact sheet EURO04/05. Berlin, Copenhagen, Rome, 14 April 2005.
- Zenetos, A., Hatzianestis, J., Lantzouni, M., Simboura, M., Sklivagou, E., Arvanitakis, G. 2004: The Eurobulker oil spill: mid-term changes of some ecosystem indicators. Marine Pollution Bulletin 48, 2004, pp. 122-131.

Indicator fact sheets

abrufbar unter: http://themes.eea.eu.int/Sectors_and_activities/transport/indicators

- TERM 2001 Fact sheet 'Proximity of transport infrastructures to designated nature areas'.
- TERM 2001 Fact sheet 'Traffic noise: Exposure and annoyance'.
- TERM 2002 06 EU+AC — Fragmentation of ecosystems and habitats by transport infrastructure.
- TERM 2002 08 EU+AC — Land take by transport infrastructure.
- TERM 2002 10a EU (WHS16) – Accidental oil spills from marine shipping.
- TERM 2002 10b EU + AC (WHS17) — Illegal discharges of oil at sea.
- TERM 2002 11a EU (WMF13) — Generation of waste from end-of-life vehicles.
- TERM 2002 11b EU — Waste from vehicles (number and treatment of used tyres).
- TERM 2003 01 EEA-17 — Transport final energy consumption by mode.
- TERM 2003 02 EEA-31 — Transport emissions of greenhouse gases by mode.
- TERM 2003 03 EEA-31 — Transport emissions of air pollutants (CO, NH₃, NO_x, NMVOC, PM₁₀, SO_x) by mode.
- TERM 2003 04 EEA-31 — Transport contribution to air quality.
- TERM 2003 09 EU — Number of transport accidents, fatalities and injuries (land, air and maritime).

VII.4 Referenzen für Kapitel IV

- ADEME 2003: Agence de l'Environnement et de la Maitrise de l'Energie. Pneus usagés. Sept. 2003. <http://entreprises.ademe.fr/dechets/dechet.asp> (12.11.2004).
- BÄK 2001: Verletzungen und deren Folgen – Prävention als ärztliche Aufgabe. Bundesärztekammer (Hg.): Redaktion: Siegrist, J. et al. Köln 2001. ISSN 0945-1951. 89 S.
- BfN 1999: Bundesamt für Naturschutz (Hg.): Daten zur Natur 1999. Bonn, 1999. ISBN 3-7843-3801-1, 238 S.
- BMT 2000. Study on the economic, legal, environmental and practical implications of a European Union system to reduce ship emissions of SO₂ and NO_x. BMT Murray Fenton Edon Liddiard Vince Ltd., Report no. 3623, Teddington 2000, 56 pp.+ 290 pp.
- Borken, J., Keimel, H., Klann, U. 2004: Fully integrated mobility scenarios within sustainable futures for Germany. In: Proceedings of the 10th World Conference on Transport Research (WCTR04), 4-8 July 2004, Istanbul/Turkey.
- Borken, J., Patyk, A., Reinhardt, G. 1999: Basisdaten für ökologische Bilanzierungen – Einsatz von Nutzfahrzeugen in Gütertransport, Landwirtschaft und Bergbau. Vieweg Braunschweig/Wiesbaden 1999, ISBN: 3-528-03118-2, 223 p + XIII
- Bundesregierung 2002: Perspektiven für Deutschland - Unsere Strategie für eine nachhaltige Entwicklung. Deutsche Bundesregierung, 2002. 56 S.
- CARE 2004: Community Road Accident Database. http://europa.eu.int/comm/transport/care/index_en.htm (9.11.2004)

