



**TECHNISCHE  
UNIVERSITÄT  
DRESDEN**

Fakultät Wirtschaftswissenschaften

# DRESDNER BEITRÄGE ZUR LEHRE DER BETRIEBLICHEN UMWELTÖKONOMIE

Nr. 21/2006

Günther, E. / Farkavcovà, V. (Hrsg.)

Ökologische Bewertung von Transportprozessen  
Systematisierung und Analyse existierender  
Bewertungsverfahren und Studien

König, J.

## INTEGRIERTES MANAGEMENT

Herausgeber:



Professur für  
Betriebswirtschaftslehre  
Betriebliche Umweltökonomie

ISSN 1611-9185

**Prof. Dr. Edeltraud Günther**  
**Dipl.-Ing. Vera Farkavcová**  
**Dipl.-Kfm. Jens König**

Technische Universität Dresden  
Fakultät Wirtschaftswissenschaften  
Professur für Betriebswirtschaftslehre,  
insbes. Betriebliche Umweltökonomie  
01062 Dresden

Telefon: (0351) 463-3 4313

Telefax: (0351) 463-3 7764

E-Mail: [bu@mailbox.tu-dresden.de](mailto:bu@mailbox.tu-dresden.de)  
[www.tu-dresden.de/wwbw/bu](http://www.tu-dresden.de/wwbw/bu)

Als wissenschaftliches elektronisches Dokument veröffentlicht auf dem Hochschulschriftenserver der Sächsischen Landesbibliothek – Staats- und Universitätsbibliothek Dresden (SLUB) unter:

<http://hsss.slub-dresden.de/hsss/servlet/hsss.urlmapping.MappingServlet?id=1181653668645-8385>

Diplomarbeit eingereicht: 2006

Veröffentlicht: 2007

## Vorwort

Die Bedeutung der natürlichen Umwelt in den Wirtschaftswissenschaften hat in den vergangenen Jahren kontinuierlich zugenommen: Durch die zunehmende ökologische Knappheit entwickelt sie sich zu einem ökonomisch knappen und somit entscheidungsrelevanten Parameter. Das Forschungsprogramm der Professur für Betriebswirtschaftslehre, insb. Betriebliche Umweltökonomie an der Technischen Universität Dresden spiegelt sich auch im Aufbau der Lehre wider. So fließen die gewonnenen Erkenntnisse aus theoretischer und praktischer Forschung direkt in die einzelnen Lehrveranstaltungen ein. Die vorliegenden „Dresdner Beiträge zur Lehre der Betrieblichen Umweltökonomie“ sollen diesen Prozess der Verzahnung unterstützen. Inhalt der Schriftenreihe sind in erster Linie ausgewählte Diplomarbeiten der Professur für Betriebliche Umweltökonomie, durch die der Leser Einblick in die Arbeitsschwerpunkte und Transparenz über die Arbeitsinhalte gewinnen soll. Die Gestaltung der Schriftenreihe ist Frau Dipl.-Kffr. Susann Kaulich zu verdanken, die redaktionelle Arbeit, die Koordination der Autoren bzw. Herausgeber und das Layout der vorliegenden Schriftenreihe erfolgte durch Dipl.-Kffr. Lilly Scheibe.

Die vorliegende Ausgabe beschäftigt sich mit dem Thema „Ökologische Bewertung von Transportprozessen - Systematisierung und Analyse existierender Bewertungsverfahren und Studien“.<sup>1</sup> Aus der Tatsache einer sich stets verstärkenden Überlastung des europäischen Verkehrsnetzes und der damit verbunden steigenden externen Kosten der Verkehrsüberlastung ergibt sich die Handlungsnotwendigkeit hinsichtlich einer Umgestaltung des europäischen Verkehrssystems. Neben den externen Kosten, die durch Staus oder Unfälle verursacht werden, entstehen der Volkswirtschaft zudem Kosten durch Umwelteinwirkungen des Verkehrs, wie Lärm- oder Schadstoffemissionen sowie Flächenverbrauch beziehungsweise Flächenversiegelung. Vor dem Hintergrund der Überlastung der Verkehrsträger und der Umweltbelastungen gibt es in der Europäischen Union Bestrebungen nach einer Optimierung des Verkehrssystems, welches wirtschaftlichen, ökologischen und sozialen Ansprüchen dauerhaft genügen soll. Aus dieser Zielstellung leitete sich auch die Problemstellung für die vorliegende Arbeit ab. Um eine Optimierung des Verkehrssystems zu erreichen, ist es zunächst wichtig, Transportprozesse hinsichtlich der drei Dimensionen der Nachhaltigkeit Wirtschaft, Ökologie und Soziales zu bewerten. Spezifiziert wurde die Arbeit dabei auf die Bewertung von Transportketten des Güterverkehrs hinsichtlich ökologischer und ökonomischer Gesichtspunkte und die Umsetzung in der Praxis einerseits im Rahmen von Fallstudien und andererseits in EDV-gestützten Bewertungstools. Hierzu wurde zunächst ein integrierter Bewertungsansatz aus den drei Dimensionen der Nachhaltigen Entwicklung abgeleitet. Auf der Grundlage dieses Bewertungsansatzes sind anschließend Fallstudien sowie Bewertungstools beziehungsweise Softwaretools zur Transportbewertung analysiert und systematisiert worden. Die Analyse sollte zeigen, inwieweit eine Bewertung von Transportprozessen nach nachhaltigen Gesichtspunkten in der Praxis in Form von Fallbeispielen sowie der Bewertungsmethodik von EDV-gestützten Berechnungsinstrumenten dem Idealmodell gerecht wird.

Edeltraud Günther

---

Die wissenschaftliche Fundierung der Arbeit basiert auf den Ergebnissen der gleichnamigen Diplomarbeit von Herrn Dipl.-Kfm. J. König an der TU Dresden, Professur für Betriebliche Umweltökonomie. Hochschullehrer: Prof. Dr. Edeltraud Günther / Betreuer: Dipl.-Ing. Vera Farkavcová. Für den Inhalt dieses Beitrages ist selbstverständlich allein der Autor verantwortlich.



# Ökologische Bewertung von Transportprozessen

Systematisierung und Analyse existierender Bewertungsverfahren und Studien

## Inhaltsverzeichnis

<b>Abbildungsverzeichnis.....</b>	<b>III</b>
<b>Tabellenverzeichnis .....</b>	<b>IV</b>
<b>Abkürzungsverzeichnis .....</b>	<b>VI</b>
<b>Einleitung.....</b>	<b>1</b>
<b>1 Abgrenzung des Untersuchungsgegenstandes und theoretische Grundlagen....</b>	<b>4</b>
<b>2 Bewertungskriterien zur ökologischen Evaluierung von Transport .....</b>	<b>22</b>
<b>2.1 Methoden zur ökologischen Bewertung von Transportketten .....</b>	<b>22</b>
2.1.1 Darstellung geeigneter Modellverfahren .....	22
2.1.2 Bewertung und Auswahl geeigneter Methoden.....	25
<b>2.2 Relevante Umweltbelastungen des Verkehrs und deren Auswirkungen.....</b>	<b>26</b>
2.2.1 Physische Umweltwirkungen .....	26
2.2.2 Atmosphärische Emissionen.....	32
<b>3 Ökonomische Bewertung von Transportketten.....</b>	<b>38</b>
<b>3.1 Theoretische Ableitung der Kriterien zur wirtschaftlichen Bewertung.....</b>	<b>38</b>
<b>3.2 Empirisch begründete Kriterien zur ökonomischen Bewertung .....</b>	<b>39</b>
<b>4 Zusammenführung der ökonomischen und ökologischen Bewertung.....</b>	<b>43</b>
<b>4.1 Technische Parameter relevanter Verkehrsmittel.....</b>	<b>43</b>
<b>4.2 Ermittlung externer Kosten in der Transportkette.....</b>	<b>47</b>
4.2.1 Monetarisierung von Treibhausgasemissionen.....	48
4.2.2 Ermittlung externer Kosten der Gesundheit und des Lebens .....	51
4.2.3 Externe Kosten des Verkehrs der Europäischen Union.....	53
4.2.4 Internalisierung externer Effekte .....	56
<b>4.3 Ableiten eines Bewertungsansatzes zur Evaluierung von Transportketten.....</b>	<b>57</b>
<b>5 Ökologische und ökonomische Transportbewertung in der Praxis.....</b>	<b>60</b>
<b>5.1 Evaluierung von Transportketten in Form von Fallstudien.....</b>	<b>60</b>
5.1.1 Systematisierung und Analyse von Fallstudien zur Transportbewertung .....	61
5.1.2 Fallstudie: Analyse see- und landgestützter Transportketten .....	66
5.1.2.1 Berechnung der Transportkosten.....	67

5.1.2.2	<i>Ökologische Bewertung der betrachteten Transportrelationen</i> .....	69
5.1.2.3	<i>Zusammenführung der Transport- und Umweltkosten</i> .....	72
<b>5.2</b>	<b>EDV-Gestützte Transportbewertung</b> .....	<b>75</b>
5.2.1	Systematisierung und Analyse von Softwaretools zur Transportbewertung .....	78
5.2.2	Beispielhafte Softwaretools zur Transportbewertung .....	82
5.2.2.1	<i>Gesamt-Emissions-Modell Integrierter Systeme</i> .....	82
5.2.2.2	<i>Die TREMOD-Datenbank</i> .....	84
<b>5.3</b>	<b>Gegenüberstellung der Emissionsfaktoren ausgewählter Bewertungstools</b> .....	<b>86</b>
<b>6</b>	<b>Schlussbemerkung</b> .....	<b>88</b>
<b>Anhang</b>	.....	<b>93</b>
<b>Literaturverzeichnis</b>	.....	<b>105</b>

**Abbildungsverzeichnis**

Abbildung 1: Ablauf der Arbeit.....	3
Abbildung 2: Abgrenzung des Untersuchungsrahmens.....	7
Abbildung 3: Erweiterung des Untersuchungsrahmens.....	13
Abbildung 4: Einordnung der Begriffe Logistik, Verkehr, Transportkette und Transport.....	15
Abbildung 5: Theoretische Einordnung der Transportkette .....	18
Abbildung 6: Einordnung des Kombinierten Verkehrs in die Begriffssystematik des Verkehrs.....	20
Abbildung 7: Struktur des Wirkungspfadansatzes (Impact-Pathway-Methode) .....	48
Abbildung 8: 20 Tage Chart (21.04.-12.05.06) des Emissionszertifikats EUADEC-06 .....	51
Abbildung 9: Bewertungsansatz zur nachhaltigen Evaluierung von Transportketten.....	58
Abbildung 10: Rechercheergebnis Studien.....	60
Abbildung 11: Vernetzung der untersuchten Bewertungstools .....	81
Abbildung 12: Unbegleiteter Kombiniertes Ladungsverkehr .....	97
Abbildung 13: Rollende Landstraße .....	97
Abbildung 14: Bimodales System Kombirail .....	98

**Tabellenverzeichnis**

Tabelle 1:	Prognose der Entwicklung des Güter- und Personenverkehrs in der EU 15 .....	5
Tabelle 2:	Entwicklung des Güterverkehrs in der EU 15 von 1970 bis 2002 .....	6
Tabelle 3:	Modal Split des Güterverkehrs in Deutschland, der EU und den USA .....	7
Tabelle 4:	Zusammenfassung der Szenarien-Verkehr im Jahr 2030 .....	11
Tabelle 5:	Verkehrsleistung im Güterverkehr der diversen Szenarien .....	11
Tabelle 6:	Durch Verkehrslärm hochbelastete Bevölkerungsanteile .....	12
Tabelle 7:	Auswirkung auf Wirtschaftsindikatoren .....	13
Tabelle 8:	Qualitative Bewertung der Modellverfahren zur ökologischen Transportbewertung .....	26
Tabelle 9:	Zusammenfassung physischer Umweltwirkungen des Verkehrs .....	31
Tabelle 10:	Zusammenfassung atmosphärischer Emissionen des Verkehrs .....	36
Tabelle 11:	Teilwertigkeiten des Qualitätsprofils von Verkehrsleistungen .....	39
Tabelle 12:	Gegenüberstellung theoretisch fundierter sowie empirisch erhobener Bewertungskriterien .....	40
Tabelle 13:	Kriterien zur ökonomischen Bewertung .....	42
Tabelle 14:	Technische Parameter relevanter Verkehrsmittel .....	47
Tabelle 15:	Streuung externer Schadenskosten von Treibhausgasen .....	49
Tabelle 16:	Ergebnisse europäischer Studien zu Vermeidungskosten von CO <sub>2</sub> -Emissionen .....	50
Tabelle 17:	Bewertung von Mortalitätsrisiken .....	52
Tabelle 18:	Monetäre Werte für Krankheiten .....	52
Tabelle 19:	Monetäre Werte für Auswirkungen auf landwirtschaftliche Erträge .....	52
Tabelle 20:	Instandsetzungskosten von Materialschäden .....	53
Tabelle 21:	Datenbasen zur Ermittlung externer Kosten .....	53
Tabelle 22:	Überblick über die gesamten externen Kosten der EU 15 sowie der Schweiz und Norwegen .....	55
Tabelle 23:	Grenzkosten und Durchschnittskosten im Güterverkehr der EU 15 sowie der Schweiz und Norwegen .....	55
Tabelle 24:	Externe Kosten und Infrastrukturkosten einer Lkw-Autobahnfahrt .....	56
Tabelle 25:	Berücksichtigung der Verkehrsmittel Lkw, Bahn und Schiff in den Analysen ..	62
Tabelle 26:	Berücksichtigung der relevanten Umweltwirkungen in den Analysen .....	62
Tabelle 27:	Art und Umfang der verwendeten Bewertungsmethoden .....	63
Tabelle 28:	Recherchierte Studien zur Bewertung von Transportketten .....	66



Tabelle 29: Übersicht der untersuchten Relationen .....	66
Tabelle 30: Varianten der land- und seegestützten Transportketten.....	67
Tabelle 31: Kostenstruktur der untersuchten see- und landgestützten Transportketten .....	69
Tabelle 32: Emissionsfaktoren von Lkw und Fähr-/ RoRo-Schiffen .....	69
Tabelle 33: Umweltkosten der betrachteten Transportalternativen .....	72
Tabelle 34: Soziale Gesamtkosten der betrachteten Transportvarianten.....	74
Tabelle 35: Datenbasen und Softwaretools zur ökologischen Transportbewertung.....	77
Tabelle 36: Vergleich der Datenbasen und Softwaretools hinsichtlich Umweltwirkungen ...	78
Tabelle 37: Systematisierung der Datenbasen und Softwaretools nach Verkehrsmitteln .....	79
Tabelle 38: Analyse der Datenbasen und Softwaretools nach dem Bewertungsumfang.....	80
Tabelle 39: Direkte Emissionen von Güterverkehrsmitteln in GEMIS 2.1 .....	83
Tabelle 40: Monetarisierung von Emissionen in GEMIS 2.1 .....	83
Tabelle 41: Ergebnisabweichungen verschiedener Datenquellen zu spezifischen Emissionen eines Lkw. ....	86
Tabelle 42: Vergleich der externen Kosten der Europäischen Union 15.....	93
Tabelle 43: Modal Split des Güterverkehrs in der EU 25 im Jahr 2002.....	94
Tabelle 44: Entwicklung des Güterverkehrs in den USA bis 2001 (ohne Seeverkehr).....	95
Tabelle 45: Studien im Rahmen des OECD-Projektes „Environmentally Sustainable Transport (EST)“ .....	96
Tabelle 46: Maßnahmen für einen dauerhaft umweltgerechten Verkehr .....	96
Tabelle 47: Verwendete Datenquellen und Suchwörter .....	99
Tabelle 48: Übersicht recherchierter Studien zur Transportbewertung.....	102
Tabelle 49: Gesamttransportkosten der betrachteten Transportalternativen .....	104

**Abkürzungsverzeichnis**

ADEME	Agence de l'Environnement et de la Maîtrise de l'Energie, Frankreich
BAU	Business-As-Usual
BIP	Bruttoinlandsprodukt
BMU	Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit, Deutschland
BMUJF	Bundesministerium für Umwelt, Jugend und Familie, Österreich
BUWAL	Bundesministerium für Umwelt, Wald und Landschaft, Schweiz
CH <sub>4</sub>	Methan
CO	Kohlenmonoxid
CO <sub>2</sub>	Kohlendioxid
dB(A)	Dezibel, Einheit für den Schalldruckpegel
DIN	Deutsches Institut für Normung
ECMT	European Conference of Ministers of Transport
EST	Environmentally Sustainable Transport
EU 15	Europäische Union der 15 Mitgliedsstaaten
EU 25	Europäische Union der 25 Mitgliedsstaaten
HBEFA	Handbuch Emissionsfaktoren des Straßenverkehrs
HC	Kohlenwasserstoffe
i.e.S.	im engeren Sinne
i.w.S.	im weiteren Sinne
IFEU	Institut für Energie- und Umweltforschung Heidelberg GmbH
IFU	Institut für Umweltinformatik Hamburg
INFRAS	Privates und unabhängiges Forschungs- und Beratungsunternehmen
IVE	Institut für Verkehrswesen, Eisenbahnbau und -betrieb der Universität Hannover
IWW	Institut für Wirtschaftspolitik und Wirtschaftsforschung, Karlsruhe
k. A.	Keine Angabe(n)
km	Kilometer
kn	Knoten
Lkw	Lastkraftwagen
MJ	Mega-Joule
mKr	(Masse) Kraftstoffverbrauch

N <sub>2</sub> O	Distickstoffmonoxid (Lachgas)
NH <sub>3</sub>	Ammoniak
NMethan	Nicht-Methan-HC
NMVOC	Non-Methane Volatile Organic Compounds (flüchtige organische Verbindungen ohne Methan)
NO <sub>x</sub>	Stickoxide
O <sub>3</sub>	Ozon
OECD	Organisation for Economic Co-operation and Development (Organisation für wirtschaftliche Zusammenarbeit und Entwicklung)
Pa	Pascal (1 Pa = 1 N pro m <sup>2</sup> ), Einheit für Schalldruck
Pb	Blei
Pkm	Personenkilometer = 1 Person x 1 Kilometer
PM	Partikel
RoLa	Rollende Landstraße
RoRo	Roll-on/Roll-off-Verkehr in der Schifffahrt
SO <sub>2</sub>	Schwefeldioxid
Swedish EPA	Swedish Environmental Protection Agency
Tkm	Tonnenkilometer = 1 Tonne x 1 Kilometer
TREMOD	Traffic Emission Estimation Model
TUL	Transport, Umschlag, Lagerung
UBA	Umweltbundesamt
VLYL	Value of a Life Year Lost
VOC	Volatile Organic Compounds (flüchtige organische Verbindungen)
VPF	Value of Statistical Prevented Fatality
WI	Wuppertal Institut für Klima, Umwelt, Energie GmbH



## Einleitung

Für eine intakte Volkswirtschaft ist ein funktionierendes Verkehrssystem unerlässlich. Dies ist jedoch in der Europäischen Union aufgrund steigender Überlastung der Verkehrsinfrastruktur zunehmend in Gefahr. Ein stetig wachsendes Verkehrsaufkommen verursacht vermehrt Staus im europäischen Straßennetz sowie Verspätungen beim Bahn- und Flugverkehr. Diese Entwicklung lässt nicht nur die externen Kosten der Verkehrsüberlastung ansteigen sondern auch den Ausstoß von Schadstoffemissionen des Verkehrs wie Kohlendioxid.<sup>1</sup> Vor dem Hintergrund der Überlastung der Verkehrsträger und der Umweltbelastungen gibt es in der Europäischen Union Bestrebungen nach einer Optimierung des Verkehrssystems, welches wirtschaftlichen, ökologischen und sozialen Ansprüchen dauerhaft genügen soll. Ziel ist also die Implementierung einer europäischen Verkehrspolitik, die sich an dem Konzept der Nachhaltigen Entwicklung orientiert.<sup>2</sup>

Aus dieser Zielstellung leitet sich auch die Problemstellung für die vorliegende Arbeit ab. Um eine Optimierung des Verkehrssystems zu erreichen ist es zunächst wichtig, Transportprozesse hinsichtlich der drei Dimensionen der Nachhaltigkeit Wirtschaft, Ökologie und Soziales zu bewerten. Anschließend können sie anhand der gewonnenen Datengrundlage verglichen und optimiert werden. In der Praxis gestaltet sich die Bewertung der Ökologischen und der Sozialen Dimension schwieriger als die der Wirtschaftlichen, da die ökonomische Aspekte von Transportprozessen bereits durch den Markt geregelt sind und somit einer Bewertung zugeführt werden. Für die Ökologische und die Soziale Dimension trifft dies nur bedingt zu. Umweltwirkungen, welche durch den Verkehr verursacht werden, wie beispielsweise Schadstoffemissionen, Staus oder Unfälle, werden nur teilweise oder nicht verursachergerecht vom Verkehrsnutzer getragen.<sup>3</sup> Das Hauptaugenmerk wird somit auf der ökologischen Bewertung von Transportprozessen liegen, welche die soziale Dimension mit einbezieht, ohne jedoch die wirtschaftlichen Aspekte zu vernachlässigen.

Ziel der Arbeit ist demnach zu untersuchen, welche Umweltwirkungen des Verkehrs für eine ökologische Bewertung als wesentlich erachtet werden und welche Bewertungsmethodik dabei verwendet wird. Zusammen mit der Identifikation von Bewertungskriterien für eine ökonomische Evaluierung, gilt es im weiteren Verlauf einen Weg aufzuzeigen, wie ökonomische und ökologische Daten zu einer Entscheidungsgrundlage im Sinne der Nachhaltigen Entwicklung aggregiert werden können. Das Ergebnis dieser Untersuchung wird ein eigens entwickelter integrierter Bewertungsansatz sein, der alle Dimensionen der Nachhaltigen Entwicklung in sich vereint. Auf der Grundlage dieses Bewertungsansatzes sind abschließend Fallstudien sowie Bewertungstools beziehungsweise Softwaretools zur Transportbewertung zu analysieren und zu systematisieren. Die Analyse soll zeigen, inwieweit eine Bewertung von Transportprozessen nach nachhaltigen Gesichtspunkten in der Praxis in Form von Fallbeispielen sowie der Bewertungsmethodik von EDV-gestützten Berechnungsinstrumenten umgesetzt wird.

---

<sup>1</sup> Vgl. EU-KOMMISSION (2001), S. 6-8 sowie S. 136.

<sup>2</sup> Vgl. EU-KOMMISSION (1998), S. 5.

<sup>3</sup> Vgl. SWINARSKI, B. (2005), S. 7-8.

Der Ablauf der Untersuchung gliedert sich demnach wie folgt (vgl. Abbildung 1):

Das erste Kapitel widmet sich zunächst der Abgrenzung des Untersuchungsgegenstandes hinsichtlich des geographischen Rahmens, des Verkehrssektors sowie der zu betrachtenden Verkehrsmittel. Des Weiteren wird begründet, weshalb der gegebene Themenschwerpunkt der ökologischen Bewertung um den Aspekt der ökonomischen Bewertung erweitert werden muss. In diesem Zusammenhang wird ergänzend anhand einer Fallstudie gezeigt, dass ein auf Nachhaltigkeit ausgerichtetes Verkehrssystem auch wirtschaftlich dauerhaft tragbar sein kann. Schließlich werden im ersten Kapitel die für weitere Betrachtungen wesentlichen Begriffe definiert und eingeordnet.

Im zweiten Kapitel werden einerseits geeignete Modellverfahren zur Evaluierung von Transportprozessen vorgestellt und ausgewählt sowie andererseits ein Überblick über relevante Umweltwirkungen des Verkehrs vermittelt. Hierbei erfolgt eine Unterscheidung in physische Umweltwirkungen und atmosphärische Emissionen.

Das darauf folgende Kapitel befasst sich mit der Ableitung von ökonomischen Bewertungskriterien zur Transportbewertung aus theoretisch und empirisch fundierten Erkenntnissen.

Im vierten Kapitel wird eine Methode zur Ermittlung externer Kosten von Umweltwirkungen beschrieben sowie die Problematik der Monetarisierung von Umwelteinflüssen des Verkehrs skizziert. In einem weiteren Abschnitt dieses Kapitels verdeutlicht ein Überblick über die externen Kosten in der Europäischen Union die Bedeutung dieser Problematik. Schließlich werden ökonomische und ökologische Aspekte in einem integrierten Bewertungsansatz zusammengeführt, der den Ansprüchen einer Bewertung im Sinne der Nachhaltigen Entwicklung genügt.

Dieser findet im abschließenden Kapitel Anwendung einerseits bei der Analyse und Systematisierung von Fallstudien zur Transportbewertung und andererseits bei der Analyse und Systematisierung von Softwaretools beziehungsweise Bewertungstools, welche die Transportbewertung zum Gegenstand haben. Hierbei soll festgestellt werden, inwieweit der Gedanke der Nachhaltigen Entwicklung bereits auf dem Gebiet der Transportbewertung an Fallbeispielen oder in EDV-gestützten Bewertungstools umgesetzt wird.



Abbildung 1: Ablauf der Arbeit

(Quelle: eigene Darstellung)

## 1 Abgrenzung des Untersuchungsgegenstandes und theoretische Grundlagen

Das erste Kapitel widmet sich zunächst der Abgrenzung des Untersuchungsgegenstandes und der Erläuterung elementarer Begriffe hinsichtlich der Bewertung von Transportprozessen. So dient eingangs die europäische Verkehrsstatistik einerseits dazu, die Relevanz des Themas zu verdeutlichen und andererseits eine Einschränkung auf den Güterverkehr sowie ausgewählter Verkehrsmittel vorzunehmen. Darüber hinaus erfolgen die Festlegung des geographischen Rahmens der Betrachtungen sowie die Betrachtungsperspektive. Ferner wird argumentiert, weshalb eine ökologische Analyse von Transportprozessen alleine wenig zielführend ist und infolgedessen ebenso eine ökonomische Betrachtung durchgeführt werden muss. Auf den daraufhin festgelegten Untersuchungsrahmen stützen sich alle weiteren Betrachtungen der Arbeit.

### 1.1 Europäische Verkehrsstatistik

Für das Funktionieren einer modernen Volkswirtschaft spielt der Verkehr eine wichtige Rolle. Es existiert jedoch ein Meinungskonflikt zwischen dem Verlangen nach immer mehr Mobilität und zunehmender Kritik an Verspätungen und mäßiger Qualität der Leistungen der verschiedenen Verkehrsdienste.<sup>4</sup> Wie überlastet das transeuropäische Verkehrsnetz ist, wird mit folgenden Zahlen aus dem Jahr 2001 belegt:

Auf einer Länge von 7.500 km des europäischen Straßennetzes kommt es täglich zu Staus, das entspricht 10 Prozent des gesamten Netzes. 20 Prozent des Eisenbahnnetzes werden als Engpässe eingestuft. Das sind 16.000 km. Bei mehr als 30 Prozent der Flüge wurden an den 16 größten europäischen Flughäfen Verspätungen von mehr als 15 Minuten registriert. Das bedeutet einen Mehrverbrauch an Treibstoff von 1,9 Mrd. Litern. Das sind ungefähr 6 Prozent des jährlichen Treibstoffverbrauchs im Flugverkehr. Welche Bedeutung der Sektor Verkehr für die europäische Wirtschaft hat, zeigt sein Anteil von 10 Prozent am europäischen Bruttoinlandsprodukt. Sämtliche Aufwendungen belaufen sich in diesem Sektor auf über 1.000 Mrd. Euro. Überdies schafft er über 10 Millionen Arbeitsplätze.<sup>5</sup> Die externen Kosten der Umweltwirkungen des Verkehrs betragen für das Jahr 2004 ungefähr 8 Prozent, gleichzusetzen mit rund 680 Mrd. Euro, des Bruttoinlandsprodukts der Europäischen Union der 15 Mitgliedsstaaten (EU 15). Im Fall Deutschland belaufen sich die externen Kosten auf 8,17 Prozent, gleichzusetzen mit rund 165 Mrd. Euro, des Bruttoinlandsprodukts (vgl. im Anhang Tabelle 42).<sup>6</sup>

Laut einer Prognose der EU-Kommission (vgl. Tabelle 1) wird in der Europäischen Union der 15 Mitgliedsstaaten (EU 15) das Transportaufkommen des Güterverkehrs bis zum Jahr 2010, ausgehend vom Basisjahr 1998 mit 38 Prozent stärker ansteigen als das des Personenverkehrs, dem ein Anstieg von 24 Prozent prognostiziert wird. Auch die CO<sub>2</sub>-Emissionen werden im Güterverkehr mit 48 Prozent bis zum Jahr 2010 stärker anwachsen als im Personenverkehr mit 14 Prozent.<sup>7</sup> Aufgrund der stärkeren Dynamik des Güterverkehrsektors wird diesem in Zukunft auch eine steigende Bedeutung für Wirtschaft, Gesellschaft und Umwelt unterstellt,

<sup>4</sup> Vgl. EU-KOMMISSION (2001), S. 6.

<sup>5</sup> Vgl. Ebenda, S. 6-8.

<sup>6</sup> Vgl. RAMOS, D. H. (2004), S. 263.

<sup>7</sup> Vgl. EU-KOMMISSION (2001), S. 136.



woraufhin sich alle nachfolgenden Betrachtungen der Arbeit auf Transportprozesse im Güterverkehrssektor konzentrieren werden.

	1998		Trendvorhersage bis 2010	
	Mrd. Pkm/ Tkm	Mio. Tonnen CO <sub>2</sub>	Mrd. Pkm/ Tkm	Mio. Tonnen CO <sub>2</sub>
<b>Personenverkehr</b>				
Gesamt	4772,0	518,6	5929,0	593,1
Wachstum 1998-2010			<b>24 %</b>	<b>14 %</b>
<b>Güterverkehr</b>				
Gesamt	2870,0	300,9	3971,0	445,4
Wachstum 1998-2010			<b>38 %</b>	<b>48 %</b>

*Tabelle 1: Prognose der Entwicklung des Güter- und Personenverkehrs in der EU 15*

*(in Anlehnung an EU-KOMMISSION (2001), S. 136)*

Eine ähnliche Entwicklung des Güterverkehrssektors zeichnet sich auch in Deutschland ab. Nach einer Prognose des Bundesministeriums für Verkehr, Bau- und Wohnungswesen aus dem Jahr 2001 wird das Transportaufkommen im Güterverkehr in Deutschland bis zum Jahr 2015 bezüglich des Basisjahres 1997 voraussichtlich um 64 Prozent von 371 Mrd. Tkm pro Jahr auf 608 Mrd. Tkm pro Jahr ansteigen.<sup>8</sup> Wird hier der besseren Vergleichbarkeit zu den europäischen Daten wegen ein linearer Funktionsverlauf angenommen, lässt sich für die Zeitspanne 1998 bis 2010 ein Anstieg um ungefähr 41 Prozent ermitteln.

Im Gütertransport dominieren die Bahn, das Binnenschiff sowie Pipelines den kontinentalen Transport von Rohstoffen, während der Vertrieb von Konsumprodukten durch den Lkw-Transport bestimmt wird. Seeschiffe werden ebenfalls zum Transport von Konsumgütern eingesetzt. In den meisten Fällen befördern sie jedoch Rohstoffe. Flugzeuge werden in der Regel zum Transport von teurer oder verderblicher Ware benötigt,<sup>9</sup> finden aber aufgrund des vernachlässigbaren Anteils von weniger als 0,01 Prozent an der Gesamttransportleistung des Güterverkehrs<sup>10</sup> in der aktuellen Transportstatistik der Europäischen Union für das 2002 keine Berücksichtigung (vgl. Tabelle 2). In Deutschland wird ein Transportaufkommen im Flugverkehr von 10,6 Mrd. Tkm für das Jahr 2010 prognostiziert, was zwar annähernd einer Verdopplung des Transportaufkommens gegenüber dem Jahr 1998 gleichkommt, aber dennoch einem vorausgerechneten Anteil am gesamten Transportaufkommen von lediglich 0,02 Prozent im Jahre 2010 entsprechen würde.<sup>11</sup> Der besseren Vergleichbarkeit wegen musste für die Ermittlung der Daten für das Bezugsjahr 1998 ebenfalls ein linearer Verlauf der Transportentwicklung auf der Grundlage des Basisjahres 1993, welches ein Transportaufkommen von 3,6 Mrd. Tkm ausweist, sowie der Transportleistung von 10,6 Mrd. Tkm für das Prognosejahr 2010 angenommen werden.

In Anbetracht der gesamten Transportleistung erhalten die verschiedenen Verkehrsmittel in der Europäischen Union der 15 Mitgliedsstaaten eine unterschiedliche Gewichtung. Während die Bahn 7,7 Prozent, das Binnenschiff 4,1 Prozent sowie der Rohrleitungstransport (Pipelines) 2,8 Prozent der gesamten Transportleistung auf sich vereinen, erreicht der Lkw-Trans-

<sup>8</sup> Vgl. BUNDESMINISTERIUM FÜR VERKEHR, BAU- UND WOHNUNGSWESEN (2001), S. 3.

<sup>9</sup> Vgl. BORKEN, J.; PATYK, A.; REINHARDT, G. (1999), S. 60.

<sup>10</sup> Vgl. EU-KOMMISSION (2004), S. 65.

<sup>11</sup> Vgl. KNÖRR, W.; HÖPFNER, U. (1998), S. 121.

port einen Anteil von 44,7 Prozent und der Kurzstreckenseeverkehr, also der Seeverkehr innerhalb der EU, einen Anteil von 40,8 Prozent (vgl. Tabelle 2).<sup>12</sup>

	Straße		Schiene		Binnenschifffahrt		Pipelines		Seeverkehr		Total	
	abs.	rel.	Abs.	rel.	abs.	rel.	abs.	rel.	abs.	rel.	abs.	rel.
<b>1970</b>	<b>489</b>	<b>34,7 %</b>	<b>282</b>	<b>20,0 %</b>	<b>103</b>	<b>7,3 %</b>	<b>64</b>	<b>4,5 %</b>	<b>472</b>	<b>33,5 %</b>	<b>1.410</b>	<b>100 %</b>
<b>1980</b>	<b>720</b>	<b>36,3 %</b>	<b>290</b>	<b>14,6 %</b>	<b>106</b>	<b>5,3 %</b>	<b>85</b>	<b>4,3 %</b>	<b>781</b>	<b>39,4 %</b>	<b>1.982</b>	<b>100 %</b>
<b>1990</b>	<b>976</b>	<b>41,9 %</b>	<b>255</b>	<b>10,9 %</b>	<b>107</b>	<b>4,6 %</b>	<b>70</b>	<b>3,0 %</b>	<b>923</b>	<b>39,6 %</b>	<b>2.332</b>	<b>100 %</b>
<b>1991</b>	<b>1.010</b>	<b>42,3 %</b>	<b>234</b>	<b>9,8 %</b>	<b>107</b>	<b>4,5 %</b>	<b>79</b>	<b>3,3 %</b>	<b>955</b>	<b>40,0 %</b>	<b>2.386</b>	<b>100 %</b>
<b>1995</b>	<b>1.124</b>	<b>43,0 %</b>	<b>222</b>	<b>8,5 %</b>	<b>115</b>	<b>4,4 %</b>	<b>82</b>	<b>3,1 %</b>	<b>1.070</b>	<b>41,0 %</b>	<b>2.613</b>	<b>100 %</b>
<b>1997</b>	<b>1.180</b>	<b>43,0 %</b>	<b>239</b>	<b>8,7 %</b>	<b>119</b>	<b>4,3 %</b>	<b>82</b>	<b>3,0 %</b>	<b>1.124</b>	<b>41,0 %</b>	<b>2.744</b>	<b>100 %</b>
<b>1998</b>	<b>1.249</b>	<b>44,0 %</b>	<b>239</b>	<b>8,4 %</b>	<b>122</b>	<b>4,3 %</b>	<b>85</b>	<b>3,0 %</b>	<b>1.142</b>	<b>40,2 %</b>	<b>2.837</b>	<b>100 %</b>
<b>1999</b>	<b>1.287</b>	<b>44,0 %</b>	<b>236</b>	<b>8,1 %</b>	<b>122</b>	<b>4,2 %</b>	<b>85</b>	<b>2,9 %</b>	<b>1.197</b>	<b>40,9 %</b>	<b>2.927</b>	<b>100 %</b>
<b>2000</b>	<b>1.319</b>	<b>43,2 %</b>	<b>250</b>	<b>8,2 %</b>	<b>128</b>	<b>4,2 %</b>	<b>85</b>	<b>2,8 %</b>	<b>1.270</b>	<b>41,6 %</b>	<b>3.052</b>	<b>100 %</b>
<b>2001</b>	<b>1.344</b>	<b>44,0 %</b>	<b>241</b>	<b>7,9 %</b>	<b>126</b>	<b>4,1 %</b>	<b>87</b>	<b>2,8 %</b>	<b>1.254</b>	<b>41,1 %</b>	<b>3.051</b>	<b>100 %</b>
<b>2002</b>	<b>1.376</b>	<b>44,7 %</b>	<b>236</b>	<b>7,7 %</b>	<b>125</b>	<b>4,1 %</b>	<b>85</b>	<b>2,8 %</b>	<b>1.255</b>	<b>40,8 %</b>	<b>3.076</b>	<b>100 %</b>
<b>1995-02</b>	<b>+ 22 %</b>		<b>+ 6 %</b>		<b>+ 9 %</b>		<b>+ 3 %</b>		<b>+ 17 %</b>		<b>+ 18 %</b>	

Absolute Angaben jeweils in 1.000 Mio. Tkm

Tabelle 2: Entwicklung des Güterverkehrs in der EU 15 von 1970 bis 2002

(Quelle: EU-KOMMISSION (2004), S. 34)

Aufgrund dessen erfolgt an dieser Stelle eine weitere Abgrenzung des Untersuchungsrahmens. Wegen der geringen Bedeutung des Flugzeugs für den Güterverkehr in Deutschland und der Europäischen Union sowie der Tatsache, dass sich Pipelines lediglich zur Beförderung von Flüssigkeiten eignen und kein Verkehrsmittel nach DIN 30781<sup>13</sup> darstellen und infolgedessen keine generelle Vergleichbarkeit mit den Verkehrsmitteln Bahn, Lkw und Schiff gegeben ist, werden diese im weiteren Verlauf der Arbeit nicht weiter in Betracht gezogen.

Würden zusätzlich andere Länder wie beispielsweise die USA (vgl. Tabelle 3) in die Analyse einbezogen oder ein weltweiter Durchschnittswert zu Grunde gelegt, ergäben sich abweichende Relationen für den Binnenverkehr in Deutschland und der Europäischen Union.<sup>14</sup> Um dies zu vermeiden werden sich die weiteren Untersuchungen auf Deutschland und die Europäische Union beschränken, die zumindest ähnliche Relationen (vgl. Tabelle 3) aufweisen. Um den Modal Split des Güterverkehrs vergleichen zu können, musste aufgrund der Datengrundlage der Seeverkehr außen vor gelassen werden. Außerdem beinhaltet der Straßenverkehr der USA nicht den kompletten Lkw-Verkehr, sondern verzichtet auf den gesamten Liefer- und Baustellenverkehr per Lkw.<sup>15</sup> Aus Tabelle 3 kann deshalb nur ein abweichender Modal Split in den USA im Vergleich zur Europäischen Union vermutet werden.

<sup>12</sup> Vgl. EU-KOMMISSION (2004), S. 34.

<sup>13</sup> Vgl. DEUTSCHES INSTITUT FÜR NORMUNG E.V. (1989), Teil 2, S. 4.

<sup>14</sup> Vgl. BORKEN, J.; PATYK, A.; REINHARDT, G. (1999), S. 60.

<sup>15</sup> Vgl. EU-KOMMISSION (2004), S. 38, S. 75.

	<b>Straße</b>	<b>Schiene</b>	<b>Binnenschifffahrt</b>	<b>Pipelines</b>
<b>Deutschland*</b>	69,7 %	14,5 %	12,8 %	3,0 %
<b>EU 25*</b>	72,2 %	16,3 %	6,0 %	5,6 %
<b>EU 15*</b>	75,5 %	12,9 %	6,9 %	4,6 %
<b>USA**</b>	30,3 %	43,1 %	10,0 %	16,6 %

\*für das Jahr 2002; \*\* für das Jahr 2001

Tabelle 3: Modal Split des Güterverkehrs in Deutschland, der EU und den USA

(Quelle: EU-KOMMISSION (2004), S. 38 und S. 75)

Eine Übersicht (vgl. Tabelle 43) mit dem Modal Split differenziert nach allen EU-Staaten sowie ein Überblick über die Entwicklung des Modal Splits in den USA (vgl. Tabelle 44) befindet sich im Anhang.

Zusammenfassend ist somit festzuhalten, dass sich diese Arbeit mit der ökologischen Bewertung von Transportprozessen im Güterverkehrssektor bezüglich der Verkehrsmittel Bahn, Schiff und Lkw im deutschen sowie im europäischen Kontext beschäftigen wird (vgl. Abbildung 2). Im folgenden Abschnitt wird nun die Relevanz der Themenstellung verdeutlicht, aber auch eine Erweiterung des Analyserahmens über die ökologische Bewertung hinaus zu einer nachhaltigen Betrachtungsweise von Transportprozessen vorgenommen.

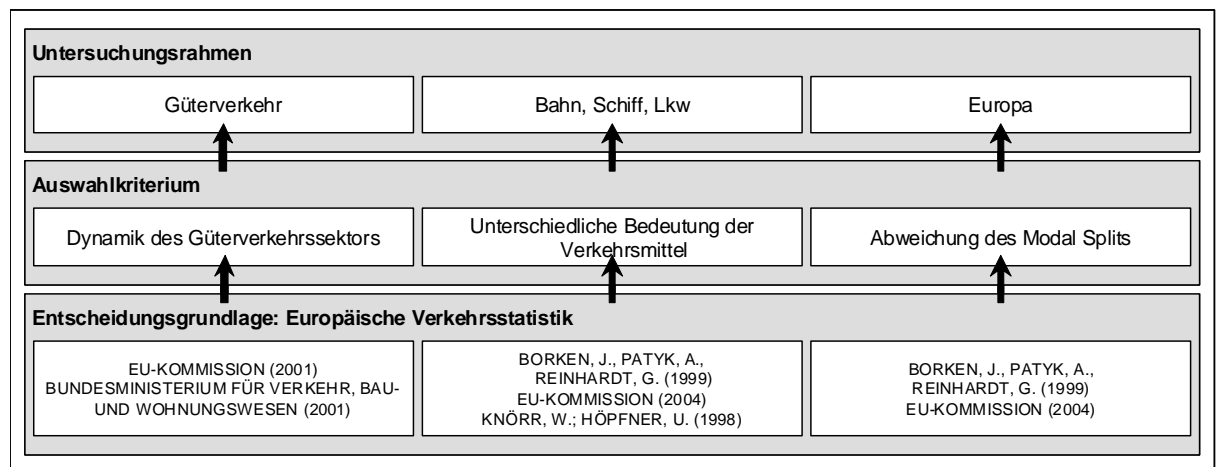


Abbildung 2: Abgrenzung des Untersuchungsrahmens

(Quelle: eigene Darstellung)

## 1.2 Verkehrspolitik auf Grundlage Nachhaltiger Entwicklung

Wie aus dem vorangegangenen Abschnitt hervorgeht, wird die Nachfrage (vgl. Tabelle 1) nach Verkehrsleistungen auch zukünftig einem starken Wachstum unterliegen. Ein Zuwachs im bereits beschriebenen Maße führt jedoch zu einer weiteren Verschärfung der Engpassproblematik der Straße, welche sich nicht allein durch den Ausbau der Straßeninfrastruktur bewältigen lässt. Wenn die Straße zum Engpass der logistischen Transportkette zu werden droht, hätte das eine Verschlechterung der Transportqualität zur Folge, was wiederum nicht ausschließlich den Verkehrssektor nachhaltig berühren, sondern vielmehr die Interessen der gesamten Volkswirtschaft betreffen würde. Hintergrund ist die Tatsache, dass sich ein reibungsloser Ablauf des Verkehrs entscheidend auf die Attraktivität eines jeden Wirtschaftsstandortes auswirkt und zudem, hinsichtlich der durch den Verkehr verursachten ökologischen und sozialen Probleme, zur Nachhaltigen Entwicklung beitragen kann.<sup>16</sup> Kritisch anzumerken ist in diesem Zusammenhang auch die uneinheitliche Entwicklung der gemeinsamen europäischen

<sup>16</sup> Vgl. BUNDESMINISTERIUM FÜR VERKEHR, BAU- UND WOHNUNGSWESEN (2001), S. 3.

Verkehrspolitik. Denn trotz der erfolgreichen Öffnung der europäischen Verkehrsmärkte existieren Wettbewerbsverzerrungen, die sich auf eine unzureichende Harmonisierung der Steuer- und Sozialvorschriften zurückführen lassen. Daraus resultieren die aktuellen Hauptprobleme des europäischen Verkehrssystems: ungleiches Wachstum, Überlastung der Verkehrsträger sowie Umweltbelastungen. Da also die Erweiterung der Verkehrsinfrastruktur und die Öffnung der Märkte nicht allein dazu beitragen können, die stetig steigende Nachfrage nach Verkehrsleistungen zu befriedigen, sollte eine Optimierung des Verkehrssystems angestrebt werden, welches vor einem wirtschaftlichen, ökologischen sowie sozialen Hintergrund dauerhaft tragbar ist.<sup>17</sup>

In der Europäischen Union herrscht im Allgemeinen Übereinstimmung darüber, dass ein modernes Verkehrssystem nicht nur wirtschaftlichen, sondern auch ökologischen und sozialen Ansprüchen dauerhaft genügen sollte. Daraus wurde die Zielstellung abgeleitet eine gemeinsame europäische Verkehrspolitik zu implementieren, die sich auf einer dauerhaft tragbaren Entwicklung, in der Literatur als Nachhaltige Entwicklung oder Sustainable Development bezeichnet, gründet.<sup>18</sup> Das Konzept der Nachhaltigkeit umfasst die drei Dimensionen Wirtschaft, Ökologie und Soziales. Dabei ist es nicht im Sinne der Nachhaltigkeit, dem einen oder anderen Aspekt der vielschichtigen Verkehrswirkungen unterschiedliche Bedeutung beizumessen. Ziel dagegen ist die Berücksichtigung aller Dimensionen einer Nachhaltigen Entwicklung und diese in ein ausgewogenes Gleichgewicht zu bringen.<sup>19</sup>

Aufgrund der schädlichen Einflüsse des Verkehrs auf den Menschen, die Tier- und Pflanzenwelt sowie auf Bauwerke (vgl. Kapitel 2.2), spiegelt die Verkehrsstruktur den Nachhaltigkeitsgedanken nicht in ausreichendem Maße wieder. Infolgedessen ergeben sich aus der Anwendung der Nachhaltigkeitsdimensionen auf den Verkehr folgende Konsequenzen. Für die Wirtschaftliche Dimension erschließt sich daraus die Sicherstellung der Mobilität von Personen und Gütern, welche für eine erfolgreiche wirtschaftliche Entwicklung notwendig ist, innerhalb des finanziellen Rahmens der Öffentlichkeit und der privaten Budgets. Die Ökologische Dimension wird einerseits determiniert durch die Vorgabe nichtregenerative Ressourcen lediglich in dem Umfang zu nutzen wie erneuerbare Substitute entwickelt werden können und andererseits durch die Forderung maximal so viel Emissionen an die Umwelt abzugeben wie sie in der Lage ist aufzunehmen.<sup>20</sup> Aus der Ökologischen Dimension lässt sich für den Verkehr des Weiteren die Soziale Dimension ableiten und unter dem Begriff Umwelt zusammenfassen.<sup>21</sup> Für die Soziale Dimension gelten darauf hin die Gewährleistung der Teilnahme am sozialen Leben, das Einhalten festgelegter Gesundheitsstandards hinsichtlich Luftverschmutzung und Lärmbelastung sowie das Minimieren der Unfallrisiken.<sup>22</sup>

Folglich ist festzustellen, dass eine Bewertung von Transportprozessen nur nach ökonomischen Gesichtspunkten dem erwähnten gesamteuropäischen Ziel einer Nachhaltigen Entwicklung nicht entspricht, zumal diese bereits über den Markt geregelt werden. Aufgrund dessen ist es notwendig ebenfalls Belastungen für die Gesellschaft und die Umwelt in die Bewertung

<sup>17</sup> Vgl. EU-KOMMISSION (2001), S. 6-7.