- de Leeuw, F. 2002: A set of emission indicators for long-range transboundary air pollution. *Environmental Science & Technology* (5), 135-145.
- EC 1998: 'European Community biodiversity strategy' (COM(98) 42), Commission of the European Communities, Office for Official Publications of the European Communities, Luxembourg, http://biodiversity-chm.eea.eu.int/convention/cbd_ec
- EC 2000a: 'Communication from the Commission to the Council and the European Parliament on EU policies and measures to reduce greenhouse gas emissions: Towards a European climate change programme (ECCP)', COM(2000) 88 final, European Commission, Brussels, 8 March 2000 (http://europa.eu.int/eurlex/en/com/cnc/2000/com2000_0088en01.pdf).
- EC 2000b: 'Action plan to improve energy efficiency in the European Community', communication from the Commission to the Council, the European Parliament, the Economic and Social Committee and the Committee of the Regions, COM(2000) 247 final, Commission of the European Communities, Brussels.
- EC 2001: 'European transport policy for 2010: time to decide' COM(2001) 370, White Paper of the Commission of the European Communities, Brussels, Belgium, 12 September 2001, http://europa.eu.int/comm/energy_transport/library/lb_texte_complet_en.pdf
- EC 2001a: 'A sustainable Europe for a better world: a European Union strategy for sustainable development', COM(2001) 264 final, communication from the European Commission, Brussels, Belgium, 15 May 2001 (http://europa.eu.int/eurlex/en/com/cnc/2001/com2001_0264en01.pdf).
- EC 2001b: Mitteilung der Kommission an den Rat, das Europäische Parlament, den Wirtschafts- und Sozialausschuss und den Ausschuss der Regionen zum sechsten Aktionsprogramm der Europäischen Gemeinschaft für die Umwelt 'Umwelt 2010: Unsere Zukunft liegt in unserer Hand' - Sechstes Umweltaktionsprogramm. (COM 2001/31) Brüssel, 24.01.2001. 92 pp.
- Edgar, G., Snell, H., Loughheed, L. 2003: Impacts of the Jessica oil spill: an introduction. *Marine Pollution Bulletin* 47, 2003, pp. 273-275.
- EEA 2002: Annual European Community CLRTAP emission inventory 1990–2000 - Submission to the Executive Body of the UNECE Convention on Long-Range Transboundary Air Pollution. European Environment Agency, European Topic Centre on Air and Climate Change (prepared by B. Gugele, M. Ritter). Copenhagen 2002. ISBN: 92-9167-514-8, 31 pp.
- EEA 2002a: Environmental signals 2002 - Benchmarking the millennium. Environmental Assessment Report No 9. European Environment Agency, Copenhagen/Luxembourg 2002. ISBN: 92-9167-514-9, 149 pp.
- EEA 2003: Air quality in Europe – State and trends 1990-99. European Environment Agency, Topic report 4/2002, Copenhagen 2003. ISBN: 92-9167-510-5, 82 pp.
- EEA 2003a: Annual European Community greenhouse gas inventory 1990–2001 and inventory report 2003. European Environment Agency (Prepared by Bernd Gugele, Kati Huttunen and Manfred Ritter), Technical Report 95, Copenhagen 2003. ISBN 92-9167-521-0, 78 pp.
- EMEP 2000. Effects of international shipping on European pollution levels. The Norwegian Meteorological Institute Research Report no 41 (Jonson, J.E., Tarrasón, L., Bartnicki, J.). EMEP MSC-W Report 2000. Oslo, 24 pp.
- EuroStat 2001: Transport and environment - Statistics for the transport and environment reporting mechanism (TERM) for the European Union. Data 1980-99. 2001 Edition. EuroStat, Luxembourg 2001. ISBN 92-894-1190-2. 198 pp.
- EuroStat 2003: Statistiken zur Gesundheit. Eckzahlen für den Bereich Gesundheit 2002. Daten 1970-2001. EuroStat, Luxemburg 2003. ISBN 92-894-3729-4. 468 S.
- EuroStat 2004: Energy, transport and environment indicators. Data 1991-2001. 2004 Edition. EuroStat, Luxembourg 2004. ISBN 92-894-7529-3. 161 pp.
- Fagerli, H., Tarrasson, L. 2001. The influence of ship traffic emissions on the air concentrations of particulate matter. Preliminary estimate from EMEP/MS-CW under request of DG ENV. Oslo, NOR, 4pp.
- IRTAD 1998: Special Report on Definitions and Data Availability, BAST, Bergisch Gladbach 1998.

- Keimel, H., Berghof, R., Borken, J., Klann, U., 2004. Nachhaltige Mobilität integrativ betrachtet. (Vol. 9 in: Global zukunftsfähige Entwicklung – Perspektiven für Deutschland), Edition Sigma, Berlin. ISBN 3-89404-579-5, 158 S.
- KUSS 2002: Comprehensive View on European (HLA) Injury Data - Final Report. Kuratorium für Schutz u Sicherheit - Institut "Sicher Leben" (Austrian Institute for Safety and Prevention). Im Auftrag der EU-GD Gesundheit und Verbraucherschutz, Injury Prevention Programme - IPP/2000/1071 SI2.297897. Wien 2002.
- Lambert, J., Berglund, B., Berry, B., van Breemen, T., Franchini, A., Lopez Barrio, I., Miedema, H., Ortscheid, J., Palma, J., ten Wolde, T., Thompson, S., Witter, I. 2002: Position Paper on Dose Response Relationships between Transportation Noise and Annoyance. EU's Future Noise Policy, WG2 – Dose/Effect, European Communities, Luxembourg, 2002. ISBN 92-894-3894-0, 40 p.
- Lambert, J., Vallet, M. 1994: Study related to the preparation of a communication on a future EC noise policy. Final Report. EC contract no B4 3040 (93) 16GJ. INRETS Rapport LEN Report No 9420, Bron/F, 1994. 143 + VIII pp.
- Ortscheid, J. 2002: Auswertung der online-Umfrage des Umweltbundesamtes - Bericht Oktober 2002. Umweltbundesamt (Hg.), Berlin, 2002, 46 S.
- Pavlakakis, P., Tarchi, D., Sieber, A.J., Ferraro, G., Vincent, G. 2001: On the Monitoring of Illicit Vessel Discharges - A Reconnaissance Study in the Mediterranean Sea. European Commission 2001. 21 pp.
- RAND Europe, Rheinisch-Westfälische Technische Hochschule Aachen, and DLR: "Sustainable Mobility Project - Road Vehicle Technologies 2030", Draft Final Report to the World Business Council for Sustainable Development (WBCSD), Berlin/Aachen/Geneva 2003 (unpublished).
- REMPEC o.J.: Protecting the Mediterranean against Maritime Accidents and Illegal Discharges from Ships. Regional Marine Pollution Emergency Response Centre for the Mediterranean Sea. <http://www.rempec.org/publications.asp?active=1:2§ion=2&#top> (12.11.2004).
- RL 1999/30/EG: Richtlinie 1999/30/EG des Rates vom 22. April 1999 über Grenzwerte für Schwefeldioxid, Stickstoffdioxid und Stickstoffoxide, Partikel und Blei in der Luft. Amtsblatt Nr. L163 vom 29.6.1999, S. 41-60.
- RL 2000/53/EG: Richtlinie 2000/53/EG des Europäischen Parlaments und des Rates vom 18. September 2000 über Altfahrzeuge. Amtsblatt Nr. L 269 vom 21.10.2000, S. 34-42.
- RL 2001/81/EG: Directive 2001/81/EC of the European Parliament and of the Council of 23 October 2001 on national emission ceilings for certain atmospheric pollutants. Amtsblatt Nr. L 309 vom 27.11.2001 S. 22-30.
- RL 2002/3/EG: Richtlinie 2002/3/EG des Europäischen Parlaments und des Rates vom 12. Februar 2002 über den Ozongehalt der Luft. Amtsblatt Nr. L67 vom 9.3.2002, S. 14-30.
- RL 2002/49/EG: Richtlinie 2002/49/EG des Europäischen Parlaments und des Rates vom 25. Juni 2002 über die Bewertung und Bekämpfung von Umgebungslärm. Amtsblatt Nr. L189 vom 18.7.2002, S. 12-25.
- Roy, B., Bouyssou, D. 1993: Aide Multicritère à la Décision : Méthodes et Cas. Ed. Economica, Paris 1993. ISBN 2-7178-2473-1, 695 S.
- Samaras Z. et al. 2002: Development of a Database System for the Calculation of Indicators of Environmental Pressure Caused by Transport - Transport and Environment Database System. Main report. Project funded by the European Commission, DG TREN (Contract No B2000-B27040B-SI2.198159-SER ARISTOTLE), Thessaloniki/Brussels October 2002. 102 pp.
- Schreckenberger, D., Felscher-Suhr, U., Lass, J. 1999: Sozialwissenschaftliche Erhebung zur Lärmbelastigung der Bevölkerung in Baden-Württemberg. Im Auftrag der Landesanstalt für Umweltschutz Baden-Württemberg. Endbericht zum Projekt Nr.: 1010/53478/33-90003913. Karlsruhe/Bochum/Hamburg 1999. 94 S. + VI.
- Skinner, C.J., Grimwood, C.J. 2002: The UK National Noise Incidence Study 2000/2001. Noise Forum Conference 20 May 2002, London, 2002, 10p.