<sup>18</sup> Vgl. EU-KOMMISSION (1998), S. 5.

<sup>19</sup> Vgl. BREITZMANN, K.-H. (2000), S. 5

<sup>20</sup> Vgl. PETERSEN, R. (1998), S. 4.

<sup>21</sup> Vgl. WICKE, L. (1987), S. 747.

<sup>22</sup> Vgl. PETERSEN, R. (1998), S. 4.

von Transportprozessen einzubeziehen. Daraus ergibt sich für die Verkehrspolitik die Aufgabe, die Dimensionen der Nachhaltigkeit stärker in das Bewusstsein der Öffentlichkeit zu rücken, beispielsweise durch die Integration neben der Wirtschaftlichen Dimension auch der Ökologischen und der Sozialen Dimension in die Mechanismen des Marktes. Somit sehen sich Anbieter und Nutzer von Verkehrsleistungen einer veränderten Entscheidungsgrundlage gegenüber, die sie dazu veranlasst, die Konsequenzen aller Nachhaltigkeitsdimensionen auf die Transportprozessbewertung einzubeziehen.<sup>23</sup>

Hieraus lässt sich, neben den bereits vorgenommen Eingrenzungen des Untersuchungsrahmens (vgl. Kapitel 1.1), schließlich ableiten, dass in dieser Arbeit neben der ökonomischen Bewertung das Hauptaugenmerk auf der ökologischen Bewertung liegt, insbesondere auf der theoretischen Fundierung und der Umsetzung in der Praxis einerseits durch Softwaretools und andererseits durch die Anwendung in Fallstudien. In diesem Zusammenhang wird im nächsten Abschnitt gezeigt, welche Maßnahmen es bedarf, eine nachhaltige Verkehrspolitik in die Praxis umzusetzen ohne die Volkswirtschaft negativ zu beeinflussen.

### 1.3 Fallstudie: Dauerhaft umweltgerechter Verkehr

Im Rahmen einer Untersuchung des OECD-Projekts „Environmentally Sustainable Transport“ (EST) mit Fallstudien in verschiedenen Ländern (vgl. im Anhang Tabelle 45) galt es zu zeigen, dass auch eine nachhaltige Verkehrspolitik wirtschaftliches Wachstum fördert und Beschäftigung sichert. Dabei stand der Anspruch im Vordergrund, dass nachhaltige Mobilität die Mobilität der Menschen sichern aber auch die vom Verkehr verursachten Belastungen vermeiden oder wenigstens verringern soll. Die Studie beschreibt anhand drei verschiedener Szenarien Wege und Möglichkeiten, wie nachhaltiger Verkehr zukünftig gestaltet werden kann, nennt die positiven Auswirkungen einer nachhaltigen Verkehrspolitik und stellt anschließend einen Maßnahmenkatalog auf, wie die vorgegebenen Ziele zu erreichen sind. Die beschriebene Untersuchung konzentriert sich dabei auf den Raum Deutschland und orientiert sich am Basisjahr 1990 sowie am Zieljahr 2030. Sie beschäftigt sich im Kern mit unterschiedlichen Maßnahmen zur Verminderung der CO<sub>2</sub>-Emissionen im Verkehr und untersucht daraufhin die Konsequenzen einer umweltfreundlichen Verkehrspolitik hinsichtlich ökonomischer Aspekte sowie Belange des Arbeitsmarktes.<sup>24</sup>

Im so genannten „Business-As-Usual“-Szenario (kurz BAU-Szenario) wird zunächst verdeutlicht, wie sich der Verkehrssektor im Jahr 2030 präsentiert, wenn keine Maßnahmen zur Umgestaltung des Verkehrssystems ergriffen werden. Demnach würde der Autoverkehr in Deutschland im Vergleich zum Jahr 2001 um etwa 50 Prozent ansteigen und sich der Straßengüterverkehr mehr als verdoppeln. Dies hätte weiterhin einen um 30 Prozent höheren CO<sub>2</sub>-Ausstoß, keine Verbesserungen hinsichtlich der Lärmbelastung sowie eine fortschreitende Flächenversiegelung und Zerschneidung der Naturräume zur Folge.<sup>25</sup>

Demgegenüber wurden in dem OECD-Projekt im Hinblick auf eine nachhaltige Verkehrsentwicklung die so genannten EST-Kriterien festgelegt, die ebenso für die deutsche Fallstudie gelten. Zum einen sollen bis zum Jahr 2030 verglichen mit dem Jahr 1990 die CO<sub>2</sub>-Emissio-

<sup>23</sup> Vgl. SWINARSKI, B. (2005), S. 7-8.

<sup>24</sup> Vgl. UMWELTBUNDESAMT (2001), S. 3-4.

<sup>25</sup> Vgl. UMWELTBUNDESAMT (2001), S. 3-4.

nen um 80 Prozent, der Ausstoß von Stickoxiden (NO<sub>x</sub>) sowie von flüchtigen organischen Verbindungen (VOC) um 90 Prozent und die Abgabe von Rußpartikeln um 99 Prozent gesenkt werden. Bezogen auf den Verkehrslärm werden für das Jahr 2030 ein allgemeiner Höchstwert von 65 dB(A) und jeweils eine Obergrenze in Wohngebieten von tagsüber 55 dB(A) und nachts von 45 dB(A) angestrebt. Schließlich soll zukünftig eine weitere Zerschneidung von zusammenhängenden Gebieten durch Verkehrsinfrastruktur vermieden werden.<sup>26</sup>

In den drei EST-Szenarien werden unterschiedliche Wege hin zu einem nach der Ansicht der OECD-Expertengruppe dauerhaft umweltgerechten Verkehr vorgestellt, welche so konzipiert sind, dass sie die EST-Kriterien unter Voraussetzung entsprechender Maßnahmen bis zum Jahr 2030 erfüllen werden. Die Szenarien sollten jedoch nicht als realistische Möglichkeiten angesehen werden, sondern lediglich zur Veranschaulichung dienen, welche technischer Fortschritt und welche einschneidenden Veränderungen im Verkehrsverhalten von Nöten sind, um die Zielkriterien zu erfüllen. Im Einzelnen werden im ersten Szenario (EST1) die rein technischen Möglichkeiten zur Erreichung eines umweltgerechten Verkehrssystems vor dem Hintergrund eines weiterhin anhaltenden Verkehrswachstums verfolgt. Das zweite Szenario (EST2) dagegen untersucht, inwiefern die Ziele mittels Verkehrsverminderungs- und Verkehrsverlagerungsstrategien unter Nichtberücksichtigung der technischen Optionen zu erreichen sind. Im dritten Szenario (EST3) werden schließlich die Strategien aus EST1 und EST2 zusammengeführt. Tabelle 4 gibt hierzu einen detaillierten Überblick über sämtliche betrachtete Szenarien.<sup>27</sup>

Abschließend sei noch auf zwei zentrale Annahmen hingewiesen. Sowohl im BAU-Szenario als auch in den drei EST-Szenarien wird davon ausgegangen, dass die Bevölkerungszahl bis zum Jahr 2010 leicht anwächst, aber danach wieder rückläufig ist, bis sie den heutigen Stand wieder erreicht, und es wird zudem ein moderates Wirtschaftswachstum zu Grunde gelegt. Bei allen Szenarien beziehen sich die Überlegungen auf das Basisjahr 1990 und das Zieljahr 2030.<sup>28</sup>

Bezeichnung	Wege zum nachhaltigen Verkehr im Jahr 2030
[BAU] <b>Das Business-As-Usual-Szenario</b> (Verkehrswende bleibt aus)	Annahmen für BAU-Szenario: <ul style="list-style-type: none"> <li>• Kein signifikanter Kurswechsel in der Verkehrspolitik.</li> <li>• Keine neuen Lösungen in der Verkehrstechnik.</li> <li>• Moderater Anstieg der Treibstoffpreise.</li> <li>• Anstieg der Verkehrsleistung im Güterverkehr um 80 Prozent, Stagnation des Eisenbahngüterverkehrs.</li> <li>• Der Straßengüterverkehr wächst um rund 150 Prozent, die Binnenschifffahrt um 51 Prozent und die Seeschifffahrt um 77 Prozent.</li> <li>• Der Auslastungsgrad der Lkw sinkt, und somit steigen ihre Fahrleistungen überproportional (um 140 Prozent).</li> <li>• Automobilbestand bei 68 Millionen Pkw.</li> <li>• Zunahme des Luftverkehrs (Personen) um 400 Prozent.</li> <li>• Rückgang aller betrachteten Emissionen aufgrund verbesserter Abgastechnik außer CO<sub>2</sub>.</li> <li>• CO<sub>2</sub>-Ausstoß steigt um 30 Prozent.</li> <li>• Deutlicher Anstieg der Lärmbelastung und des Flächenverbrauchs.</li> </ul>
[EST1] <b>Das Technologie-Szenario</b> erfüllt die EST-Kriterien allein durch Verbesserungen in der Fahrzeugtechnik und die Einführung alternativer Treibstoffe und Antriebe.	Im EST1-Szenario gelten die gleichen Fahrleistungen und Verkehrsleistungen wie im BAU-Szenario. Die EST-Kriterien im Technologie-Szenario sollen allein mittels technischer Maßnahmen erfüllt werden: <ul style="list-style-type: none"> <li>• Elektrische Energie zu 90 Prozent aus regenerativen Quellen.</li> <li>• Hypercars mit Treibstoffverbrauch von 1,5 Liter Benzin auf 100 km.</li> <li>• Lkw, Busse und Flugzeuge mit Wasserstoffantrieben, der mit Hilfe von regenerativen Energiequellen produziert wird.</li> <li>• Kaum noch Motoren- und Rollgeräusche im Straßenverkehr durch neue Materialien und verbessertes Design der Reifen, Absorber und lärm-dämmende Verkleidungen der Räder sowie lärmarme Fahrbahndeckschichten.</li> <li>• Reduktion des Lärms bei Schienenfahrzeugen um bis zu 16 dB(A) gegenüber 1990 durch Austausch von herkömmlichen Klotzbremsen durch Scheibenbremsen, die Optimierung der Räder, der Einsatz von Radabsorbent, die Installation lärm-dämmender Radeinhausungen, akustisch optimiertes Schienenschleifen.</li> </ul>

<sup>26</sup> Vgl. UMWELTBUNDESAMT; WUPPERTAL INSTITUT FÜR KLIMA, UMWELT, ENERGIE GmbH (1997), S. 357.

<sup>27</sup> Vgl. UMWELTBUNDESAMT (2001), S. 18.

<sup>28</sup> Vgl. UMWELTBUNDESAMT; WUPPERTAL INSTITUT FÜR KLIMA, UMWELT, ENERGIE GmbH (1997), S. 359.

<p>[EST2]  <b>Das Verkehrsmanagement-Szenario</b>                  setzt allein auf Strategien zur Beeinflussung der Verkehrsnachfrage (Vermeiden und Verlagern)</p>	<p>Die Philosophie des EST2-Szenarios ist, dass die EST-Kriterien bei gleicher Technik wie im BAU-Szenario allein durch die Beeinflussung des Verkehrsverhaltens erfüllt werden:</p> <ul style="list-style-type: none"> <li>• Reduzierung der Fahrleistungen der Pkw gegenüber 1990 um 90 Prozent und der Lkw um 74 Prozent.</li> <li>• Verminderung des Verkehrsaufwand im Flugverkehr um 84 Prozent.</li> <li>• Zunahme der Verkehrsleistung im öffentlichen Personenverkehr (ohne Flugverkehr) um 150 Prozent.</li> </ul>
<p>[EST3]  <b>Das Kombinations-Szenario</b>                  vereint die Strategie des technischen Wandels im Verkehr mit der Beeinflussung der Verkehrsnachfrage (Bewusstes Mobilitätsverhalten und moderne Technik)</p>	<p>Im Kombinations-Szenario (EST3) werden die Bestandteile aus EST1 und EST2 zusammengeführt:</p> <ul style="list-style-type: none"> <li>• Keine Verwendung von Wasserstoff als Energieträger aufgrund seiner energieintensiven sowie kostspieligen Produktion, Behandlung und Lagerung.</li> <li>• Konventionelle aber hocheffiziente Technologie der Straßenfahrzeuge mit einem vergleichsweise geringeren Gewicht, einem geringeren Luft- sowie Rollwiderstand.</li> <li>• Nutzung kompakter und leichter Fahrzeuge mit konventionellen Antrieben, die extrem sparsam sind.</li> <li>• Keine dieselbetriebenen Motoren mehr in Pkw und leichten Nutzfahrzeugen.</li> <li>• Pkw mit Ottomotoren verfügen über eine hochgradig effektive Katalysator- und Motormanagement-Technologie, so dass sie nahezu den Nullemissionsstandard erreichen.</li> <li>• Verringerung der NO<sub>x</sub>-Emissionen bei Dieselmotoren durch selektive katalytische Reduktion (SCR).</li> <li>• Gegenüber BAU sind die Emissionen von NO<sub>x</sub>, PM und CO<sub>2</sub> weitgehend reduziert.</li> <li>• Elektrizität für die Bahn zu mehr als 50 Prozent aus regenerativen Quellen.</li> <li>• Anstieg der Lärmbelastung wie in EST1.</li> </ul>

Tabelle 4: Zusammenfassung der Szenarien-Verkehr im Jahr 2030  
 (in Anlehnung an: UMWELTBUNDESAMT (2001), S. 12-22)

Die beschriebene Untersuchung kommt nach der Analyse der Szenarien zu dem Ergebnis, dass die Emissionsziele nur durch die technischen Verbesserungen nicht erfüllbar sind und der Verkehr in der Luft und auf der Straße abnehmen muss, wobei gleichzeitig das Ausmaß der Mobilität konstant bleiben kann, wenn die Menschen vermehrt umweltfreundliche Verkehrsmittel nutzen. Weiterhin ist eine Umschichtung des Individualverkehrs hin zum öffentlichen Verkehr sinnvoll, wenn in diesem Bereich zusätzlich auf moderne umweltfreundliche Technik zurückgegriffen wird. Die Lärmbelastungen lassen sich nur dann reduzieren, wenn das Verkehrsaufkommen insgesamt zurückgeht und Geschwindigkeitsbegrenzungen verschärft werden. Außerdem kann die Zerschneidung der Naturräume durch die Verkehrsinfrastruktur lediglich durch ein verändertes Mobilitätsverhalten der Menschen verhindert werden. Zusammenfassend ist zu sagen, dass das Verkehrsniveau des gesamten Verkehrssektors aus dem Jahr 1990 beibehalten werden kann, wobei es bezüglich des Güterverkehrs zu einem Anstieg um fast 20 Prozent kommt. Allerdings wird sich der Modal Split, wie in Tabelle 5 dargestellt, ändern.<sup>29</sup>

Verkehrsträger	Szenarien			
	1990	2030 BAU	2030 EST2	2030 EST3
<b>Schiene</b>	104	104	<b>269</b>	<b>468</b>
<b>Binnenschiff</b>	56	85	109	105
<b>Straße</b>	<b>202</b>	<b>487</b>	52	64

Angaben in Mrd. Tkm

Tabelle 5: Verkehrsleistung im Güterverkehr der diversen Szenarien  
 (in Anlehnung an: UMWELTBUNDESAMT (2001), S. 23)

Es ist ebenso möglich, die Ziele zur Luftreinhaltung und zum Klimaschutz mit Hilfe aller Szenarien zu erreichen. Das Kriterium hinsichtlich der Lärmbelastung kann allerdings nur im EST3-Szenario erfüllt werden (vgl. Tabelle 6). Die Absicht keine weiteren Flächenzerschneidungen zuzulassen, kann sowohl im EST2-Szenario als auch im EST3-Szenario erfolgreich verfolgt werden.<sup>30</sup>

<sup>29</sup> Vgl. UMWELTBUNDESAMT (2001), S. 23-24.

<sup>30</sup> Vgl. UMWELTBUNDESAMT; WUPPERTAL INSTITUT FÜR KLIMA, UMWELT, ENERGIE GmbH (1997), S. 377.

Szenarien		2030 BAU	2030 EST1	2030 EST2	2030 EST3
	1990				
<b>Straßenverkehr</b>	16% der Bevölkerung sind Pegeln über 65 dB(A) ausgesetzt	16% der Bevölkerung sind Pegeln über 65 dB(A) ausgesetzt	4% der Bevölkerung sind Pegeln über 65 dB(A) ausgesetzt	keine Pegel über 65 dB(A)	keine Pegel über 65 dB(A)
<b>Schiennenverkehr</b>	3% der Bevölkerung sind Pegeln über 65 dB(A) ausgesetzt	3% der Bevölkerung sind Pegeln über 65 dB(A) ausgesetzt	keine Pegel über 55 dB(A)	4,5% der Bevölkerung sind Pegeln über 65 dB(A) ausgesetzt	keine Pegel über 65 dB(A)

Tabelle 6: Durch Verkehrslärm hochbelastete Bevölkerungsanteile

(Quelle: UMWELTBUNDESAMT; WUPPERTAL INSTITUT FÜR KLIMA, UMWELT, ENERGIE GmbH (1997), S. 377)

Aus den Untersuchungen und deren Ergebnissen wurde ein Maßnahmenbündel entwickelt, mit Hilfe dessen ein nachhaltiges Verkehrssystem realisiert werden kann. Die zentralen Maßnahmen beziehen sich auf das Festlegen von Grenzwerten für den CO<sub>2</sub>-Ausstoß für alle Fahrzeugarten, eine lenkend eingesetzte Mineralölsteuer sowie eine Schwerverkehrsabgabe.<sup>31</sup> Weiterhin soll der Anstieg des Verkehrsaufkommens mittels steuerpolitischer Maßnahmen und der gezielten Schaffung verkehrsarmer Siedlungsstrukturen und regionaler Wirtschaftskreisläufe verlangsamt werden.<sup>32</sup> In Bezug auf die Lärmbelastung soll eine deutliche Reduzierung durch Emissionsgrenzwerte für Schienen- und Straßenfahrzeuge, für Reifen und Fahrbahnen<sup>33</sup> sowie Begrenzungen der Geschwindigkeit erreicht werden.<sup>34</sup> Eine gänzliche Vermeidung eines Lärmpegels von über 55 dB(A) an städtischen Hauptverkehrsstraßen ist nicht realisierbar.<sup>35</sup> Tabelle 46 im Anhang vermittelt eine vollständige Zusammenfassung des Maßnahmenkatalogs.

Mit den Ergebnissen der Untersuchung wird weiterhin gezeigt, dass die Umgestaltung einer vom Straßengüterverkehr dominierten Verkehrspolitik hin zu einer nachhaltigen Verkehrspolitik keinen wirtschaftlichen Zusammenbruch nach sich zieht.<sup>36</sup> Zu diesem Zweck wurde das EST3-Szenario unter der Bedingung der CO<sub>2</sub>-Reduktion um 80 Prozent („EST-80%“) entwickelt. Zusätzlich wurde für die ökonomische Analyse eine Variante mit einer CO<sub>2</sub>-Reduktion um 50 Prozent („EST-50%“) entworfen. Hintergrund war die Vermutung, dass der Zeitraum bis zum Jahr 2030 zu kurz sein könnte und negative Auswirkungen ausgeschlossen werden sollten.<sup>37</sup> Die Untersuchung der Wirtschaftsindikatoren offenbarte eher geringe Auswirkungen, obwohl die Maßnahmen des „EST-80%“-Szenarios einen entscheidenden Wandel in der heutigen Verkehrspolitik bedeuten. Bei Betrachtung der einzelnen Wirtschaftssektoren fallen dagegen deutlichere Unterschiede auf. Beispielsweise wird die Nachfrage in der Mineralölindustrie und der Fahrzeugproduktion nachlassen, in der Bauindustrie und bei den Dienstleistungen aber gegenüber des BAU-Szenarios ansteigen.<sup>38</sup>

Im Einzelnen betrachtet, zeichnet sich zu Beginn des untersuchten Zeitraums ein geringeres Wachstum des Bruttoinlandsprodukts im „EST-80%“-Szenario als im BAU-Szenario ab. Allerdings wird für das Ende des Zeitraums ein höheres Bruttoinlandsprodukt im „EST-80%“-Szenario als im BAU-Szenario prognostiziert. Eine negative Entwicklung ist dagegen auf dem

<sup>31</sup> Vgl. UMWELTBUNDESAMT (2001), S. 29-31.

<sup>32</sup> Vgl. Ebenda, S. 37.

<sup>33</sup> Vgl. Ebenda, S. 46.

<sup>34</sup> Vgl. Ebenda, S. 34.

<sup>35</sup> Vgl. Ebenda, S. 43.

<sup>36</sup> Vgl. UMWELTBUNDESAMT (2001), S. 60.

<sup>37</sup> Vgl. Ebenda, S. 52.

<sup>38</sup> Vgl. Ebenda, S. 60.



Arbeitsmarkt zu verzeichnen, die lediglich im „EST-50%“-Szenario zufrieden stellend gelöst werden kann, welches auch hinsichtlich der Wirtschaftsentwicklung vorteilhafter erscheint (vgl. Tabelle 7). So konnte schließlich gezeigt werden, dass eine am Konzept der Nachhaltigkeit ausgerichtete Verkehrspolitik zu einer positiven Entwicklung der Wirtschaft sowie zur Verbesserung der Beschäftigungslage führen kann. Als Voraussetzung zur Erreichung einer nachhaltigen Verkehrspolitik bedarf es letztendlich einer Strategie, in der restriktive Maßnahmen und Anreize zur technologischen Entwicklung gleichermaßen verfolgt werden.<sup>39</sup>

	1990	BAU	2030		Differenz	
			EST-80 %	EST-50 %	EST-80 % und BAU	EST-50 % und BAU
<b>Beschäftigung</b> (Mio. Personen)	34,921	32,206	31,871	32,541	-1,0 %	+1,0 %
<b>Kapitalstock</b> (Mrd. Euro)	5.395	6.673	6.592	6.602	-1,2 %	-1,1 %
<b>Produktivität</b> (1/1000)	11,000	11,000	11,309	11,256	+2,8 %	+2,3 %
<b>Bruttoinlandsprodukt</b> (Mrd. Euro)	1.432	2.709	2.711	2.741	+0,1 %	+1,2 %

Tabelle 7: Auswirkung auf Wirtschaftsindikatoren  
(Quelle: UMWELTBUNDESAMT (2001), S. 59)

Aus dem europäischen Ziel einer gemeinsamen nachhaltigen Verkehrspolitik (vgl. Kapitel 1.1) sowie der vorliegenden Fallsstudie, die zeigt, dass ein auf Nachhaltigkeit ausgerichtetes Verkehrssystem auch wirtschaftlich dauerhaft tragbar sein kann, wird klar, welche Bedeutung die ökologische Bewertung von Transportprozessen neben der ökonomischen Bewertung besitzt. Es wird aber auch deutlich, dass ein nachhaltiges Verkehrssystem nicht durch die Unternehmen beziehungsweise durch die Marktmechanismen geschaffen wird, sondern dass es einem gesellschaftlichen Umdenken sowie politischer Vorgaben beziehungsweise Rahmenbedingungen bedarf. Aufgrund dieser Feststellungen erfolgen die weiteren Betrachtungen in dieser Arbeit nicht nur aus der Sicht der Unternehmen sondern aus einer gesellschaftspolitischen Perspektive (vgl. Abbildung 3).

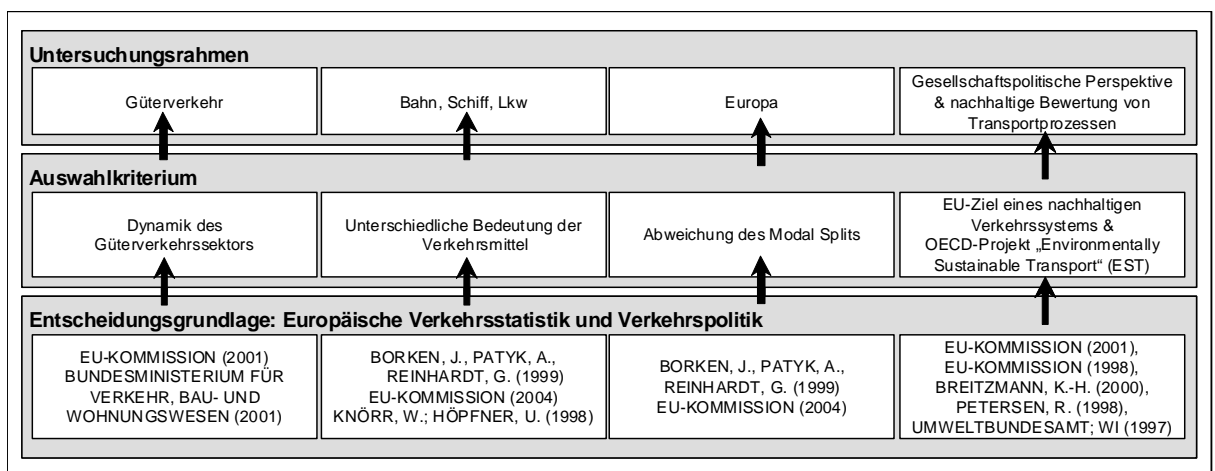


Abbildung 3: Erweiterung des Untersuchungsrahmens  
(Quelle: eigene Darstellung)

<sup>39</sup> Vgl. Ebenda, S. 61.

## 1.4 Definition wesentlicher logistischer Termini

Bevor auf die ökologische Bewertung von Transportprozessen eingegangen werden kann, müssen wesentliche Begriffe der Logistik, die bezüglich des Themas von Bedeutung sind, geklärt werden. Es erfolgt die begriffliche Einordnung der Termini Logistik, Verkehr, Transport, Transport- und Verkehrsleistung, Transportkette sowie Kombierter Verkehr.

### 1.4.1 Einordnung des Oberbegriffs Verkehr

Unter *Verkehr* werden im Allgemeinen alle Möglichkeiten der räumlichen und zeitlichen Übertragung von Personen, Sachgütern und Nachrichten subsumiert.<sup>40</sup> Diese Definition wird durch HEINZE, G. W. (1997) um den Aspekt der Ursächlichkeit des Verkehrs erweitert. Er formuliert: „Verkehr gilt als die Raumüberwindung von Personen, Gütern und Nachrichten, die in einem Raum mit einer größeren Zahl von Ausgangs- und Zieleinheiten mit gewisser Regelmäßigkeit stattfindet. Verkehr ist also damit die Gesamtzahl aller Ortsveränderungen innerhalb, außerhalb und zwischen den Einrichtungen zur Ausübung menschlicher Tätigkeiten in einem bestimmten Raum und Zeitraum.“<sup>41</sup> Abgrenzend dazu ist jedoch aus den in Abschnitt 1.1 genannten Gründen für weitere Betrachtungen lediglich der Gütertransport relevant. Güterverkehr und Personenverkehr unterscheiden sich dahingehend, dass der Güterverkehr die Gesamtheit der versendeten Güter umfasst und der Personenverkehr alle Fahrten und Reisen von Personen und sämtliche Ortsveränderungen von Fußgängern.<sup>42</sup>

Wie bereits erwähnt, umfasst der Verkehr sämtliche Ortsveränderungen von Personen, Gütern und Fahrzeugen und stellt somit einen Oberbegriff zur Transportkette dar, welche den Teilbereich des Verkehrs abdeckt, in dem eine technische und organisatorische Verknüpfung der Vorgänge zur Ortsveränderung von Personen und Gütern stattfindet.<sup>43</sup> Die Planung, Steuerung und Überwachung dieser Vorgänge wird wiederum als Logistik des Verkehrs beziehungsweise der Transportkette bezeichnet.<sup>44</sup> Bleibt noch die Frage nach der logischen Einordnung des Begriffs *Transport*. Dieser ist sowohl eine Teilmenge des Verkehrs als auch der Transportkette. Transport unterscheidet sich im Wesentlichen vom Begriff Verkehr, indem der Begriff Transport lediglich einzelne Ortsveränderungen umfasst, während es sich beim Verkehr dagegen um die Gesamtheit der Ortsveränderungen handelt. Darüber hinaus wird unter Transport nur die passive Ortsveränderung mit manuellen oder technischen Mitteln verstanden, wogegen unter dem Begriff des Verkehrs auch aktive Ortsveränderungen, wie die von Personen, gezählt werden. Verkehr besitzt dahingehend eine erweiterte Bedeutung, dass er im Gegenteil zum Transport ebenso die Ortsveränderung leerer Fahrzeuge umfasst.<sup>45</sup> Zum Begriff *Transportkette* lässt sich Transport wie folgt abgrenzen: Die Transportkette impliziert neben den Vorgängen zur Ortsveränderung von Personen und Gütern, welche ebenso Inhalt des Transportes sind, außerdem deren technische und organisatorische Verknüpfung.<sup>46</sup> In Abbildung 4 ist die Verknüpfung der beschriebenen Termini zusammenfassend dargestellt.

<sup>40</sup> Vgl. WILLEKE, R. (1996), S. 11.

<sup>41</sup> HEINZE, G. W.; KILL, H. (1997), S. 35.

<sup>42</sup> Vgl. DEUTSCHES INSTITUT FÜR NORMUNG E.V. (1989), Teil 1, S. 2.

<sup>43</sup> Vgl. Ebenda, Beiblatt 1 zu Teil 1, S. 2.

<sup>44</sup> Vgl. Ebenda, Teil 1, S. 2.

<sup>45</sup> Vgl. Ebenda, Beiblatt 1 zu Teil 1, S. 2.

<sup>46</sup> Vgl. Ebenda, Beiblatt 1 zu Teil 1, S. 3.

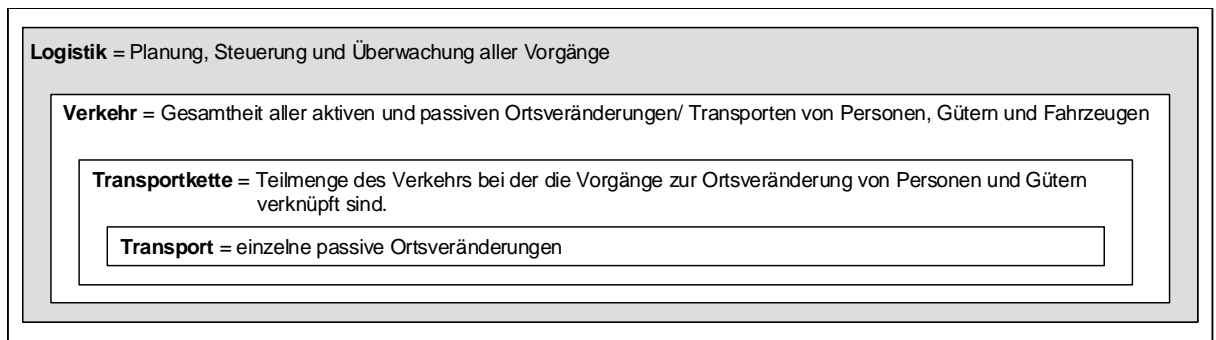


Abbildung 4: Einordnung der Begriffe Logistik, Verkehr, Transportkette und Transport

(Quelle: eigene Darstellung)

Im Zusammenhang mit dem Begriff Verkehr ist auch der Begriff der *Verkehrsleistung* (vgl. Abbildung 5) zu nennen. Dieser beschreibt die Transportleistung, also die Ortsveränderung von Gütern sowie weitere Leistungskomponenten wie beispielsweise Lagerung, Sammeln, Verteilen oder Packen. Diese sind der reinen Transportleistung vor- oder nachgelagert oder besitzen begleitenden Charakter.<sup>47</sup> Die Transportleistung kann nach LUCKO, C. (1957) eindeutig durch die Art und Menge des Transportobjektes, Länge und Richtung des Transportweges sowie Zeitpunkt und Dauer der Transportzeit definiert werden.<sup>48</sup>

Der Verkehr wird weiter unterteilt in Ungebrochenen und Gebrochenen Verkehr. Beim *Ungebrochenen Verkehr* handelt es sich um eine eingliedrige Transportkette oder unimodalen Verkehr.<sup>49</sup> Dies sind Direktverkehre zwischen der Quelle und der Senke, wobei das Transportgut auf dem Weg zwischen Sender und Empfänger das Verkehrsmittel nicht wechselt. Diese Ausprägung des Verkehrs findet sich beispielsweise bei Werkverkehren oder Just-in-Time Belieferungen wieder. Charakteristisch ist, dass das Gut vom Produktionsort oder Lager direkt zum Verbrauchsort transportiert wird und so keine Vor- oder Nachläufe beziehungsweise keine Umschlagpunkte entstehen.<sup>50</sup>

*Gebrochener Verkehr i.w.S.* beschreibt dagegen den Transport von Gütern vom Versender zum Empfänger mittels unterschiedlicher Verkehrsmittel unter Einbeziehung von Vor- und Nachläufen. Diese bündeln oder verteilen die zu befördernden Güter vor beziehungsweise nach dem Hauptlauf, dem so genannten gebündelten Transport. Müssen beispielsweise lange Strecken zurückgelegt werden, können sich durch die gemeinsame Beförderung möglichst vieler Güter Kosteneinsparungen gegenüber dem Einzeltransport ergeben. Es ist dann vom Sammelladungsverkehr die Rede.<sup>51</sup> Synonym zum Gebrochenen Verkehr i.w.S. finden auch die Begriffe Mehrgliedrige Transportkette, Intermodaler Verkehr und Kombiniertes Verkehr i.w.S. Anwendung.

Der *Kombinierte Verkehr i.e.S.* ist wie der Gebrochene Verkehr i.e.S. eine Teilmenge des Gebrochenen Verkehrs i.w.S. Hier findet eine Unterscheidung bezüglich der Ladeeinheiten statt. Erfolgt demnach eine Auflösung der Ladeeinheiten oder ein Wechsel des Transportgefäßes, handelt es sich um Gebrochenen Verkehr i.e.S. (Massen- und Stückgutverkehr). Kommt es jedoch zu keiner Änderung hinsichtlich der Ladeeinheiten beim Wechsel des Ver-

<sup>47</sup> Vgl. ILLETCHKO, L. L. (1966), S. 3-8; IHDE, G. B. (1984), S. 4.

<sup>48</sup> Vgl. LUCKO, C. (1957), S. 57 ff.

<sup>49</sup> Vgl. WOLF, D. (1997), S. 1090.

<sup>50</sup> Vgl. ZIBELL, R. M. (1990), S. 143 ff.

<sup>51</sup> Vgl. BRAUER, K. M. (1979), S. 24.

kehrsmittels, wird dies als Kombiniertes Verkehr i.e.S. (zum Beispiel: Rollende Landstraße, Roll-on/Roll-off-Verkehr) bezeichnet.<sup>52</sup> Als Ladeinheit werden grundsätzlich jene Güter bezeichnet, die zum Zweck des Umschlags durch Ladungsträger wie beispielsweise Gitterboxen, Wechselbehälter, Container oder Sattelanhänger zusammengefasst werden, wobei beide Begriffe auch synonym verwendet werden.<sup>53</sup> Generell wird der Kombinierte Verkehr i.e.S. als der Transport eines Gutes mittels mehrerer Verkehrsmittel bezeichnet. Das Transportgefäß, bei dem es sich um Gitterboxen, Wechselbehälter, Container, Sattelanhänger, komplette Lastkraftwagen oder Eisenbahnwaggons handeln kann, wechselt hierbei also nicht.<sup>54</sup>

In den folgenden Abschnitten wird in Bezug auf das Thema der Arbeit differenzierter auf die Begriffe Transportkette und Kombiniertes Verkehr eingegangen.

#### 1.4.2 Vom konventionellen Transportablauf zur integrierten Transportkette

Wie in Abbildung 5 dargestellt, umfasst die Transportkette die Teilmenge des Verkehrs, die die technische und organisatorische Verknüpfung der Vorgänge und Sachmittel zur Ortsveränderung von Gütern gewährleistet.<sup>55</sup>

Während der konventionelle Transportablauf zwischen verschiedenen Punkten eine Reihe teils ungeordneter und nicht abgestimmter Funktionen darstellte<sup>56</sup>, wird unter einer Transportkette der komplexe Aufbau von Prozessen zur Güterbeförderung verstanden. Hierbei laufen aufeinander folgende Teilprozesse nicht nacheinander ab, sondern sind miteinander verflochten.<sup>57</sup> Daraus ergibt sich bei der Bildung von Transportketten die Absicht, anstatt einer isolierten Betrachtung der einzelnen Teilprozesse eine ganzheitliche aufeinander abgestimmte Gestaltung und Durchführung anzustreben. Hintergrund dabei ist die Erhöhung der Effizienz der Verkehrsleistung sowie die Vermeidung von Koordinationsproblemen an den Schnittstellen zwischen den Teilprozessen.<sup>58</sup> Somit stellt sich die Transportkette als eine linienförmige Kooperationsform zur Realisierung mehrstufiger Transportprozesse dar, welche sich aus nacheinander ablaufenden Teilprozessen (TUL-Prozessen) zusammensetzt, die aber auch in einem weiteren Schritt mit anderen Transportketten zu einem räumlichen Transfersystem zusammengeschlossen werden kann.<sup>59</sup> Durch die zeitliche oder räumliche Verknüpfung von Transportketten ergeben sich weitere Kosten- und Zeiteinsparungen. Exemplarisch für eine zeitliche Verknüpfung steht die Mitnahme eines Containers durch einen Lkw als Rückladung nach Ablieferung eines anderen Containers. Räumliche Verknüpfungen existieren in der Praxis in Form von Blockzügen im Kombinierten Verkehr.<sup>60</sup>

Hinsichtlich des Themas dieser Arbeit stellt sich an dieser Stelle die Frage nach der Vereinbarkeit der Begriffe Transportprozess, wie im Titel gegeben, und Transportkette. Bei den Literaturrecherchen wurde offensichtlich, dass der Terminus Transportprozess üblicherweise nicht verwendet wird, was sich unter anderem aus dem Fehlen entsprechender Einträge in traditionellen wie auch in modernen Nachschlagewerken auf dem Gebiet der Logistik ableiten

<sup>52</sup> Vgl. WOLF, D. (1997), S. 1091.

<sup>53</sup> Vgl. DEUTSCHES INSTITUT FÜR NORMUNG E.V. (1989), Teil 1, S. 2.

<sup>54</sup> Vgl. DEUTSCHE GESELLSCHAFT FÜR KOMBINIERTEN VERKEHR mbH & Co. KG (1994), S. 9.

<sup>55</sup> Vgl. DEUTSCHES INSTITUT FÜR NORMUNG E.V. (1989), Beiblatt 1 zu Teil 1, S. 2.

<sup>56</sup> Vgl. STABENAU, H. (1981), S. 76.

<sup>57</sup> Vgl. DORA, H. (1976), S. 1, 4.

<sup>58</sup> Vgl. WOLF, D. (1997), S. 1090.

<sup>59</sup> Vgl. DORA, H. (1976), S. 7-8.

<sup>60</sup> Vgl. EWERS, H.-J. (1973), S. 50.

lässt.<sup>61</sup> Es wurde bereits erwähnt, dass sich die Transportkette aus nacheinander ablaufenden Teilprozessen zusammensetzt.<sup>62</sup> Bezogen auf einen Prozess im Sinne der Logistik ist dieser charakterisiert durch eine Folge von Aktivitäten, die zur Realisierung einer bestimmten Marktleistung oder einer bestimmten unternehmensinternen Leistung erforderlich ist. Zudem ist aus der Modellierung von Prozessstrukturen in der Logistik bekannt, dass eine Prozesskette aus einer Reihe einzelner Prozesse besteht, welche sich ihrerseits aus mehreren Prozessen zusammensetzen.<sup>63</sup> Es wird daher argumentiert, dass die Transportkette einen aus mehreren Prozessen bestehenden Prozess bildet, wonach die Begriffe Transportkette und Transportprozess synonym verwendet werden können. Einen weiteren Anhaltspunkt für den synonymen Gebrauch der beiden Begriffe liefern WOLF, D. (1997) und IHDE, G. B. (1984), welche für die inhaltlich weitgehend identische Systematisierung der funktionalen Transportkette abweichend voneinander die Termini Transportprozess<sup>64</sup> und Transportkette<sup>65</sup> verwenden. Es wird somit davon ausgegangen, dass beide Begriffe inhaltlich von gleicher Bedeutung sind, und aufgrund dessen die Festlegung für diese Arbeit auf „Transportkette“ erfolgt, was mit der generell üblichen Verwendung in der Literatur begründet wird.

Bezüglich des Begriffs der Transportkette besteht in der Literatur überwiegend Einigkeit, was sich in Inhalt und Struktur größtenteils übereinstimmender Definitionen widerspiegelt. Ferner führt die Definition des Deutschen Instituts für Normung (DIN) den Systemaspekt ein.<sup>66</sup> Nach DIN 30781 ist eine Transportkette definiert als „eine Folge von technisch und organisatorisch verknüpften Vorgängen, bei denen Personen oder Güter von einer Quelle zu einem Ziel bewegt werden. Die Transportkette ist als System aufzufassen. Die technische Verknüpfung setzt Systemverträglichkeit der eingesetzten Sachmittel voraus. Die organisatorische Verknüpfung wird durch Koordination der Informations- und Steuerungssysteme sowie der rechtlichen und kommerziellen Bereiche erreicht. Das System Transportkette steht in Beziehung zu Nachbarsystemen, z. B. Gütererzeugung und Güterverwendung, die den Transformationssektoren I und II zugeordnet sind (vgl. Abbildung 5).“<sup>67</sup>

---

<sup>61</sup> Vgl. BLOECH, J.; IHDE, G. B. (1997); DICHTL, E.; ISSING, O. (1987); HOFFMANN, M. (2006); ROI MANAGEMENT CONSULTING AG (2006); LOGISTIC-INSIDE (2006).

<sup>62</sup> Vgl. DORA, H. (1976), S. 7-8.

<sup>63</sup> Vgl. LASCH, R. (2003), S. 24.

<sup>64</sup> Vgl. IHDE, G. B. (1984), S. 83.

<sup>65</sup> Vgl. WOLF, D. (1997), S. 1091.

<sup>66</sup> Vgl. SWINARSKI, B. (2005), S. 22.

<sup>67</sup> DEUTSCHES INSTITUT FÜR NORMUNG E.V. (1989), Teil 1, S. 3.

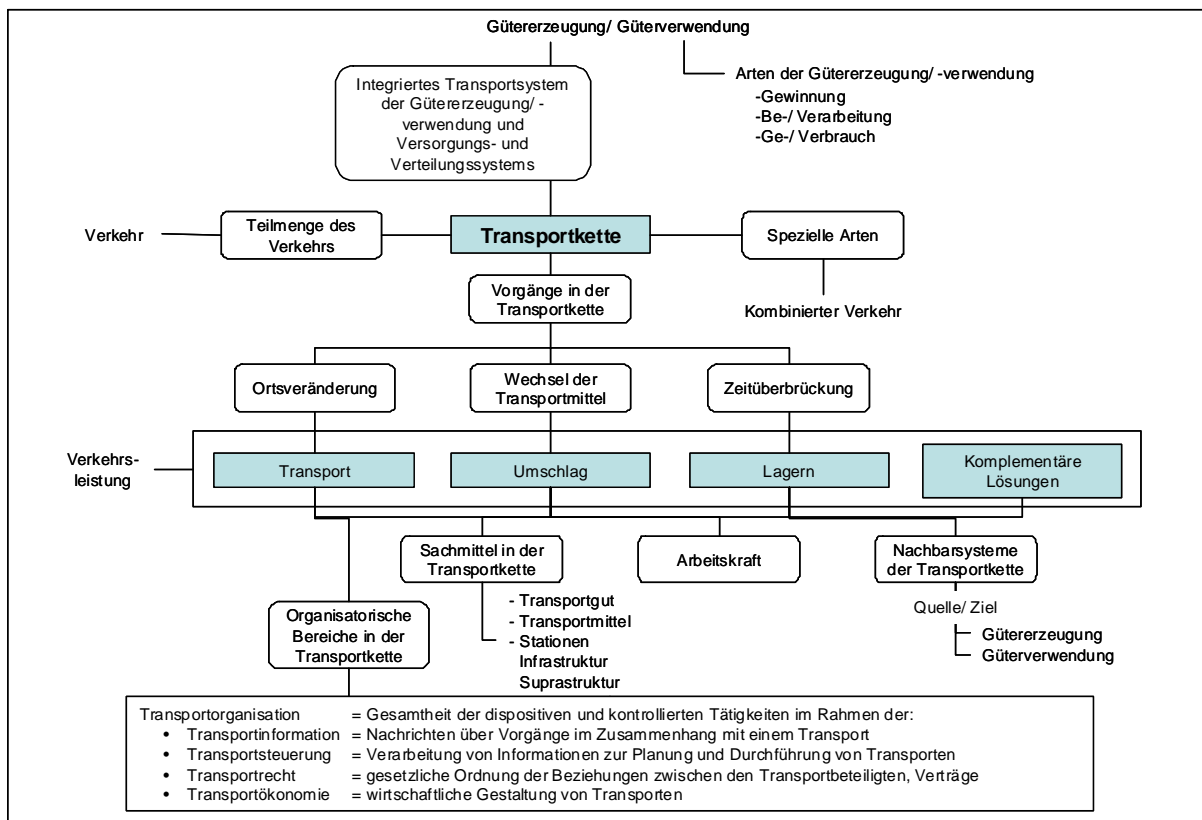


Abbildung 5: Theoretische Einordnung der Transportkette

(in Anlehnung an: DEUTSCHES INSTITUT FÜR NORMUNG E.V. (1989), S. 1; SWINARSKI, B. (2005), S. 25)

Im Sinne der Systemtheorie setzt sich ein System aus Elementen und deren Beziehungen untereinander zusammen,<sup>68</sup> Dabei wird unterschieden in primäre Elemente, das sind Ausgangs- und Endpunkte des Systems Transportkette, und sekundäre Elemente (Kopplungselemente) wie Verkehrsmittel, Lager, Umschlagpunkte sowie die erforderliche Infrastruktur aus funktionaler Sicht und logistische Dienstleister aus institutioneller Sicht. Demnach umfasst die Transportkette alle Transferprozesse zwischen Quelle und Ziel.<sup>69</sup> Zu denen zählen neben den Ortsveränderungen von Objekten weitere logistische Prozesse wie die Verpackung, die Lagerhaltung, der Umschlag und die Kommissionierung aber auch nichtlogistische Prozesse wie beispielsweise die Verzollung. Grundvoraussetzung für den Aufbau solcher integrierter Transportketten ist ein geeigneter Güterstrom. Transportketten erfordern zeitlich konstante Austauschbeziehungen, die einen bestimmten Rhythmus aufweisen. Von Vorteil sind starke, stetige Ströme gleichartiger Güter, wogegen sich sehr differenzierte Transportbedarfe ungünstig auswirken. Weiterhin ist es erforderlich, technische, organisatorische, ökonomische und rechtliche Aspekte zu koordinieren.<sup>70</sup>

Ergänzend sei noch auf die Termini Verkehrsmittel und Transportmittel hingewiesen. Als Transportmittel werden sämtliche Mittel verstanden, die der Ortsveränderung von Personen und Gütern dienen,<sup>71</sup> wogegen der Begriff des Verkehrsmittels ein Transportmittel bezeichnet, welches für Fahrten und Reisen von Personen und dem Versand von Gütern benutzt

<sup>68</sup> Vgl. SCHIEMENZ, B. (1997), S. 1048.