- SRU 1999: Sondergutachten des Rates von Sachverständigen für Umweltfragen. Umwelt und Gesundheit – Risiken richtig einschätzen. Deutscher Bundestag (Hg.), Drucksache 14/2300 vom 15.12.1999. S.158-237.
- StatBA 2004: Statistisches Bundesamt: Bodennutzung nach wirtschaftlichen Aktivitäten. <http://www.destatis.de/basis/d/umw/ugrtab9.php> (16.11.2004)
- Steiner, M., Bauer, R. 2004: Unfallstatistik 2003. Verletzte nach Heim-, Freizeit- und Sportunfällen. Kuratorium für Schutz und Sicherheit - Institut „Sicher Leben“ (Hg.). Wien 2004. ISSN 1027-9377, 63 S.
- Storström 2002: The Baltic Carrier Oil spill - Monitoring and Assessment of Environmental Effects in Grønsund (DK). Storstrøms Amt, Teknik- og Miljøforvaltningen, Vandmiljøkontoret (Hg.) (Pésceli, M. et al.) Nykøbing/DK 2002. ISBN: 87-7726-348-0. 91 pp. + App.
- SUMMA 2004: Operationalising Sustainable Transport and Mobility – The System Diagram and Indicators. Deliverable 3 of Workpackage 2, Final – Version 1.1 of the Project: SUMMA – SUsustainable Mobility, policy Measures and Assessment. May 2004, 94 + VIII pp und SUMMA Indikator-Datenblatt zur Fragmentierung / Maschenweite.
- UBA 1999: Bewertung in Ökobilanzen – Methode des Umweltbundesamtes zur Normierung von Wirkungsindikatoren, Ordnung (Rangbildung) von Wirkungskategorien und zur Auswertung nach ISO 14042 und 14043 - Version '99'. Umweltbundesamt (Hg.) (Bearbeiter: Schmitz, S., Paulini, I.) UBA-Texte 92/99, Berlin. ISSN 0722-186X, 109 S.
- UBA 2001: Daten zur Umwelt – Der Zustand der Umwelt in Deutschland, Ausgabe 2000. Umweltbundesamt (Hg.). 7. Ausgabe. Erich-Schmidt Verlag Berlin 2001. ISBN 3-503-05973-3, 392 S.
- UBA 2003: Lärmbelästigung der Bevölkerung nach Geräuschquellen in Deutschland 2002. Umweltbundesamt. <http://www.umweltbundesamt.de> (24.11.2004).
- UmweltAmt 2001: Umweltamt der Landeshauptstadt Düsseldorf (Hg.): Lärminderungsplanung in Düsseldorf (Bearbeiter: G.Wiechers, N. Dolle, HJ. Sturm). Düsseldorf 2001. 29 S + Anh.
- WHO 2004: Health aspects of Air Pollution. Results from the WHO Project "Systematic Review of Health Aspects of Air Pollution in Europe". WHO Regional Office for Europe, Copenhagen 2004. 30 pp.
- WHO 2005: Particulate matter air pollution: how it harms health. Fact sheet EURO04/05. Berlin, Copenhagen, Rome, 14 April 2005.
- Zenetos, A., Hatzianestis, J., Lantzouni, M., Simboura, M., Sklivagou, E., Arvanitakis, G. 2004: The Eurobulker oil spill: mid-term changes of some ecosystem indicators. Marine Pollution Bulletin 48, 2004, pp. 122-131.

Indicator fact sheets (Stand 11/2004)

abrufbar unter: http://themes.eea.eu.int/Sectors_and_activities/transport/indicators

TERM 2001 Fact sheet 'Traffic noise: Exposure and annoyance'.

TERM 2002 06 EU+AC — Fragmentation of ecosystems and habitats by transport infrastructure.

TERM 2002 08 EU+AC — Land take by transport infrastructure.

TERM 2003 02 EEA-31 — Transport emissions of greenhouse gases by mode.

VII.5 Referenzen für Kapitel V

- de Leeuw, F. 2002: A set of emission indicators for long-range transboundary air pollution. Environmental Science & Technology (5), 135-145.
- EC 2001: 'European transport policy for 2010: time to decide' COM(2001) 370, White Paper of the Commission of the European Communities, Brussels, Belgium, 12 September 2001, http://europa.eu.int/comm/energy_transport/library/lb_texte_complet_en.pdf
- EuroStat 2001: Transport and environment - Statistics for the transport and environment reporting mechanism (TERM) for the European Union. Data 1980-99. 2001 Edition. EuroStat, Luxembourg 2001. ISBN 92-894-1190-2. 198 pp.
- Roy, B., Bouyssou, D. 1993: Aide Multicritère à la Décision : Méthodes et Cas. Ed. Economica, Paris 1993. ISBN 2-7178-2473-1, 695 S.

- Samaras Z. et al. 2002: Development of a Database System for the Calculation of Indicators of Environmental Pressure Caused by Transport - Transport and Environment Database System. Main report. Project funded by the European Commission, DG TREN (Contract No B2000-B27040B-SI2.198159-SER ARISTOTLE), Thessaloniki/Brussels October 2002. 102 pp.
- Tille, M., Dumont, A-G. 2003: Methods of multicriteria decision analysis within the roads projects like an element of the sustainability. STRC 03 Conference Paper – Session Decision Support. 19-21 March 2003, Ascona. 49 p.
- UBA 1999: Bewertung in Ökobilanzen – Methode des Umweltbundesamtes zur Normierung von Wirkungsindikatoren, Ordnung (Rangbildung) von Wirkungskategorien und zur Auswertung nach ISO 14042 und 14043 - Version '99". Umweltbundesamt (Hg.) (Bearbeiter: Schmitz, S., Paulini, I.) UBA-Texte 92/99, Berlin. ISSN 0722-186X, 109 S.

VII.6 Referenzen für Kapitel VI

- Bell, M., Hobbs, B.F., Elliott, E.M., Ellis, H., Robinson, Z. 2001: An Evaluation of Multi-Criteria Methods in Integrated Assessment of Climate Policy. Journal of Multi-Criteria Decision Analysis (10) 2001, 229-256.
- EEA 1999: Are we moving in the right direction? Indicators on transport and environment integration in the EU. European Environment Agency, Copenhagen 1999. 155 pp.
- Leeuw, F. de 2002: A set of emission indicators for long-range transboundary air pollution. Environmental Science & Technology (5), 135-145.
- Montis, A.de, Toro, P. de, Droste-Franke, B., Omann, I., Stagl, S. 2004: Assessing the quality of different MCDA methods. In: Getzner, M., Spash, C., Stagl, S. (Hg.): Alternatives for Environmental Valuation. Routledge 2004, p. 99-133 (ISBN 0415310121).
- ODPM 200x: Office of the Deputy Prime Minister (UK): DTLR multi-criteria analysis manual. (ohne Jahr, aber sicher später als 2000. DTLR: das frühere Department of Transport, Local Government and Regions).
http://www.odpm.gov.uk/stellent/groups/odpm_about/documents/page/odpm_about_608524-01.hcsp (02.07.2004)
- Roy, B., Bouyssou, D. 1993: Aide Multicritère à la Décision : Méthodes et Cas. Ed. Economica, Paris 1993, 695 S. (ISBN 2-7178-2473-1)
- Roy, B., Vanderpooten, D. 1996: The European School of MCDA: Emergence, Basic Features and Current Works. Journal of Multi-Criteria Decision Analysis (5) 1996, 22-38.
- Salminen, P., Hokkanen, J., Lahdelma, R. 1998: Comparing multicriteria methods in the context of environmental problems. European Journal of Operational Research (104) 1998, p. 485-496.
- UBA 1999: Bewertung in Ökobilanzen – Methode des Umweltbundesamtes zur Normierung von Wirkungsindikatoren, Ordnung (Rangbildung) von Wirkungskategorien und zur Auswertung nach ISO 14042 und 14043 - Version '99". Umweltbundesamt (Hg.) (Bearbeiter: Schmitz, S., Paulini, I.) UBA-Texte 92/99, Berlin, 109 p., ISSN 0722-186X.