<sup>69</sup> Vgl. WOLF, D. (1997), S. 1090-1093.

<sup>70</sup> Vgl. DORA, H. (1976), S. 11.

<sup>71</sup> Vgl. DEUTSCHES INSTITUT FÜR NORMUNG E.V. (1989), Teil 1, S. 3.

wird.<sup>72</sup> Die Verkehrsmittel sind somit lediglich ein Teilbereich und infolgedessen ein Unterbegriff der Transportmittel. Entscheidend abgrenzen lassen sich die beiden Begriffe durch die Unterscheidungsmerkmale des Ausmaßes der Ortsveränderung sowie der Beweglichkeit. Während das Transportmittel alle Mittel zur Bewegung von Personen und Gütern impliziert, werden Verkehrsmittel nur als solche bezeichnet, wenn die betrachtete Ortsveränderung beispielsweise über den Bereich des Haushalts, eines Werks oder eines Lagers hinausgeht. Darüber hinaus können Transportmittel hinsichtlich der Beweglichkeit ortsfest oder fahrbar sein, während Verkehrsmittel immer fahrbar sind. Veranschaulichen lässt sich das an dem Beispiel der Rohrfernleitungsanlage. Diese gilt als Transportmittel, aber nicht als Verkehrsmittel.<sup>73</sup> Da in Abschnitt 1.1 eine Einschränkung des Untersuchungsrahmens bezüglich der Verkehrsmittel Bahn, Schiff und Lkw erfolgte, wird sämtlichen nachstehenden Betrachtungen der Terminus Verkehrsmittel zugrunde gelegt.

### 1.4.3 Kombiniertes Verkehr als spezielle Ausprägung der Transportkette

Aufgrund der unterschiedlich starken Entwicklung der Verkehrsträger hinsichtlich des Modal Splits (vgl. Tabelle 3) und der Engpassproblematik der Straße (vgl. Abschnitt 1.1 und 1.2) wird es künftig darauf ankommen, die Nutzungsmöglichkeiten des Schienentransports und des Transports auf dem Wasser im Güterverkehr zu verbessern und den Modal Split zugunsten dieser Verkehrsträger umzugestalten. Deshalb hat sich beispielsweise das Bundesministerium für Verkehr, Bau- und Wohnungswesen vor dem Hintergrund der Mobilitätssicherung dafür ausgesprochen, die Güterverkehrsleistung, die mit der Bahn erbracht wird, im Vergleich mit dem Basisjahr 1997 von 73 Mrd. Tkm auf 148 Mrd. Tkm im Jahr 2015 zu erhöhen. Dies würde den Anteil der Schiene am Modal Split in Deutschland von 19,6 Prozent (1997) auf 24,3 Prozent (2015) steigern. Um dies zu erreichen ist jedoch der Einsatz integrierter logistischer Systeme im Transportsektor unerlässlich. Einen Lösungsansatz stellt diesbezüglich der Kombinierte Verkehr dar, mit dessen Hilfe die Infrastruktur gleichmäßig ausgelastet werden und das Auftreten von Engpässe minimiert werden kann.<sup>74</sup>

Kombiniertes Verkehr (KV), auch Kombiniertes Ladungsverkehr (KLV) genannt, ist eine Art des Transports und zugleich eine spezielle Ausprägung der Transportkette, wobei Verkehrsmittel miteinander verknüpft werden, um Güter zu befördern. Das heißt, ein passives Verkehrsmittel wie Container, Wechselbehälter, Sattelanhänger oder auch Lkw werden unter Verbrauch von Energie durch ein aktives Verkehrsmittel, wie das Schiff oder die Bahn, transportiert. Kombiniertes Verkehr ist somit eine mehrgliedrige Transportkette mit mehreren Verkehrsmitteln als Zwischenglieder.<sup>75</sup> Auch in diesem Fall gibt das Deutsche Institut für Normung e.V. eine weitgehend übereinstimmende Definition vor, wonach der Kombinierte Verkehr eine Abfolge von technischen, auf Ladeeinheiten basierenden und organisatorisch verknüpften Vorgängen darstellt, die dazu dienen, Güter von einer Quelle zu einem Ziel zu transportieren.<sup>76</sup>

---

<sup>72</sup> Vgl. Ebenda, Teil 2, S. 2.

<sup>73</sup> Vgl. Ebenda, Teil 2, S. 4.

<sup>74</sup> Vgl. BUNDESMINISTERIUM FÜR VERKEHR, BAU- UND WOHNUNGSWESEN (2001), S. 3.

<sup>75</sup> Vgl. EWERS, H.-J. (1973), S. 46.

<sup>76</sup> Vgl. DEUTSCHES INSTITUT FÜR NORMUNG E.V. (1989), Teil 1, S. 2.

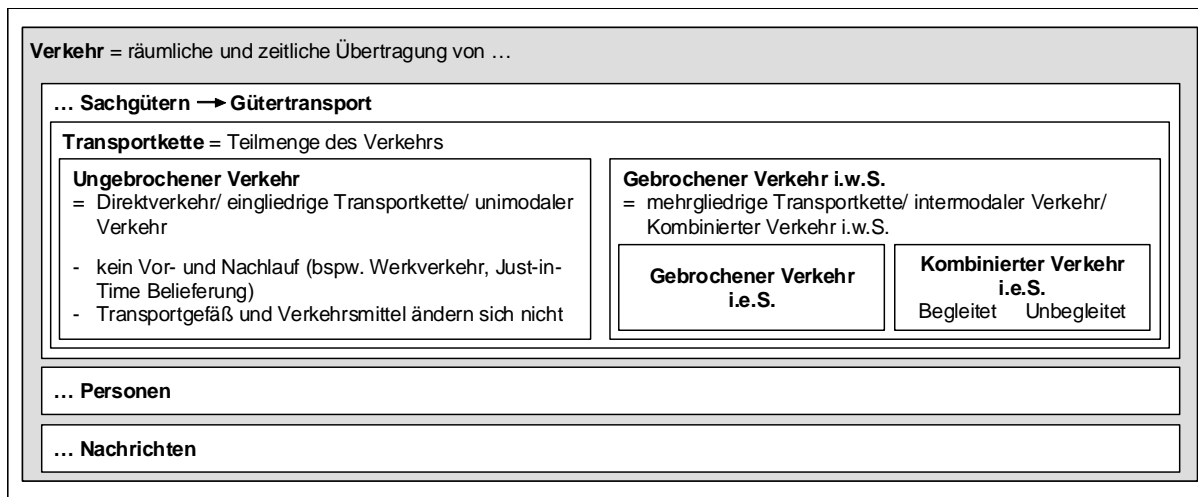


Abbildung 6: Einordnung des Kombinierten Verkehrs in die Begriffssystematik des Verkehrs

(Quelle: eigene Darstellung)

Zu unterscheiden ist weiterhin in begleiteten und unbegleiteten Kombinierten Verkehr. Beim *unbegleiteten Kombinierten Verkehr* (vgl. im Anhang Abbildung 12) erfolgt der Transport der Ladeeinheiten, das heißt der Wechselbehälter, Container oder Sattelanhänger, ohne das Motorfahrzeug und den Fahrer über einen Teil der Gesamtstrecke.<sup>77</sup> Am häufigsten in der Praxis anzutreffen ist hierzu der Transport per Lkw im Vor- und Nachlauf und der Transport im Hauptlauf auf der Schiene oder der Wasserstraße.

Dagegen stellt sich der *begleitete Kombinierte Verkehr* in Form der Beförderung von Last- und Sattelzügen auf besonders niedrigen Waggons, so genannten Niederflurwagen dar. Die Fahrer begleiten hierbei den Transport im mitgeführten Liegewagen. Exemplarisch für diese Art der Beförderung steht die „Rollende Landstraße“ (vgl. im Anhang Abbildung 13) beim Straße-Schiene-Transport. Eine ähnliche Transportmöglichkeit besteht in der Schifffahrt in Form des „Roll-on/Roll-off-Verkehr“.<sup>78</sup>

In der Praxis spielt der Kombinierte Verkehr jedoch eine untergeordnete Rolle. Bezüglich der Bahn erreicht dieser einen Anteil von 14,3 Prozent und in der Binnenschifffahrt einen Anteil von 4,5 Prozent der Beförderungsmenge in Deutschland. Trotzdem kommt dem Kombinierten Verkehr aufgrund seiner systembedingten Vorteile eine besondere verkehrspolitische Bedeutung zu. Beispielsweise wird eine Entlastung der Straße im Bereich Straße-Schiene bei einem jährlichen Transportaufkommen von 30 Millionen Tonnen von zwei Millionen Lkw-Fahrten pro Jahr erreicht. Des Weiteren weist der Kombinierte Verkehr einen geringeren Energieverbrauch auf als der reine Straßentransport. So beläuft sich der Energieeinsatz eines Lkw auf durchschnittlich 1,98 MJ/Tkm und der des Schienengüterverkehrs auf 0,49 MJ/Tkm. Ein weiterer Nachteil des Lkw besteht in dem höheren Schadstoff- und CO<sub>2</sub>-Ausstoß und somit einer höheren Umweltbelastung im Vergleich zur Bahn und zum Schiff. Es ist auch zukünftig nicht damit zu rechnen, dass sich die verschiedenen Niveaus der Umweltbelastung, trotz stetigem Fortschritt der Technik bei Lastkraftwagen, angleichen werden. Einen positiven sicherheitsbezogenen Effekt stellt zudem die Verlagerung von Gefahrguttransporten von der Straße auf die Schiene und Wasserstraße dar. Etwa 20 bis 30 Prozent der Beförderungen im Kombinierten

<sup>77</sup> Vgl. DEUTSCHE GESELLSCHAFT FÜR KOMBINIERTEN VERKEHR mbH & Co. KG (1994), S. 9.

<sup>78</sup> Vgl. BUNDESMINISTERIUM FÜR VERKEHR, BAU- UND WOHNUNGSWESEN (2001), S. 6.



Verkehr sind heute Gefahrguttransporte. In der Praxis konnte sich diese Art des Transportes jedoch, wie bereits erwähnt, nicht in dem gewünschten Maße durchsetzen. Gründe könnten hier in den Anforderungen an ein größeres logistisches Know-how als beim reinen Straßen-transport liegen.<sup>79</sup>

Eine Sonderform des Kombinierten Verkehrs sind bimodale Transportsysteme (vgl. im Anhang Abbildung 14). Hierbei handelt es sich um verstärkte Sattelanhänger, welche sowohl auf der Straße als auch auf der Schiene eingesetzt werden können.<sup>80</sup> Sie werden auf ein Drehgestell, auf dem ein Adapter befestigt ist, aufgesattelt. Drehgestelle oder auch Schienenlaufwerke sind zwei zu einer Fahrwerksgruppe vereinte Achsen mit zwei Paar Eisenbahnrädern. Eingeleist wird der Sattelanhänger, indem er rückwärts an ein gebremstes Drehgestell herangefahren und eingekuppelt wird. Danach erfolgen das Herausfahren der Stützfüße und das Anheben der luftgefederten Achsen des Sattelanhängers, so dass die Zugmaschine absatteln und wegfahren kann. Anschließend wird ein weiteres Drehgestell unter die Stirnseite des Sattelanhängers geschoben, die Stützfüße nach oben gedreht, die Bahn-Bremsleitungen gekoppelt und so eine schienenfahrfertige Einheit komplettiert.<sup>81</sup> Die bimodale Technik gestaltet sich gegenüber dem herkömmlichen Kombinierten Verkehr hinsichtlich einer kürzeren Umschlagszeit, eines geringeren Personalaufwands sowie des Verzichts auf spezielle, kostenintensive Umschlagtechnik als vorteilhafter.<sup>82</sup>

Nachdem zunächst der Untersuchungsgegenstand konkretisiert wurde, sind nun für die Arbeit relevante Termini abschließend definiert und dargestellt worden. Auf dieser Basis werden in den Kapiteln 0 und 3 die theoretischen Grundlagen für eine nachhaltige Bewertung von Transportketten erörtert, um diese in Kapitel 4 zu einem Bewertungsansatz zur nachhaltigen Evaluierung von Transportketten zusammenzuführen.

---

<sup>79</sup> Vgl. Ebenda, S. 9-10.

<sup>80</sup> Vgl. ARNDT, E. H. (1995), S. 24.

<sup>81</sup> Vgl. DORMANN, S. (1995), S. 2.

<sup>82</sup> Vgl. ARNDT, E. H. (1995), S. 24.

## 2 Bewertungskriterien zur ökologischen Evaluierung von Transport

In diesem Kapitel wird die theoretische Fundierung der ökologischen Bewertung von Transportketten dargelegt. Es wird gezeigt, welche Bewertungskriterien in eine ökologische Bewertung auf der Grundlage der recherchierten Literaturquellen einbezogen werden müssen. Dabei kristallisierten sich zwei Bewertungsebenen heraus. Das sind zum einen die Methoden der Bewertung und zum anderen die Umweltbelastungen des Verkehrs. Die Methoden der Bewertung und die Umweltbelastungen werden im Folgenden näher erörtert. In Kapitel 4 erfolgt schließlich die Zusammenfassung der ökologischen Bewertung mit den ökonomischen Aspekten einer Transportbewertung zu einem Bewertungsansatz, mit dessen Hilfe im abschließenden Kapitel Softwaretools und Fallstudien analysiert und systematisiert werden.

### 2.1 Methoden zur ökologischen Bewertung von Transportketten

Im ersten Schritt werden jene Modellverfahren zur ökologischen Bewertung beschrieben, die auch zur Messung der Umweltverträglichkeit von Transportketten in Frage kommen.<sup>83</sup> Im zweiten Schritt wird ein geeignetes Modellverfahren zur ökologischen Evaluierung von Transportketten ausgewählt, wozu BENZ, M. (1999) folgende Auswahlkriterien nennt:

Um den Anforderungen einer einheitlichen Daten- und Informationsgrundlage der Umweltwirkungen von Transportprozessen und der dadurch möglichen gerechten Verteilung der externen Kosten auf die Verkehrsträger Rechnung zu tragen, sollte eine *Numerische Darstellung des Zusammenhangs* von dem gewählten Modellverfahren unterstützt werden, um so die Umweltverträglichkeit von Transportketten vergleichbar zu machen. In dem Zusammenhang muss auch die *Möglichkeit der Datenermittlung für die Methode* erwähnt werden. Denn Vergleichbarkeit heißt auch, dass Daten zur Bewertung herangezogen werden, die allgemein zugänglich sind und von neutralen Instituten erhoben wurden. Ebenso von Bedeutung ist die *Eindeutigkeit der Abgrenzung des Untersuchungsrahmens*. Hier gilt es ganze Transportketten und nicht nur einzelne Transportvorgänge zu betrachten. Des Weiteren sollte die *Möglichkeit der Prozessbetrachtung* gegeben sein. Denn nur ein Vergleich aller Prozesse, die in den zu untersuchenden Transportketten ablaufen, liefert Erkenntnisse darüber, welche der Transportketten unter den Aspekten der Umweltverträglichkeit zu bevorzugen ist. Schließlich muss das Modellverfahren über eine detaillierte *Beschreibung der Umweltnutzung* verfügen, denn bei einer ökologischen Bewertung von Transportketten muss zunächst klargestellt werden, welche Kategorien der Umweltauswirkungen wie beispielsweise Lärm oder Schadstoffe in Betracht gezogen werden.<sup>84</sup>

#### 2.1.1 Darstellung geeigneter Modellverfahren

Vor dem Hintergrund der genannten Auswahlkriterien werden im Folgenden jene Modellverfahren zur ökologischen Bewertung beschrieben, die auch zur Messung der Umweltverträglichkeit von Transportketten in Frage kommen. Dabei handelt es sich um die Produktlinienanalyse, die Ökologische Buchhaltung, die Ökologische Rechnungslegung, die Ökobilanzierung sowie das Ökopprofil.<sup>85</sup>

<sup>83</sup> Vgl. FISCHER, M. (1995), S. 27 ff.

<sup>84</sup> Vgl. BENZ, M. (1999), S. 61.

<sup>85</sup> Vgl. FISCHER, M. (1995), S. 27 ff.

Die *Produktlinienanalyse* betrachtet möglichst den gesamten Produktlebenszyklus. Ziel dieses Instruments ist es, eine ausführliche Darstellung von Wirkungen für weitergehende Analysen abzugeben. Dabei werden neben den ökologischen auch die sozialen und ökonomischen Effekte betrachtet, wohingegen beispielsweise Ökobilanzen im Allgemeinen nur den ökologischen Aspekt untersuchen. Die Produktlinienanalyse stützt sich allerdings weder auf eine quantitative Bewertung noch auf zusammengefasste Gesamturteile.<sup>86</sup> Es werden dagegen mittels einer Plus-Minus-Bewertung die Umweltverträglichkeit von Transportketten für bestimmte Umweltkriterien dargestellt und Problemfelder innerhalb des Produktlebenszyklus bezüglich ökologischer Indikatoren offengelegt.<sup>87</sup> Synonym für die Produktlinienanalyse findet auch der Begriff „Produkt-Umweltverträglichkeitsprüfung“ Anwendung.<sup>88</sup> Für eine quantitative Analyse von Transportketten eignet sich die Produktlinienanalyse nur bedingt. Denn in erste Linie ist sie ein beschreibendes Verfahren, welches anstatt numerischer Größen lediglich eine „Besser“- oder „Schlechter“- Bewertung liefert und sich so das Problem der Vergleichbarkeit ergibt.<sup>89</sup>

Das Verfahren der *Ökologischen Buchhaltung* untersucht die Umweltbeeinflussungen eines Unternehmens umfassend und differenziert über eine längere Zeitspanne und stellt diese in sieben Kontenklassen dar. Dazu werden alle Inputstoffe und Emissionen erfasst und mittels Äquivalenzkoeffizienten in eine Maßzahl der Dimension „Rechnungseinheiten“ umgewandelt. Dadurch wird eine Vergleichbarkeit und Aggregierbarkeit der Stoffe ermöglicht. Durch diese Äquivalenzkoeffizienten werden ökologische Raten oder Kumulativknappheiten wiedergegeben. Voraussetzung für eine mögliche Vergleichbarkeit mehrerer Unternehmen ist jedoch eine allgemeine Akzeptanz der Äquivalenzkoeffizienten.<sup>90</sup> Aber auch diese Methode ist nur im eingeschränkten Maße für die Bewertung der Umweltverträglichkeit von Transportketten geeignet. Ein wesentlicher Kritikpunkt dieses Verfahrens besteht in der, durch die vorgenommene Quantifizierung entstandene Scheingenauigkeit der errechneten Ergebnisse. Hinzu kommt ein relativ großer Ermessensspielraum beim Festlegen der Äquivalenzkoeffizienten. Ferner lassen sich mittels Ökologischer Buchhaltung nur Werte einzelner Prozesse bestimmen, die sich auf die Vergangenheit beziehen. Das Verfahren kann darüber hinaus keine prozessübergreifenden Betrachtungen liefern, wie sie beim Vergleich von Transportketten von Nöten wären.<sup>91</sup>

Grundlegende Absicht der *Ökologischen Rechnungslegung* besteht in der Internalisierung externer Kosten. Die Auswirkungen unternehmerischen Handelns sollen so durch die Verknüpfung zum betrieblichen Rechnungswesen auf externen Unternehmensbilanzen einbezogen werden. Im Gegensatz zur Ökologischen Buchhaltung wird bei der Ökologischen Rechnungslegung versucht, die durch das Unternehmen bedingten Umweltbeeinflussungen monetär darzustellen. Eine Möglichkeit der monetären Bewertung besteht darin, den einzelnen Schadstoffemissionen Geldwerte zuzuordnen, die sich aus den Vermeidungs- oder den Sanierungskosten ableiten lassen.<sup>92</sup> Problematisch stellt sich jedoch die nicht verursachungsgerecht

<sup>86</sup> Vgl. BMU und UMWELTBUNDESAMT (Hrsg.) (1995), S. 121.

<sup>87</sup> Vgl. BENZ, M. (1999), S. 62.

<sup>88</sup> Vgl. BMU und UMWELTBUNDESAMT (Hrsg.) (1995), S. 121.

<sup>89</sup> Vgl. BENZ, M. (1999), S. 62.

<sup>90</sup> Vgl. MÜLLER-WENK, R. (1996), 13 ff.

<sup>91</sup> Vgl. BENZ, M. (1999), S. 63.

<sup>92</sup> Vgl. BMU und UMWELTBUNDESAMT (Hrsg.) (1995), S. 121.

zurechenbare Externalisierung von Kosten durch andere Wirtschaftssubjekte dar, welche sich in allgemein veränderten Preisen ausdrücken. Überdies können ökologische Sachverhalte durch die fehlende Zukunftsorientierung der Ökologischen Rechnungslegung nur historisch und rückwirkend wiedergegeben werden.<sup>93</sup> Strategische Entscheidungen können daher nicht auf der Ökologischen Rechnungslegung aufgebaut werden. Auch dieses Verfahren kann nur bedingt zum Vergleich von Transportketten eingesetzt werden.<sup>94</sup>

Im Mittelpunkt der *Ökobilanzierung* steht die Ermittlung, Zusammenstellung und Bewertung der, durch ein Produkt verursachten, Energie- und Stoffströme sowie anderweitiger umweltrelevanter Sachverhalte, welche mit der Umwelt in Wechselwirkung stehen. Dabei richtet sich der Fokus auf den gesamten Produktlebenszyklus. Dies schließt die Gewinnung der für die Herstellung nötigen Rohstoffe, die Herstellung selbst, die Nutzung des Produkts und die endgültige Entsorgung ein. Ziel der Ökobilanzierung ist es, möglichst alle Umwelteffekte der unterschiedlichen betrieblichen Stoff- und Energieeinsätze oder auch von Handlungsalternativen untereinander vergleichbar zu machen. Dies ermöglicht im Nachhinein einen Vergleich bezüglich der Umweltbeeinflussungen verschiedener Produkte, Verfahren oder Verhaltensweisen.<sup>95</sup> Wie auch bei der Buchführung werden Ökobilanzen durch zwei gegenüberstehende Konten dargestellt. Allerdings beinhaltet konträr zur betriebswirtschaftlichen Bilanz eine Seite alle Inputfaktoren und die andere Seite alle Outputfaktoren. Als Inputfaktoren werden diejenigen Faktoren bezeichnet, die zur Erstellung eines Produkts benötigt werden. Das sind zum Beispiel Rohstoffe, Energie oder Raumverbrauch. Als Outputfaktoren gelten Produkte, Emissionen, Abfälle, Abwärme oder Lärm. Diese werden aufgrund des Produktionsprozesses, der Nutzung oder der Entsorgung an die Umwelt abgegeben.<sup>96</sup>

Die Ökobilanzierung beruht auf der Bildung von Stoff- und Energiebilanzen, wobei beim Erstellen der Ökobilanz eine deutliche Trennung zwischen der Sachbilanz und der Leistungsbilanz erfolgen muss. In der Sachbilanz werden die über den gesamten Produktlebenszyklus auftretenden Umweltbelastungen aufgezeichnet und aufbereitet. Die Beurteilung der Ergebnisse der Sachbilanz findet vorerst bezüglich bestimmter Wirkungen auf die Umwelt, wie Klimarelevanz, Ökotoxizität oder Ressourcenbeanspruchung, im Rahmen der Wirkungsbilanz statt. Erst dann erfolgt die Bilanzbewertung, das heißt, die Wirkungsabschätzungen werden gemeinsam mit den Ergebnissen der Sachbilanz auf der Grundlage eines politischen Problemverständnisses bewertet, welches sich an gewissen gesellschaftlichen Werten und Prioritäten orientiert. Hierfür ist es nötig, den Produktionsprozess in einzelne aufeinander folgende Produktionsschritte zu zerlegen, für die jeweils eine Energie- und Stoffbilanz erstellt werden muss. Daraus ergeben sich durch die Addition der Energie- und Stoffbilanzen Rückschlüsse auf den Energiebedarf und die Schadstoff- und Lärmemissionen des kompletten Produktionsprozesses. Die Aufstellung einer differenzierten Ökobilanz erweist sich somit als außerordentlich aufwendig, weshalb die sie in den meisten Fällen auf die als essentiell erachteten Prozessschritte begrenzt wird.<sup>97</sup>

---

<sup>93</sup> Vgl. BENZ, M. (1999), S. 60.

<sup>94</sup> Vgl. Ebenda, S. 63.

<sup>95</sup> Vgl. DEUTSCHES INSTITUT FÜR NORMUNG E.V. (1997), S. 2 ff.

<sup>96</sup> Vgl. CORINO, C. (1995), S. 12.

<sup>97</sup> Vgl. LEWIN, B. (1993), S. 16.

Die Ökobilanzierung ist ein Teil des Umweltmanagements eines Unternehmens. Ökobilanzierte Produkte können aber nur dann im Rahmen des Umweltmanagements verglichen werden, wenn es gelingt, den gesamten Lebenskreislauf eines Produkts und die damit verbundenen Stoff- und Energieströme abzubilden. In der Realität erscheint dies jedoch kaum realistisch. BENZ, M. (1999) argumentiert dahingehend, dass die erforderliche Energie für die Produktion, beispielsweise eines Fahrzeugs oder der Abbruch der Produktion schwer ermittelt werden kann. Weiterhin erachtet er die Schlussfolgerung von der eingesetzten Energie auf die freigesetzten Schadstoffe als problematisch und begründet dies mit den unzureichenden Erkenntnissen über das Ausmaß der bei der Produktion ausgestoßenen Schadstoffe. Er kritisiert außerdem den Ansatz der zu betrachteten Umweltkriterien, da überwiegend kein Konsens darüber besteht, welche Umweltkriterien in einer Ökobilanz angewendet werden müssen.<sup>98</sup>

Die Bewertungsmethode *Ökoprofil* basiert wie die Ökobilanz auf Stoff- und Energiebilanzen. Nur werden beim Ökoprofil lediglich die Stoff- und Energieströme betrachtet, die in unmittelbarer Beziehung mit der Nutzung eines Produkts stehen, wodurch das Ökoprofil als eine vereinfachte Unterform der Ökobilanz betrachtet werden kann. Während bei der Ökobilanz das ökologische Profil eines Produkts durch eine Bilanz erstellt wird, geschieht dies beim Ökoprofil mittels der aufgewendeten Betriebsenergien eines Produkts. Diese Betriebsenergien setzen sich aus den Energien zusammen, die aufgewendet werden müssen, um das Produkt an den Konsumenten zu bringen, und aus der Energie, die das Produkt während der Nutzung verbraucht. Daraus lassen sich letztendlich Erkenntnisse über die Umweltverträglichkeit eines Produkts gewinnen. In Bezug auf die Bewertung von Transportketten verzichtet das Verfahren Ökoprofil somit auf die Evaluierung des Energieverbrauchs der vor- und nachgelagerten Prozessketten für die Erstellung der Produktionsmittel, wie Straßen, Schienen, Züge, Schiffe oder Lkw. Es wird nur der Energieverbrauch einer Transportkette betrachtet. Diese Abgrenzung des Untersuchungsraums im Vergleich zur Ökobilanz ermöglicht den Verzicht auf schwer zu ermittelnde Daten. Dennoch bleibt die Prozessbetrachtung fester Bestandteil der Bilanzierung der Stoff- und Energieströme während der Nutzung eines Produkts.<sup>99</sup>

### 2.1.2 Bewertung und Auswahl geeigneter Methoden

Aus der Vorstellung dieser, für die ökologische Transportbewertung grundsätzlich geeigneten, Modellverfahren geht hervor, dass dessen Durchführung die Aufstellung von Energie- und Emissionsbilanzen erfordert. Damit die Ressourcen- und Stoffstromanalysen in diesen Verfahren angewandt werden können, ist es notwendig, dass sie sich den Regeln beziehungsweise Bilanzierungsvorschriften für diese Bewertungsmethoden unterordnen. Von den dargestellten Modellverfahren, in der Literatur auch als Umweltbewertungsinstrumente bezeichnet, ist die Ökobilanz die bisher am weitesten entwickelte Methode. Außerdem ist die Ökobilanz generell anerkannt, was auf die anderen Verfahren nicht zutrifft. Zudem existieren bezüglich dieser Methode die meisten Vereinbarungen und sie verfügt bereits teilweise über festgelegte strukturelle und methodische Elemente.<sup>100</sup>

BENZ, M. (1999) hingegen kommt bei seiner qualitativen Bewertung der Modellverfahren (vgl. Tabelle 8) zu dem Schluss, aus allen fünf vorgestellten Bewertungsverfahren dem Öko-

<sup>98</sup> Vgl. TROGE, A. (1997), S. 10; BENZ, M. (1999), S. 62.

<sup>99</sup> Vgl. BENZ, M. (1999), S. 62.

<sup>100</sup> Vgl. BORKEN, J.; PATYK, A.; REINHARDT, G. (1999), S. 13.

profil den Vorzug zu geben. Die Ökobilanz stellt in seinen Überlegungen nach dem Ökoprofil die zweitbeste Methode dar. Er begründet dies dahingehend, dass nur das Ökoprofil eine gute Vergleichsmöglichkeit bietet, was er auf die Quantifizierbarkeit der Daten, die Möglichkeit der Prozessbetrachtung und die Aussagefähigkeit bezüglich der Umweltnutzung zurückführt.<sup>101</sup> Des Weiteren argumentiert er, wie bereits erwähnt, aufgrund des umfangreichen und komplexen Daten- und Informationsbedarfs mit der schwierigeren Umsetzung der Ökobilanz in die Praxis.<sup>102</sup>

Methode	Numerische Darstellung des Zusammenhangs	Eindeutigkeit der Abgrenzung des Untersuchungsrahmens	Möglichkeit der Prozessbetrachtung	Möglichkeit der Datenermittlung für die Methode	Beschreibung der Umweltnutzung	Summe
Ökobilanz	2	1	3	1	3	10
Produktlinienanalyse	1	1	3	1	2	8
<b>Ökoprofil</b>	<b>3</b>	<b>2</b>	<b>3</b>	<b>2</b>	<b>3</b>	<b>13</b>
Ökologische Buchhaltung	1	2	1	3	2	9
Ökologische Rechnungslegung	2	2	1	2	2	9

Legende: 3 = gut, 2 = mittel, 1 = schlecht

Tabelle 8: Qualitative Bewertung der Modellverfahren zur ökologischen Transportbewertung

(Quelle: BENZ, M. (1999), S. 64)

Nach Meinung des Autors ist zwar das Ökoprofil mit weniger Aufwand als eine Ökobilanz zu erstellen, genügt aber nicht dem Anspruch einer möglichst differenzierten und umfassenden ökologischen Bewertung von Transportketten. Aufgrund dessen gründen sich nachfolgende Überlegungen nur zum Teil auf die Erkenntnisse von BENZ, M. (1999) und orientieren sich an den Anforderungen der Ökobilanz-Methodik, da diese dem Anspruch, durch die Anwendung der Lebenszyklusbetrachtung, besser gerecht wird.

## 2.2 Relevante Umweltbelastungen des Verkehrs und deren Auswirkungen

Nachdem die Anforderungen an die Bewertungsmethodik abschließend festgelegt wurden, werden in diesem Abschnitt die wesentlichen Umweltbelastungen des Güterverkehrs erläutert und deren Anteil am Ausmaß der jeweiligen Belastung anhand der anteilig verursachten externen Kosten in Europa dargestellt.

### 2.2.1 Physische Umweltwirkungen

Die erste Gruppe der Umweltbelastungen fasst der Autor unter dem Begriff der physischen Umweltwirkungen zusammen. Dabei handelt es sich um Unfälle, Staus, die Ökologische Trennwirkung und Abwasserentstehung sowie um Verkehrslärm und die daraus resultierenden Erschütterungen, welche im weiteren Verlauf kurz dargestellt werden.

- **Verkehrslärm und Erschütterungen**

Im Allgemeinen stellt Lärm ein unerwünscht hohes Geräuschniveau dar. Bei Lärm handelt es sich physikalisch betrachtet um Schall, beziehungsweise Schwingungen, die sich wellenfö-

<sup>101</sup> Vgl. BENZ, M. (1999), S. 64.

<sup>102</sup> Vgl. Ebenda, S. 62.

mig ausbreiten und im menschlichen Ohr in mechanische Energie umgewandelt werden. Gemessen wird die Lärmbelastung in Form der Schallintensität in Pascal ( $1 \text{ Pa} = 1 \text{ N pro m}^2$ ) oder des Schalldruckpegels in Dezibel (dB(A)). Der Schalldruckpegel ergibt sich dabei aus dem Verhältnis der Schallintensität zur Hörschwelle, die bei etwa 20 Mikropascal liegt.<sup>103</sup> Die Besonderheit dieser Umweltbelastung liegt in dessen Wahrnehmung. Diese folgt im mathematischen Sinne einer logarithmischen Funktion. Das heißt, eine Verdopplung der Lärmenergie hat lediglich eine Zunahme der wahrgenommenen Lautstärke um 3 dB(A) zur Folge. Je höher also der allgemeine Geräuschpegel ist, desto geringer sind die so genannten Lärmgrenzkosten einer zusätzlichen Lärmquelle. Mit zunehmender Verkehrsdichte verringern sich somit die Grenzkosten des Verkehrslärms.<sup>104</sup>

Als Lärmquellen im Verkehr kommen vor allem Antriebsgeräusche, verursacht durch Motoren, Auspuffanlagen oder Kühlerlüfter, sowie Fahrgeräusche, die durch das Abrollen der Reifen oder durch Bremsen entstehen können und schließlich Be- und Entladegeräusche bei Umschlagsprozessen in Frage. Die Lärmbelästigung an sich wird bestimmt durch die Dichte des Verkehrs, die technische Beschaffenheit der Fahrzeuge, den Zustand des Fahrweges, die Möglichkeiten der Lärmausbreitung sowie das Fahrverhalten der Verkehrsteilnehmer.<sup>105</sup>

Der Verkehrslärm stellt für die menschliche Gesundheit abhängig von der Intensität eine Gefährdung in unterschiedlicher Art und Weise dar. Höhere Außenlärmpegel als 40 dB(A) in der Nacht und 50 dB(A) am Tag beeinträchtigen zunehmend das psychische und soziale Wohlbefinden. Dies spiegelt sich in einer verminderten Schlafqualität und in einer geringeren geistigen wie körperlichen Leistungsfähigkeit sowie in Störungen hinsichtlich Erholung und Kommunikation wider.<sup>106</sup> Herrscht ein Lärmpegel über 60 dB(A), kann dies zu nervösen Stressreaktionen führen, die Risiken für Herz-Kreislauf-Erkrankungen und Magen-Darm-Erkrankungen erhöhen sowie die Schwächung des Immunsystems zur Folge haben.<sup>107</sup> Zum Beispiel muss bei einer Verkehrslärmbelastung über 65 dB(A) mit dem Anstieg des Herzinfarkttrisikos um etwa 20 Prozent gerechnet werden.<sup>108</sup> Des Weiteren sind Hörschäden bei kurzzeitigen Spitzenbelastungen des menschlichen Gehörs, wobei die Schmerzgrenze bei ungefähr 120 dB(A) liegt, aber auch durch geringere Belastungen ab 70 dB(A) bei längerer Einwirkdauer zu befürchten. Die physiologische Kapazität würde dabei überschritten werden.<sup>109</sup> Etwa 450 Millionen Bürger der Europäischen Union, das entspricht einem Anteil von 65 Prozent der europäischen Bevölkerung, leiden unter Lärmpegeln, die Schlafstörungen und andere gesundheitliche Probleme zur Folge haben, wobei der Straßenverkehr als Hauptquelle der Lärmbelastung gilt.<sup>110</sup> In Deutschland fühlen sich 70 Prozent der Bevölkerung durch Lärm gestört, welcher ebenfalls hauptsächlich vom Straßenverkehr ausgeht. Etwa 16 Prozent der deutschen Bevölkerung sind Lärmpegeln von mehr als 65 dB(A) ausgesetzt.<sup>111</sup> Insgesamt haben die durch Lärmemissionen des Güterverkehrs verursachten externen Kosten einen Anteil von 7

<sup>103</sup> Vgl. DOGS, E.; PLATZ, H. (1991), Kapitel 1, S. 19.

<sup>104</sup> Vgl. MAIBACH, M.; et al (2000), S. 102

<sup>105</sup> Vgl. DOGS, E.; PLATZ, H. (1991), Kapitel 1, S. 19.

<sup>106</sup> Vgl. UMWELTBUNDESAMT (2006), Kap. „Lärmwirkungen“.

<sup>107</sup> Vgl. MAIBACH, M.; et al (2000), S. 25

<sup>108</sup> Vgl. UMWELTBUNDESAMT (2006), Kap. „Gesundheitliche Folgen erhöhter Lärmbelastung“.

<sup>109</sup> Vgl. DOGS, E.; PLATZ, H. (1991), Kapitel 1, S. 19.

<sup>110</sup> Vgl. DORA, C.; PHILLIPS, M. (2000), S. 11.

<sup>111</sup> Vgl. UMWELTBUNDESAMT (2001), S. 9.

Prozent an den gesamten externen Kosten des Güterverkehrs im Jahr 2004 in der EU 15 (vgl. Kapitel 4.2.3).<sup>112</sup>

Mit den Lärmemissionen gehen ebenso Vibrationen oder auch Erschütterungsemissionen einher. Diese wirken sich ebenfalls in Form von Schlafstörungen negativ auf die menschliche Gesundheit aus. Sie bewirken aber auch Schäden an Bauwerken und die Minderung von Grundstückswerten.<sup>113</sup> Hauptverursacher von Erschütterungsemissionen sind schwere Lkw des Straßengüterverkehrs. Damit ist der Lkw mit einem mittleren Schallpegel von 78 bis 83 dB(A) der größte Emittent im Straßenverkehr. Durch Pkw wird hingegen ein um 6 bis 12 dB(A) niedrigerer Schallpegel verursacht.<sup>114</sup> Lärmemissionen von Schiffen sind von eher geringer Bedeutung, da der überwiegende Teil der Reisezeit auf offener See erfolgt und somit aufgrund regionaler Beschränkung des Lärms keine bis wenige Lärmemissionen registriert werden.<sup>115</sup>

- **Unfälle**

Unfälle zählen zu den unplanbaren Folgen des Verkehrs, dessen Ursachen im Einzelfall komplex sein können, sich dennoch zu dem zwei Gruppen menschlichen und technischen Versagen als Hauptunfallursachen zusammenfassen lassen. Aus Unfällen können für das Individuum und für die Gesellschaft abhängig von der Unfallschwere materielle und gesundheitliche Schäden resultieren. Bei der Bewertung der Schäden beziehungsweise der Unfallfolgen ist zwischen dem externen und dem internen Teil der Unfallkosten zu unterscheiden. Als externe Unfallfolgen werden jene eingestuft, die durch den Güterverkehr bei dritten Verkehrsteilnehmergruppen, wie Fußgängern, Radfahrern, Pkw-Insassen und auch bei Nichtverkehrsteilnehmern verursacht werden. Dies sind einerseits materielle Kosten, wie beispielsweise die medizinische Betreuung, die nicht durch Versicherungsleistungen abgedeckt ist, oder auch Nettoproduktionsverluste sowie Verwaltungskosten. Andererseits gehören dazu ebenso immaterielle Kosten für das menschliche Leid von Unfallopfern, Verwandten und Freunden, die meist in der Höhe dominieren.<sup>116</sup> Der internalisierte Teil der Unfallkosten ist dagegen über Versicherungsleistungen abgedeckt und wird von den Verkehrsteilnehmern in Form von Versicherungsprämien in das einzelwirtschaftliche Kostenkalkül einbezogen.<sup>117</sup>

Im Übrigen entfallen in der Europäischen Union mit rund 40.000 getöteten Einzelpersonen pro Jahr<sup>118</sup> annähernd 90 Prozent aller tödlich ausgehenden Verkehrsunfälle auf den Straßenverkehr.<sup>119</sup> Im Eisenbahnverkehr kommt es jährlich zu rund 1300 Todesopfern, wobei es sich bei 85 Prozent der Todesopfer bei Schienenunfällen um Nichtschienenbenutzer, also vorwiegend um Straßenbenutzer an den Überfahrten handelt.<sup>120</sup> Die durch Unfälle verursachten externen Kosten nehmen einem Anteil von 8 Prozent der gesamten externen Kosten der EU 15 ein (vgl. Kapitel 4.2.3).<sup>121</sup>

<sup>112</sup> Vgl. INFRAS; IWW (2004), S. 6.

<sup>113</sup> Vgl. TERVONEN, J.; HÄMEKOSKI, K.; OTTERSTRÖM, T.; ANTON, P.; BICKEL, P.; SCHMID, S. (2002), S. 17.

<sup>114</sup> Vgl. BENZ, M. (1999), S. 54.

<sup>115</sup> Vgl. SWINARSKI, B. (2005), S. 101.

<sup>116</sup> Vgl. MAIBACH, M.; et al (2000), S. 16; LINDBERG, G. (1999), S. 4.

<sup>117</sup> Vgl. SCHMID, S.; BICKEL, P.; FRIEDRICH, R. (2001), S. 22-24.

<sup>118</sup> Vgl. BUNDESMINISTERIUM FÜR VERKEHR (2005), S. 298.

<sup>119</sup> Vgl. LINDBERG, G. (1999), S. 44.

<sup>120</sup> Vgl. Ebenda, S. 9.

<sup>121</sup> Vgl. INFRAS; IWW (2004), S. 6.



- **Staus**

Eine Situation, in der die übliche oder gewünschte Art und Weise der Fortbewegung von Verkehrsteilnehmer eingeschränkt ist, kann als Stau definiert werden. Kommt der Verkehrsfluss zeitweilig zum Erliegen, wie in Stopp-and-go-Situationen, handelt es sich um Stau im eigentlichen Sinne. Der Begriff kann aber auch weiter gefasst werden, indem er darüber hinaus Auswirkungen durch ein zusätzliches Fahrzeug, wie beispielsweise einen Lkw, einbezieht, selbst wenn sich dem einzelnen Straßennutzer noch relativ freie Fahrt bietet.<sup>122</sup> Ursachen für stockende Verkehrsflüsse können unter anderem Änderungen der Straßenkapazität sein, die durch unplanmäßige Ereignisse, wie Unfälle, oder durch planmäßige Ereignisse, wie Straßenarbeiten, hervorgerufen werden. Ein häufiger Grund für Staus ist weiterhin die Überlastung der Straße, also eine Nachfrage, die die projektierte Kapazität übersteigt.<sup>123</sup>

Die damit verbundene Verringerung der Fahrgeschwindigkeit bringt für den Verkehrsnutzer einen erhöhten Zeitaufwand mit sich. Die durch Verkehrsstaus verloren gegangene Zeit stellt für den Verkehrsteilnehmer die hauptsächliche Konsequenz dar, welche sich aus ökonomischer Sicht durch Zeitkosten ausdrücken lässt. Der Anteil der Zeitkosten nimmt im Allgemeinen einen Anteil von etwa 90 Prozent an den Staukosten ein.<sup>124</sup> Zeitkosten sind überwiegend externe Kosten, da der einzelne Verkehrsteilnehmer lediglich seine eigenen Zeitaufwendungen betrachtet und die Folgen seiner Fahrtsentscheidung auf andere Verkehrsteilnehmer, welche aus der Wahl des Zeitpunktes, des Zielortes sowie des Verkehrsträgers resultieren, unbeachtet lässt.<sup>125</sup> Des Weiteren bewirken Verkehrsstaus zunehmende Betriebs- und Kraftstoffkosten, steigende Emissionen sowie ein erhöhtes Unfallrisiko mit den daraus resultierenden Unfallkosten.<sup>126</sup>

Würden externe Staukosten von den Verkehrsnutzern getragen, würden sie mit der Verlagerung der Reisezeit, der Reiserouten, der Verkehrsträger oder mit der Konzentration auf wichtige Fahrten reagieren. Externe Staukosten ergeben sich hierbei aus der Differenz zwischen den sozialen Grenzkosten, die ein Nutzer dem System auferlegt und seinen privaten Grenzkosten. Sinkt somit die Verkehrsmenge, nehmen auch die externen Staugrenzkosten ab. Das sich daraus resultierende Gleichgewicht ist gleichermaßen die optimale Verkehrsnachfragemenge, aus deren dazu gehörigen Grenzkosten sich die optimale Nutzungsgebühr oder auch Staugebühr ableiten lässt. Aus der kumulierten Differenz zwischen den sozialen internen als auch externen Grenzkosten und der Verkehrsnachfrage, die durch die Zahlungsbereitschaft der Nutzer für eine bestimmte Qualität der Infrastruktur bestimmt wird, die die optimale Verkehrsnachfragemenge übersteigt, ergeben sich schließlich die gesamten Staukosten. Aus dieser Größe wird die ökonomische Definition von Stau abgeleitet.<sup>127</sup>

Zwar werden Staukosten von jenen Nutzern der Verkehrsträger getragen, die sie auch verursachen, doch offenbart sich hier ein Bedarf für beispielsweise Marketingmaßnahmen, die zum Ziel eine Umverteilung zwischen den Verkehrsträgern haben.<sup>128</sup> Eine höhere Effizienz im

---

<sup>122</sup> Vgl. SCHMID, S.; BICKEL, P.; FRIEDRICH, R. (2001), S. 22-24.

<sup>123</sup> Vgl. Ebenda, S. 34.

<sup>124</sup> Vgl. LINK, H.; DODGSON, J. S.; MAIBACH, M.; HERRY, M. (1999), S. 68.

<sup>125</sup> Vgl. SCHMID, S.; BICKEL, P.; FRIEDRICH, R. (2001), S. 22-24.

<sup>126</sup> Vgl. Ebenda, S. 34.

<sup>127</sup> Vgl. MAIBACH, M.; et al (2000), S. 117 f.

<sup>128</sup> Vgl. MAUCH, S.; BANFI, S. (1995), S. 27.

Verkehr kann daher erreicht werden, indem Staukosten dem Verkehrsteilnehmer bewusst gemacht werden und eine Straßennutzung durch denjenigen erfolgt, der den höchsten Preis dafür zu zahlen bereit ist.<sup>129</sup>

Allein im Straßenverkehr summieren sich die externen Staukosten auf etwa 0,5 Prozent, das sind 45 Mrd. Euro, des Bruttoinlandsprodukts der Europäischen Union.<sup>130</sup> Aus diesem Grund sind sie für die Bewertung von Transportketten unerlässlich.

- **Ökologische Trennwirkung und Abwasserentstehung**

Neben Lärm, Staus und Unfällen hat die Verkehrsinfrastruktur darüber hinaus Auswirkungen auf den Landschaftsraum, wie zum Beispiel die Unterbrechung von natürlichen Prozessen und der Verlust von Artenvielfalt. Des Weiteren stört es den Grund- und Oberflächenwasserstrom, die Nahrungssuche sowie Wanderbewegungen, was einen Eingriff in die natürlichen Abläufe bedeutet. Der Einfluss der Verkehrsinfrastruktur geht somit deutlich über die Verkehrs- und Randflächen hinaus.<sup>131</sup>

Durch das Anlegen der Verkehrsinfrastruktur werden Flächen belegt, die durch die Transporttechnologie in der Regel dauerhaft versiegelt bleiben. Das heißt, dass der Natur sowie der landwirtschaftlichen Nutzung Flächen entzogen und Lebensraum zerstört wird.<sup>132</sup> In Deutschland beispielsweise nimmt die Siedlungs- und Verkehrsfläche täglich um 129 Hektar zu, was einen anhaltenden Landschaftsverbrauch zur Konsequenz hat, der sich in einer stetigen Umwandlung von Landschafts- und Freiflächen in versiegelte Flächen sowie in einer ansteigenden Landschaftsbeeinträchtigung und -entwertung widerspiegelt. Dabei geht für die Menschen immer mehr naturnaher Erholungsraum verloren. Innerhalb von Ortschaften nehmen für den Verkehr versiegelte Flächen Raum in Anspruch, der auch auf andere Weise genutzt werden könnte, wie zum Beispiel für Spielmöglichkeiten für Kindern oder zu Erholungszwecken.<sup>133</sup>

Andererseits begünstigt eine versiegelte Verkehrsfläche den beschleunigten Abfluss von Niederschlagswasser und den Transport von Sedimenten mit Folgen für den Wasserhaushalt. Eine weitere unmittelbare Verkehrswirkung auf die Natur sind Wildunfälle, die jedoch nur einen geringen Einfluss auf die Größe der Tierbestände haben. Von größerer Bedeutung ist dagegen die ökologische Trennwirkung beziehungsweise Zerschneidung infolge der Verkehrsinfrastruktur. Dabei wird die Trennwirkungen bestimmt durch den Ausbaugrad, die Verkehrsstärke, genauer durch den Verkehrslärm, Sichtbehinderungen und Schadstoffe aber auch durch Raubwild, welches die Straßenränder als Bewegungsraum nutzt. So wirken Straßen wie Barrieren und Filter für die Bewegungen der Tiere.<sup>134</sup> Dies bedeutet für die meisten Tier- und Pflanzenarten eine Zerschneidung und Verinselung und somit einen unumkehrbaren Verlust ihres Lebensraums.<sup>135</sup> Dies hat zur Folge, dass sich Populationen teilen und sich langfristig

---

<sup>129</sup> Vgl. ECMT (1998), S. 53.

<sup>130</sup> Vgl. EU-KOMMISSION (2001), S. 8.

<sup>131</sup> Vgl. ROTHENGATTER, W.; GÜHNEMANN, A.; KUCHENBECKER, K.; SCHADE, W. (1998), S. 98.

<sup>132</sup> Vgl. Ebenda, S. 98.

<sup>133</sup> Vgl. UMWELTBUNDESAMT (2001), S. 11.

<sup>134</sup> Vgl. FRIEDRICH, R.; BICKEL, P. (2001), S. 77.

<sup>135</sup> Vgl. UMWELTBUNDESAMT (2001), S. 11.

auch genetisch unterschiedlich entwickeln können.<sup>136</sup> Kleine und isolierte Populationen können auch aussterben, da sie größeren Bestandsschwankungen unterliegen.<sup>137</sup>

Vor allem die im Winter eingesetzten Enteisungsmittel, welche im Wesentlichen Natriumchlorid und Schwermetalle enthalten, gelten als Hauptschadstoffe im Wasserablauf von Straßen. Neben zahlreichen Chemikalien kommt es hauptsächlich durch Salz zu Korrosionen an Fahrzeugen und Brücken, einer erhöhten Belastung des Grundwassers sowie toxischer Einwirkungen auf Pflanzen- und Fischarten und andere im Wasser lebende Organismen.<sup>138</sup> Aus empirischen Untersuchungen geht hervor, dass sich die chemische Wirkung vorwiegend auf den straßennahen Raum eingrenzen lässt. Andererseits wurden Salzschäden auch an Bäumen bis zu 120 Metern von einer Straße entfernt verzeichnet. Außerdem konnten bereits salzresistente, sonst eher küstennahe Pflanzen an Straßenrändern im Binnenland nachgewiesen werden.<sup>139</sup>

Bei der Erfassung der externen Kosten der EU 15 werden die beschriebenen Umweltwirkungen, unter dem Aspekt der externen Kosten für Natur und Landschaft, mit einem Anteil von 3 Prozent subsumiert (vgl. Kapitel 4.2.3).<sup>140</sup>

Tabelle 9 fasst abschließend alle physischen Umweltwirkungen zusammen, die bei einer ökologischen Bewertung von Transportketten berücksichtigt werden müssen.

<b>Physische Umweltwirkungen</b>			
<b>Belastungsart</b>	<b>Ursachen</b>	<b>Bestimmt durch</b>	<b>Folgen</b>
<b>Lärm und Erschütterungen</b>	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Antriebsgeräusche</li> <li>• Fahrgeräusche</li> <li>• Be- und Entladegeräusche</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Verkehrsdichte</li> <li>• Fahrzeugbeschaffenheit</li> <li>• Fahrwegbeschaffenheit</li> <li>• Lärmausbreitung</li> <li>• Fahrverhalten</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Minderung der Schlafqualität und (geistigen) Leistungsfähigkeit</li> <li>• Störungen der Erholung und Kommunikation</li> <li>• Erhöhung der Risiken für Erkrankungen des Herz-Kreislauf-, Magen-Darm und Immunsystems</li> <li>• Hörschäden</li> <li>• Bauwerksschäden</li> <li>• Minderung von Grundstückswerten</li> </ul>
<b>Unfälle</b>	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Menschliches Versagen</li> <li>• Technisches Versagen</li> </ul>		<ul style="list-style-type: none"> <li>• Gesundheitliche Schäden</li> <li>• Menschliches Leid</li> <li>• Materialschäden</li> </ul>
<b>Staus</b>	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Änderung der Straßenkapazität</li> <li>• Überlastung der Straße (Nachfrage übersteigt die projektierte Kapazität)</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>• unplanmäßige Ereignisse, wie Unfälle</li> <li>• planmäßige Ereignisse, wie Straßenarbeiten</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Zeitverluste/ -kosten</li> <li>• Betriebs- und Kraftstoffkosten</li> <li>• Steigende Emissionen</li> <li>• Erhöhtes Unfallrisiko mit den daraus resultierenden Unfallkosten</li> </ul>
<b>Ökologische Trennwirkung</b>	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Flächenbelegung/ -verbrauch</li> <li>• Flächenversiegelung</li> <li>• Landschaftszerschneidung</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Verkehrsinfrastruktur</li> <li>• Ausbaugrad</li> <li>• Verkehrsstärke (genauer: Verkehrslärm, Sichtbehinderungen und Schadstoffe)</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Beeinträchtigung des Lebensraumes (Fragmentierung, Verlust sowie Störung der Nahrungssuche und der Wanderbewegungen)</li> <li>• Wildunfälle</li> <li>• Verlust von Artenvielfalt</li> <li>• Beeinträchtigung der Lebensqualität und des Tourismus</li> <li>• Störung des Grund- und Oberflächenwasserstromes</li> </ul>
<b>Eintrag von Schwermetallen und Salzen (Natriumchlorid)</b>	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Abwasserentstehung</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Beschleunigter Abfluss von Niederschlagswasser durch Flächenversiegelung</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Toxische Einwirkung auf Flora und Fauna (Fische)</li> <li>• Belastung des Grundwassers</li> <li>• Korrosion an Fahrzeugen und Brücken</li> </ul>

Tabelle 9: Zusammenfassung physischer Umweltwirkungen des Verkehrs

(Quelle: eigene Darstellung)

<sup>136</sup> Vgl. MAIBACH, M.; et al (2000), S. 216.

<sup>137</sup> Vgl. FRIEDRICH, R.; BICKEL, P. (2001), S. 77.

<sup>138</sup> Vgl. MAIBACH, M.; et al (2000), S. 216.

<sup>139</sup> Vgl. FRIEDRICH, R.; BICKEL, P. (2001), S. 79.

<sup>140</sup> Vgl. INFRAS; IWW (2004), S. 6.

### 2.2.2 Atmosphärische Emissionen

In der zweiten Gruppe der Umweltbelastungen werden alle verkehrsrelevanten atmosphärischen Emissionen eingeordnet. Wie im vorangegangenen Abschnitt werden auch hier die einzelnen Emissionen kurz skizziert und deren Folgen für den Menschen und seine Umwelt verdeutlicht.

- **Stickoxide (NO<sub>x</sub>)**

Bei Verbrennungsprozessen fossiler Energieträger bilden sich Stickoxide (NO<sub>x</sub>) aus zweierlei Gründen. Einerseits oxidiert bei der Verbrennung der in Kohle und Mineralöl enthaltene Stickstoff und andererseits kommt es bei hohen Verbrennungstemperaturen ab ungefähr 1.200 Grad Celsius zu einer Reaktion des Luftstickstoffs mit dem Luftsauerstoff, auch thermische Stickstoffbildung genannt. Dabei bildet sich hauptsächlich Stickstoffmonoxid (NO), welches in der Atmosphäre mit dem Luftsauerstoff zu Stickstoffdioxid (NO<sub>2</sub>) reagiert. Durch Stickoxide wird beim Menschen das Risiko von Atemwegsinfektionen und der Beeinträchtigung der Lungenfunktion erhöht.<sup>141</sup>

Außerdem begünstigt die Reaktion von Stickoxiden mit der Luftfeuchtigkeit die Entstehung von salpetriger Säure und Salpetersäure (HNO<sub>3</sub>), welche in der Atmosphäre in Form von feinsten Flüssigkeitstropfen, Aerosole genannt, vorliegen. Salpetersäure trägt zur Entstehung von Saurem Regen bei, der Korrosionen auf metallischen Oberflächen verursacht, Pflanzen schädigt sowie die Versauerung des Bodens fördert.<sup>142</sup> Durch einen Stickstoffüberschuss gelangt Stickstoff in Form von Nitraten in das Grundwasser und bewirkt so eine Überdüngung. Dies führt einerseits zum Ausspülen wichtiger Nährstoffe wie Magnesium oder Kalzium und andererseits zum Freisetzen von Aluminium oder Cadmium, welche für Pflanzen, Fische und andere Organismen giftige Substanzen darstellen.<sup>143</sup> Des Weiteren begünstigen Stickoxide in Kombination mit flüchtigen organischen Verbindungen und unter Sonneneinstrahlung die Bildung von bodennahem Ozon.<sup>144</sup>

- **Schwefeldioxid (SO<sub>2</sub>)**

Erdöl besitzt einen natürlichen Anteil an Schwefel von bis zu 4 Prozent, der bei Verbrennungsprozessen zu gasförmigem Schwefeldioxid (SO<sub>2</sub>) oxidiert.<sup>145</sup>

Unter Einwirkung von Sonnenlicht reagiert Schwefeldioxid zu schwefeliger Säure und Schwefelsäure, die sich in den Wasserpartikeln der Wolken lösen und anschließend als Saurer Regen an die Erde abgegeben werden. Schwefelsäure ist die Hauptursache für die Entstehung von Saurem Regen, welcher zur Versauerung von Gewässern und Böden führt<sup>146</sup> sowie, wie im vorangegangenen Abschnitt erwähnt, auf mineralischen und metallischen Oberflächen, zum Beispiel von Bauwerken, deren natürliche Verwitterung und Korrosion beschleunigt. Eine toxische Wirkung auf Mensch und Tier ist dagegen erst bei sehr hohen Konzentrationen zu erwarten. Jedoch beeinträchtigt er die Atemfunktion durch Schädigung der Schleimhäute

---

<sup>141</sup> Vgl. BENZ, M. (1999), S. 50.

<sup>142</sup> Vgl. Ebenda.

<sup>143</sup> Vgl. ALEXANDERSSON, A.; FLODSTRÖM, E.; ÖBERG, R.; STÄLBERG, P. (1993), S. 32.

<sup>144</sup> Vgl. UMWELTBUNDESAMT (2001), S. 10.

<sup>145</sup> Vgl. BORSCH, P.; WAGNER, H.-J. (1992), S. 43.

<sup>146</sup> Vgl. BENZ, M. (1999), S. 53 f.

in Mund, Nase und Lunge.<sup>147</sup> An Pflanzen macht sich ein zu hoher Schwefeldioxideintrag in Form des Abbaus von Chlorophyll und dem daraus resultierenden Absterben von Gewebepartien bemerkbar.<sup>148</sup>

- **Flüchtige organische Verbindungen**

Flüchtige organische Verbindungen (VOC) setzen sich neben weiteren Einzelkomponenten hauptsächlich aus Kohlenwasserstoffketten und Benzolen, worunter aromatische Kohlenwasserstoffe mit Ringmolekülen verstanden werden, zusammen.<sup>149</sup> Die Primärenergieträger Erdöl und Erdgas als auch die daraus gewonnenen Sekundärenergieträger wie Benzin, Heizöl oder Flüssiggas bestehen aus Kohlenwasserstoffen mit kettenförmigen Molekülen. Unter Kohlenwasserstoffen werden alle organischen, aus Kohlenstoff und Wasserstoff bestehenden Verbindungen subsumiert.<sup>150</sup> Sie treten vor allem in Dieselabgasen sowie gasförmig als auch gebunden an Partikel in Abgasen auf.<sup>151</sup> Die Freisetzung von Kohlenwasserstoffen wird hauptsächlich infolge von unvollständigen Verbrennungsvorgängen, wie dies in Motoren der Fall ist, ausgelöst. Aus vollständigen Verbrennungen würden nur Kohlendioxid und Wasser hervorgehen. Es werden aber auch Kohlenwasserstoffe aus den Kraftfahrzeugtanks sowie beim Umfüllen des Treibstoffs direkt in die Atmosphäre abgegeben. Die menschliche Gesundheit wird unter Einfluss hoher Konzentrationen in Form von Schleimhautreizungen beeinträchtigt. Darüber hinaus sind Kohlenwasserstoffe in bestimmter Zusammensetzung, wie Benzol (C<sub>6</sub>H<sub>6</sub>) oder Benzpyren (C<sub>20</sub>H<sub>12</sub>), krebserregend.<sup>152</sup>

Bei 90 Prozent der flüchtigen organischen Verbindungen (VOC) bei dieselbetriebenen Fahrzeugen handelt es sich um so genannte flüchtige organische Verbindungen ohne Methan (NMVOC = Non-Methane Volatile Organic Compounds). Methan (CH<sub>4</sub>), nach Kohlendioxid das bedeutendste Treibhausgas, spielt somit in diesem Fall für die weiteren Betrachtungen nur eine untergeordnete Rolle.<sup>153</sup>

- **Ozon (O<sub>3</sub>)**

Ozon stellt eine energiereiche Modifikation des Sauerstoffs mit drei Sauerstoffatomen im Molekül dar. Es ist der bedeutendste Vertreter der Photooxidantien.<sup>154</sup> In der Troposphäre, also in den unteren Luftschichten bis etwa 10 km Höhe,<sup>155</sup> bilden sich Photooxidantien unter dem Einfluss von Sonnenstrahlung über eine Folge vielschichtiger chemischer Reaktionen aus Stickstoffoxid und Kohlenwasserstoffen, welche überwiegend aus Emissionen des Verkehrs stammen. Sie spielen eine zentrale Rolle beim Sommersmog. In Verbindung mit Stickstoffmonoxid, welches gleichfalls durch den Verkehr emittiert wird, wird Ozon wieder abgebaut, was dazu führt, dass die Konzentration von Ozon da, wo es freigesetzt wird, oft geringer ist als in Reinluftgebieten.<sup>156</sup>

---

<sup>147</sup> Vgl. UMWELTMINISTERIUM MECKLENBURG-VORPOMMERN (1998), S. 13.

<sup>148</sup> Vgl. LAHMANN, E. (1996), S. 145.

<sup>149</sup> Vgl. Ebenda, S. 121.

<sup>150</sup> Vgl. BENZ, M. (1999), S. 51.

<sup>151</sup> Vgl. LAHMANN, E. (1996), S. 121.

<sup>152</sup> Vgl. FRIEDRICH, R.; BICKEL, P. (2001), S. 13.

<sup>153</sup> Vgl. UMWELTBUNDESAMT (2005), S. 6.

<sup>154</sup> Vgl. BENZ, M. (1999), S. 53.

<sup>155</sup> Vgl. UMWELTBUNDESAMT (2005), S. 4.

<sup>156</sup> Vgl. BENZ, M. (1999), S. 53.

Ozon ist ein chemisch sehr reaktiver Stoff und wirkt in höheren Konzentrationen auf Mensch und Tier gesundheitsgefährdend.<sup>157</sup> Ozon dringt tief in die Atemwege ein und reizt die Schleimhäute und das Lungengewebe, da es eine geringe Wasserlöslichkeit besitzt.<sup>158</sup> Abhängig von der aufgenommenen Dosis bewirkt es Atembeschwerden, eine verminderte physische Leistungsfähigkeit, Asthmaanfälle und Kopfschmerzen.<sup>159</sup> Studien belegen ferner eine Verbindung zwischen Ozon und dem Auftreten von Lungenkrebs.<sup>160</sup> Ozon verfügt gegenüber Pflanzen über eine genauso toxische Wirkung. Daraus resultieren Störungen der Photosynthese, Schädigungen der Blätter sowie Wachstums- und Ertragsprobleme. Ferner erhöht sich die Anfälligkeit von Pflanzen bezüglich Hitze, Trockenheit, Frost, Schädlingsbefall und einer Schwermetallbelastung.<sup>161</sup> Schließlich führt eine Ozonbelastung bei Farben, Plastikmaterialien und Gummiprodukten zu Verfärbungen und einer Schwächung der Materialien.<sup>162</sup>

In der Erdatmosphäre übernimmt Ozon eine weitere Funktion. Neben der Troposphäre existiert es auch in der Stratosphäre, das heißt, in den Luftschichten oberhalb von 10 bis etwa 80 km Höhe. In dieser Schicht der Erdatmosphäre konzentriert sich mit über 90 Prozent der Hauptanteil dieses Gases und fungiert dort als Filter gegen die schädliche ultraviolette Sonnenstrahlung, wo es jedoch infolge anthropogener Schadstoffe, wie Chlor oder Brom, zerstört und so in seiner Funktion eingeschränkt wird.<sup>163</sup>

- **Staub und Rußpartikel (PM)**

Staub und Rußpartikel setzen sich aus unverbranntem Kohlenstoff und Asche zusammen und enthalten toxische wie auch krebserregende Spuren von Metallen und polyzyklischen, aromatischen Kohlenwasserstoffen.<sup>164</sup> Zu den Metallen zählen hauptsächlich Schwermetalle wie Blei, Vanadium, Beryllium oder Quecksilber, die über die Nahrung aufgenommen werden können, nachdem sie über Niederschläge auf landwirtschaftlich genutzte Flächen und in die Nahrungskette gelangt sind.<sup>165</sup> Rund 85 Prozent des Schwebstaubes besteht aus Feinstaub. Als Feinstaub werden jene Teilchen mit einem Durchmesser nicht größer als 10 Mikrometer bezeichnet.<sup>166</sup> Die eher geringe Korngröße ermöglicht es den Staubteilchen tief in die Lunge einzudringen und somit zu gesundheitlichen Problemen wie Erkrankungen der Atmungsorgane zu führen.<sup>167</sup> Langzeituntersuchungen zeigen ein erhöhtes Risiko an chronischem Husten, Bronchitis und Sinusitis aber auch Lungenkrebs zu erkranken.<sup>168</sup> Auf Materialoberflächen führt Staub zu Verschmutzungen und kann teilweise in die Steinporen eindringen.<sup>169</sup>

Staub und Rußpartikel können in der Atmosphäre unterschiedliche Distanzen zurücklegen. Die Reichweite wird dabei von den meteorologischen Bedingungen, beispielsweise der Windgeschwindigkeit, und von der Verweildauer in der Atmosphäre bestimmt. Zum Beispiel ver-

<sup>157</sup> Vgl. UMWELTBUNDESAMT (2005), S. 4.

<sup>158</sup> Vgl. BENZ, M. (1999), S. 53.

<sup>159</sup> Vgl. ROTHENGATTER, W.; GÜHNEMANN, A.; KUCHENBECKER, K.; SCHADE, W. (1998), S. 40.

<sup>160</sup> Vgl. KAGESON, P. (1999), S. 3.

<sup>161</sup> Vgl. UMWELTBUNDESAMT (2005), S. 15.

<sup>162</sup> Vgl. ROTHENGATTER, W.; GÜHNEMANN, A.; KUCHENBECKER, K.; SCHADE, W. (1998), S. 53.

<sup>163</sup> Vgl. UMWELTBUNDESAMT (2005), S. 4.

<sup>164</sup> Vgl. ALEXANDERSSON, A.; FLODSTRÖM, E.; ÖBERG, R.; STÄLBERG, P. (1993), S. 33.

<sup>165</sup> Vgl. BENZ, M. (1999), S. 52 f.

<sup>166</sup> Vgl. LAHMANN, E. (1996), S. 125.

<sup>167</sup> Vgl. ALEXANDERSSON, A.; FLODSTRÖM, E.; ÖBERG, R.; STÄLBERG, P. (1993), S. 33.

<sup>168</sup> Vgl. WICHMANN, H.-E. (2003), S. 14.

<sup>169</sup> Vgl. LAHMANN, E. (1996), S. 147.

bleiben ultrafeine Partikel nur einige Sekunden bis zu wenigen Stunden in der Atmosphäre, wohingegen Teilchen, die über einen Durchmesser von mehr als 0,1 Mikrometer verfügen, mehr als 1.000 km zurücklegen können und dabei mehrere Wochen in der Atmosphäre verweilen.<sup>170</sup>

- **Kohlenmonoxid (CO)**

Bei unvollständiger Verbrennung fossiler Treibstoffe entsteht Kohlenmonoxid, welches photochemisch aktiv ist und in hohen Konzentrationen eine toxische Wirkung entfaltet. Insbesondere Menschen, die bereits durch Herz- Kreislaufkrankungen gesundheitlich vorbelastet sind, können auf Kohlenmonoxid sensibel reagieren.<sup>171</sup> Anstatt des Sauerstoffs verbindet sich Kohlenmonoxid mit dem roten Blutfarbstoff Hämoglobin, was die Störung des Sauerstofftransfers im Blut zur Folge hat und bei hohen Konzentrationen eine Blockade der Atmung herbeiführt, die schließlich zum Tod führen kann. Kohlenmonoxid reagiert zudem an der Luft zu ungiftigem aber klimarelevantem Kohlendioxid.<sup>172</sup>

- **Kohlendioxid (CO<sub>2</sub>)**

Kohlendioxid trägt neben weiteren Klimagasen wie Stickstoffdioxid oder Methan (CH<sub>4</sub>) einen bedeutenden Anteil zum so genannten anthropogenen Treibhauseffekt bei.<sup>173</sup> In den letzten 1000 Jahren wurde im 20. Jahrhundert, auf der Nordhalbkugel der Erde, die stärkste Klimaerwärmung verzeichnet. Als wärmste Dekade gilt hierbei das Jahrzehnt von 1990 bis 1999.<sup>174</sup>

Bei jeder Verbrennung fossiler Energieträger wird CO<sub>2</sub> gebildet und in die Atmosphäre abgegeben, wodurch das natürliche Gleichgewicht des Kohlendioxidhaushalts gestört wird. Durch die Rodung von Wäldern wird das Gleichgewicht zusätzlich negativ beeinflusst.<sup>175</sup> Hohe Konzentrationen von CO<sub>2</sub> führen zur Reflexion der Wärmeabstrahlung der Erdoberfläche und somit zur Erderwärmung.<sup>176</sup> Die Folgen der Globalen Erwärmung sind Verschiebungen der Klimazonen, ein Anstieg der Meeresspiegel, veränderte Niederschlagsverteilungen, erhöhte Verdunstung, veränderte Sturmaktivitäten und eine Häufung von Dürreperioden.<sup>177</sup>

Kohlendioxid aus den Rauchgasen von Kraftwerken, Einzelfeuerungen und Fahrzeugen lässt sich jedoch praktisch nicht abscheiden. Der apparative Aufwand, der Energiebedarf und somit auch die Kosten wären dafür sehr hoch. Die Möglichkeiten, CO<sub>2</sub>-Emissionen durch technische Maßnahmen zu verringern, sind gegenüber den übrigen Schadstoffen begrenzt, weshalb eine Reduktion der CO<sub>2</sub>-Emissionen hauptsächlich über einen geringeren Energieverbrauch oder durch die Wahl kohlenstoffärmerer oder kohlenstofffreier Energieträger zur Energieerzeugung realisiert werden kann.<sup>178</sup> Im Rahmen der Klimarahmenkonvention wurde das Ziel ausgegeben, die Konzentrationen der Treibhausgase in der Atmosphäre auf ein Niveau zu bringen, welches keine gefährliche Störung des Klimasystems durch den Menschen nach sich

---

<sup>170</sup> Vgl. WICHMANN, H.-E. (2003), S. 4.

<sup>171</sup> Vgl. ALEXANDERSSON, A.; FLODSTRÖM, E.; ÖBERG, R.; STÄLBERG, P. (1993), S. 34.

<sup>172</sup> Vgl. BENZ, M. (1999), S. 51.

<sup>173</sup> Vgl. FRIEDRICH, R.; BICKEL, P. (2001), S. 13.

<sup>174</sup> Vgl. UMWELTBUNDESAMT (2001), S. 10.

<sup>175</sup> Vgl. HEINZE, G. W.; KILL, H. (1996), S. 173.

<sup>176</sup> Vgl. ALEXANDERSSON, A.; FLODSTRÖM, E.; ÖBERG, R.; STÄLBERG, P. (1993), S. 34.

<sup>177</sup> Vgl. ROTHENGATTER, W.; GÜHNEMANN, A.; KUCHENBECKER, K.; SCHADE, W. (1998), S. 55.

<sup>178</sup> Vgl. HEINZE, G. W.; KILL, H. (1996), S. 173.

zieht. Soll dieses Ziel erreicht werden, müssten die Kohlendioxidemissionen weltweit sofort um 50 bis 70 Prozent verringert werden.<sup>179</sup>

Tabelle 10 fasst abschließend alle atmosphärischen Emissionen, welche mit 69 Prozent der externen Kosten des Güterverkehrs, verursacht durch Luftverschmutzung und Klimaveränderung, den größten Anteil der in der EU 15 verursachten externen Kosten ausmachen, sowie deren Folgen zusammen, die bei einer ökologischen Bewertung von Transportketten Beachtung finden müssen.

Atmosphärische Emissionen			
Umweltwirkung	Schadstoff	Entstehung	Folgen
<b>Stickoxide (NO<sub>x</sub>)</b>	<ul style="list-style-type: none"> <li>Stickstoffmonoxid (NO).</li> <li>Stickstoffdioxid (NO<sub>2</sub>).</li> <li>Salpetrige Säure und Salpetersäure (HNO<sub>3</sub>).</li> </ul>	Bei Verbrennungsprozessen fossiler Energieträger.	<ul style="list-style-type: none"> <li>Erhöhtes Risiko von Atemwegsinfektionen und der Beeinträchtigung der Lungenfunktion.</li> <li>Begünstigen Bildung von bodennahem Ozon (O<sub>3</sub>).</li> <li>Entstehung von Saurem Regen, der Korrosion auf metallischen Oberflächen verursacht, Pflanzen schädigt sowie die Versauerung des Bodens fördert.</li> </ul>
<b>Schwefeldioxid (SO<sub>2</sub>)</b>	<ul style="list-style-type: none"> <li>Schwefeldioxid (SO<sub>2</sub>).</li> <li>Schwefelsäure.</li> <li>Schwefelige Säure.</li> </ul>	Schwefelanteil des Erdöls oxidiert bei Verbrennungsprozessen zu Schwefeldioxid (SO <sub>2</sub> ), welches unter Sonneneinstrahlung zu schwefeliger Säure und Schwefelsäure reagiert.	<ul style="list-style-type: none"> <li>Hauptursache für die Entstehung von Saurem Regen, welcher zur Versauerung von Gewässern und Böden führt die Korrosion auf metallischen Oberflächen fördert und Pflanzen schädigt.</li> <li>In hoher Konzentration: Beeinträchtigung der Atemfunktion durch Schädigung der Schleimhäute in Mund, Nase und Lunge; Abbau des Chlorophyll und Absterben von Gewebepartien bei Pflanzen.</li> </ul>
<b>Flüchtige organische Verbindungen (VOC)</b>	<ul style="list-style-type: none"> <li>Kohlenwasserstoffe (C<sub>x</sub>H<sub>x</sub>-alle organ. Verbindungen aus Kohlenstoff und Wasserstoff) mit kettenförmigen Molekülen.</li> </ul>	Freisetzung bei unvollständiger Verbrennung; direkte Abgabe durch Tankatmung sowie beim Umfüllen des Treibstoffs.	<ul style="list-style-type: none"> <li>Bei hoher Konzentration: Schleimhautreizungen.</li> <li>Kohlenwasserstoffe sind in bestimmter Zusammensetzung, wie Benzol (C<sub>6</sub>H<sub>6</sub>) oder Benzpyren (C<sub>20</sub>H<sub>12</sub>), krebserregend.</li> </ul>
<b>Ozon (O<sub>3</sub>)</b>	<ul style="list-style-type: none"> <li>Energieriche Modifikation des Sauerstoffs mit drei Sauerstoffatomen.</li> </ul>	Bildet sich unter Einfluss von Sonnenstrahlung aus Stickoxiden (NO <sub>x</sub> ) und Kohlenwasserstoffen (C <sub>x</sub> H <sub>x</sub> ).	<ul style="list-style-type: none"> <li>Sommersmog.</li> <li>Atembeschwerden, verminderte physische Leistungsfähigkeit, Asthmanfälle und Kopfschmerzen; kann Lungenkrebs verursachen.</li> <li>Toxische Wirkung auf Pflanzen, woraus Störungen der Photosynthese, Schädigungen der Blätter sowie Wachstums- und Ertragsprobleme resultieren.</li> <li>Verfärbungen und Schwächung der Materialien bei Farben, Plastikmaterialien und Gummiprodukten.</li> </ul>
<b>Staub und Rußpartikel</b>	<ul style="list-style-type: none"> <li>Unverbrannter Kohlenstoff.</li> <li>Asche, Feinstaub.</li> <li>Spuren von Metallen (z. B. Blei, Vanadium, Beryllium oder Quecksilber).</li> </ul>	Bei Verbrennungsprozessen fossiler Energieträger.	<ul style="list-style-type: none"> <li>Erkrankungen der Atmungsorgane.</li> <li>Erhöhtes Risiko an chronischem Husten, Bronchitis und Sinusitis aber auch Lungenkrebs.</li> <li>Auf Materialoberflächen führt Staub zu Verschmutzungen und kann in die Steinporen eindringen.</li> </ul>
<b>Kohlenmonoxid (CO)</b>	<ul style="list-style-type: none"> <li>Photochemisch aktives CO.</li> </ul>	Bei unvollständiger Verbrennung fossiler Treibstoffe.	<ul style="list-style-type: none"> <li>Verbindet sich anstatt des Sauerstoffs mit dem roten Blutfarbstoff Hämoglobin; dies bewirkt eine Störung des Sauerstofftransfers im Blut und kann bei hohen Konzentrationen eine Blockade der Atmung herbeiführen, die zum Tod führen kann.</li> <li>Kohlenmonoxid reagiert an der Luft zum klimarelevanten Kohlendioxid.</li> </ul>
<b>Kohlendioxid (CO<sub>2</sub>)</b>	<ul style="list-style-type: none"> <li>klimarelevantes Kohlendioxid CO<sub>2</sub>.</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>Bei jeder Verbrennung fossiler Energieträger.</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>Hohe Konzentration von CO<sub>2</sub> führt zur Reflexion der Wärmeabstrahlung der Erdoberfläche und somit zur Erderwärmung.</li> <li>Folgen der Globalen Erwärmung sind Verschiebungen der Klimazonen, ein Anstieg der Meeresspiegel, veränderte Niederschlagsverteilung, erhöhte Verdunstung, veränderte Sturmaktivitäten und eine Häufung von Dürreperioden.</li> </ul>

Tabelle 10: Zusammenfassung atmosphärischer Emissionen des Verkehrs

(Quelle: eigene Darstellung)

Ergänzend sei noch erwähnt, dass im Zusammenhang mit Emissionsberechnungen so genannte Emissionsfaktoren betrachtet werden. Bei den Emissionsberechnungen handelt es sich um Emissionen von Fahrzeugen mit Motoren im betriebswarmen Zustand, Startzuschlägen und Verdampfungsemissionen. Emissionen von Fahrzeugen mit Motoren im betriebswarmen Zustand haben ihren Ursprung im Fahrverhalten, welches beispielsweise durch die Fahrgeschwindigkeit oder die Fahrdynamik bestimmt wird, aber auch aus Faktoren, wie der Längsneigung einer Strecke. Angegeben werden diese Emissionen in der Einheit Gramm pro gefahrenen Kilometer (g/km). Als Startzuschläge wird der Mehrausstoß an Schadstoffen eines kal-

<sup>179</sup> Vgl. UMWELTBUNDESAMT (2001), S. 10.



ten Motors, wie zum Beispiel nach dem Start, gegenüber einem Motor im betriebswarmen Zustand bezeichnet. Verdampfungsemissionen werden in drei Arten unterteilt: Die Verdampfung aufgrund von Tankatmung, die Verdampfung nach Warm- und Heißabstellen sowie die so genannten Running Losses. Schwankende Umgebungstemperaturen sind dabei die Ursache von Tankatmung und den damit einhergehenden Verdampfungsverlusten. Verdampfungsverluste entstehen ebenfalls nach der Nutzung eines Fahrzeugs, solange dessen Motor warm oder heiß ist. Verdampfungsverluste, die während der Fahrt auftreten, werden als Running Losses bezeichnet. Verdampfungsemissionen kommen hauptsächlich bei benzinbetriebenen Fahrzeugen vor. Da die Siedetemperatur von Diesel über der von Benzin liegt, kann für Dieselfahrzeuge die Verdampfung von Treibstoff dagegen vernachlässigt werden.<sup>180</sup>

Emissionsfaktoren sind schließlich standardisierte Kenngrößen, welche entweder als Fahrleistung, sprich Fahrzeugkilometer (Fzkm), oder als Transportleistung, sprich Tonnenkilometer (Tkm), angegeben werden und zur Berechnung der Emissionen und des Energieverbrauchs von Transportvorgängen dienen.<sup>181</sup>

---

<sup>180</sup> Vgl. KELLER, M.; DE HAAN, P.; KNÖRR, W.; HAUSBERGER S.; STEVEN, H. (2004), S. 16.

<sup>181</sup> Vgl. SCHMIDT, M.; KNÖRR, W.; PATYK, A.; HÖPFNER, U. (1998), S. 282.

### 3 Ökonomische Bewertung von Transportketten

In Kapitel 1.2 wurde darauf hingewiesen, dass neben der ökologischen Bewertung von Transportketten auch eine wirtschaftliche Betrachtung erfolgen muss. Die Bestimmung der hierfür geeigneten Bewertungskriterien basiert auf Literaturstudien nach SWINARSKI, B. (2005), dessen Suche und Auswahl sich auf jene Literatur fokussierte, die sich allgemein mit der Bewertung von Transportketten befasst. Eine Einschränkung des Untersuchungsraums wurde bewusst nicht vorgenommen, um eine möglichst breite Übersicht über die Aspekte zu gewinnen, die im Rahmen der Bewertung von Transportketten berücksichtigt werden. In die Literaturstudien wurden somit sowohl aktuelle Untersuchungen als auch ältere Studien einbezogen.<sup>182</sup> Die Ableitung der ökonomisch relevanten Kriterien für die Evaluierung von Transportketten erfolgt zunächst mittels des theoretischen Konzepts der Verkehrswertigkeiten nach VOIGT, F. (1973). Im zweiten Schritt werden empirisch erhobene Bewertungskriterien identifiziert, die anschließend dem theoretischen Kriterienkatalog gegenübergestellt und zusammengeführt werden.

#### 3.1 Theoretische Ableitung der Kriterien zur wirtschaftlichen Bewertung

In diesem Abschnitt wird zunächst das Konzept der Verkehrsaffinitäten/ Verkehrswertigkeiten nach VOIGT, F. (1973), welches die Systematisierung der Qualität von Verkehrsleistungen erlaubt, charakterisiert und anschließend geprüft, inwiefern es zur Bewertung von Transportketten angewandt werden kann.<sup>183</sup>

Als Verkehrswertigkeit bezeichnet VOIGT, F. (1973) die Qualität der Verkehrsleistung. Sie stellt eine objektive Eigenschaft des Verkehrssystems dar und kann zur Ermittlung von Qualitätsmerkmalen, oder auch Teilwertigkeiten genannt, eines Verkehrsmittels oder eines Verkehrssystems herangezogen werden, die im Anschluss zu einem Qualitätsprofil zusammengefasst werden können. Verkehrsaffinitäten sind Ansprüche der Nachfrageseite an die Qualität von Güterverkehrsleistungen. Das angebotsseitige Gegenstück sind Verkehrswertigkeiten, die hinsichtlich der verschiedenen Verkehrsträger individuelle Ausprägungen aufweisen, also über unterschiedlich ausgeprägte Fähigkeiten verfügen, Qualitätsmerkmale zu gewissen Kosten über eine Strecke hinweg zu realisieren. Das Qualitätsprofil nach VOIGT, F. (1973) wird durch die Teilwertigkeiten Massenleistungsfähigkeit, Schnelligkeit, Fähigkeit zur Netzbindung, Berechenbarkeit, Häufigkeit der Verkehrsbedienung, Sicherheit sowie der Bequemlichkeit charakterisiert (vgl. Tabelle 11).<sup>184</sup>

Das Konzept der Verkehrswertigkeiten eignet sich für die Bewertung von Auswirkungen des Verkehrssystems sowohl aus volkswirtschaftlicher als auch betriebswirtschaftlicher Sicht. Denn für beide Betrachtungsperspektiven ist es relevant zu untersuchen, welche Verkehrsleistung am schnellsten und sichersten ist, am genauesten berechnet werden kann und sich am besten an die Nachfrage, bei den verhältnismäßig niedrigsten Kosten, anzupassen vermag. Bei den genannten Kosten handelt es sich jedoch nur um die bereits in das Marktgeschehen internalisierten Kosten. Denn die Verkehrsnachfrager, also die Verlager, sind an einer Verkehrsleistung interessiert, die ihren Anforderungen (Affinitäten) entspricht und die verhältnismäßig

<sup>182</sup> Vgl. SWINARSKI, B. (2005), S. 44.

<sup>183</sup> Vgl. Ebenda, S. 45.

<sup>184</sup> Vgl. Ebenda, S. 45.

geringsten Kosten verursacht. Dabei betrachten sie nur die für sie relevanten Kosten. Externe Kosten, die beispielsweise durch Umweltbelastungen verursacht werden, finden in diesen Betrachtungen keine Berücksichtigung.<sup>185</sup>

Teilwertigkeiten	Beschreibung
Massenleistungsfähigkeit	Grad der Fähigkeit eines Verkehrsmittels zum Transport unterschiedlich großer Massen von Gütern, Nachrichten oder Personen zu möglichst geringen Kosten.
Schnelligkeit	Grad der Fähigkeit eines Verkehrsmittels, eine Verkehrsleistung, bei bestimmten Kosten, verschieden schnell auszuführen (durchschnittliche Fahrgeschwindigkeit, Wartezeiten).
Fähigkeit zur Netzbindung	Grad der Fähigkeit eines Verkehrsmittels, Transporte von einem Ort zu anderen Orten direkt, ohne Umladung, bei möglichst geringen Kosten, zu ermöglichen.
Berechenbarkeit	Grad der Fähigkeit eines Verkehrsmittels, bei Transporten die festgelegte Abfahrts-, Fahr- und Ankunftszeit unter möglichst niedrigen Kosten einzuhalten.
Häufigkeit der Verkehrsbedienung	Grad der Fähigkeit eines Verkehrsmittels, zwischen verschiedenen Punkten seines Verkehrsnetzes eine möglichst hohe Anzahl von Verkehrsverbindungen in einer Zeiteinheit bei möglichst geringen Kosten anzubieten.
Sicherheit	Grad der Fähigkeit eines Verkehrsmittels, Transportvorgänge ohne Qualitäts- oder Wertminderungen des Gutes oder des Wohlbefindens der Reisenden zu möglichst niedrigen Kosten auszuführen.
Bequemlichkeit	Grad der Fähigkeit eines Verkehrsmittels, Verkehrsleistungen zu möglichst geringen Kosten so zu erbringen, dass sie dem Nutzer möglichst wenig Arbeit bereiten und sein Wohlbefinden maximieren.

*Tabelle 11: Teilwertigkeiten des Qualitätsprofils von Verkehrsleistungen*

*(in Anlehnung an: VOIGT, F. (1973), S. 81 ff.)*

Des Weiteren lässt sich aus den Überlegungen von VOIGT, F. (1973) schlussfolgern, dass bei der Bewertung von Transportketten kein absolutes Maß für die Qualität der Verkehrsleistung von Bedeutung ist, sondern vielmehr ein Vergleich mit den Alternativen. Eine bestimmte Verkehrsleistung sollte somit hinsichtlich ihrer Qualität in Relation zu einer anderen darstellbar sein, wodurch sich die Bewertung zudem vereinfacht. Es macht keinen Sinn für jedes Bewertungskriterium eine absolute Quantifizierung vorzunehmen, da dies bei Kriterien wie Sicherheit nicht hinreichend genau möglich ist. Das heißt aber auch, dass bei der Quantifizierung eine gewisse Subjektivität nicht auszuschließen ist. Der Grad der Bequemlichkeit wird zum Beispiel durch subjektive Einschätzungen festgelegt. Hierbei würde ein quantitativer Ausdruck zu einer Scheingenauigkeit führen.<sup>186</sup> Um Qualitätsprofile für Verkehrsleistungen zu erstellen, ist es somit von vornherein unerlässlich die Teilwertigkeiten messbar und vergleichbar zu machen. Wird dies durch die gegebenen Daten und Informationen ermöglicht, bietet sich das Konzept der Verkehrswertigkeiten auch für die Bewertung von Transportketten an.<sup>187</sup>

### 3.2 Empirisch begründete Kriterien zur ökonomischen Bewertung

Nachdem im vorangegangenen Abschnitt theoretisch fundierte Bewertungskriterien zur Betrachtung von Transportketten vorgestellt wurden, werden diese nun empirisch ermittelten Kriterien gegenübergestellt, um daraus schließlich Kriterien für die ökonomische Bewertung von Transportketten abzuleiten.

<sup>185</sup> Vgl. SWINARSKI, B. (2005), S. 46.

<sup>186</sup> Vgl. VOIGT, F. (1973), S. 75 ff.

<sup>187</sup> Vgl. SWINARSKI, B. (2005), S. 47.

Zu diesem Zweck wird für die nachfolgenden Betrachtungen eine Literaturanalyse nach SWINARSKI, B. (2005) zu Grunde gelegt. Diese stützt sich auf die Aussage, dass die von VOIGT, F. (1973) aufgestellten sieben Teilwertigkeiten nicht endgültig und allgemeingültig sind. Vor diesem Hintergrund wurde untersucht, inwieweit die Teilwertigkeiten auch die typischerweise in der Praxis angewandten Kriterien reflektieren.<sup>188</sup>

Dazu wurden existierende Quellen, die mehrere Arbeiten aus den siebziger, achtziger und neunziger Jahren zusammenfassen und kategorisieren, verwendet. Diese vergleichenden Studien widmen sich Untersuchungen, die die Bewertung und Auswahl von Verkehrsmitteln aber auch von Transporteuren einer Analyse unterziehen. Um den Kriterienkatalog zu ergänzen und abzurunden wurden darauf aufbauend weitere Einzeluntersuchungen aus dem Jahr 2000 in die Literaturanalyse einbezogen, die schließlich einen Untersuchungszeitraum von 30 Jahren betrachtet. Dabei wurde deutlich, dass die Mehrzahl der Studien das Entscheidungsverhalten der Versender analysiert, aber nur wenige Studien Bezug auf die Sichtweise der Anbieter nehmen, um so mögliche Gemeinsamkeiten und Unterschiede zwischen den Nachfragern und Anbietern von Transportketten hinsichtlich ihres Bewertungsverhaltens herauszufinden.<sup>189</sup> Der systematische Vergleich der Studien offenbart große Übereinstimmungen in den Untersuchungsergebnissen, was sich in wiederholten Nennungen der Bewertungskriterien, in zeitlich unterschiedlich gelagerten Studien sowie in verschiedenen Untersuchungsräumen, ausdrückt. Abweichungen bestehen dagegen in der Rangfolge hinsichtlich der Bedeutung, die den Kriterien zugeordnet wurde. Hier zeigen sich Änderungen der Rangfolge im Zeitverlauf.

Aus diesem Vergleich der empirischen Studien kann eine Systematik empirischer Bewertungskriterien abgeleitet werden, welche in Tabelle 12 den Teilwertigkeiten der Verkehrsqualität nach VOIGT, F. (1973) gegenübergestellt werden.<sup>190</sup>

Teilwertigkeiten nach VOIGT, F. (1973)	Systematik empirischer Kriterien nach SWINARSKI, B. (2005)
Schnelligkeit	Transportdauer
Berechenbarkeit	Verlässlichkeit
Häufigkeit	Häufigkeit
	Transportkosten
Sicherheit	Sicherheit
Bequemlichkeit	Service
Massenleistungsfähigkeit	Verfügbarkeit von Transportkapazitäten

Tabelle 12: Gegenüberstellung theoretisch fundierter sowie empirisch erhobener Bewertungskriterien

(Quelle: SWINARSKI, B. (2005), S. 56.)

Aus Tabelle 12 lässt sich eine weitestgehende Kongruenz der beiden Kategorisierungen erkennen. Die Ausnahme stellt hier das Kriterium der Transportkosten dar. VOIGT, F. (1973) ordnet die Kosten jeder Teilwertigkeit direkt zu, indem er die Erfüllung des jeweiligen Qualitätsmerkmals unter der Maßgabe möglichst geringster Kosten beurteilt. Die empirischen Untersuchungen weisen die Transportkosten hingegen als eigenständiges Bewertungskriterium

<sup>188</sup> Vgl. GOTTARDI, G. (2000), S. 24.

<sup>189</sup> Vgl. SWINARSKI, B. (2005), S. 48.

<sup>190</sup> Vgl. Ebenda, S. 56.

aus, obwohl Überschneidungen mit anderen Kriterien auftreten. In der Praxis sind für die Bewertung jedoch erst die zu einer Gesamtaussage aggregierten Transportkosten von Nutzen.<sup>191</sup>

Aus den vorangegangenen Betrachtungen leitet SWINARSKI, B. (2005) schließlich die für die ökonomische Bewertung relevanten Kriterien (vgl. Zusammenfassung in Tabelle 13) ab. Er unterscheidet dabei in die drei Ebenen Zeitkriterien, Kostenkriterien und Qualitätskriterien.<sup>192</sup>

Unter *Zeitkriterien* subsumiert er dabei die Transportdauer, die sich aus der reinen Fahrzeit, der Umschlagszeit, der Abfertigungszeit, beispielsweise an Grenzen, sowie den Wartezeiten, die aus Fahrruhepausen oder auch Fahrverbotstagen resultieren können, zusammensetzt.<sup>193</sup> Außerdem rechnet er zu dieser Kategorie das Kriterium der Verlässlichkeit, worunter der Grad der Übereinstimmung zwischen der tatsächlichen und der geplanten Terminierung eines Transportvorganges verstanden wird. Es trifft also eine Aussage darüber, inwiefern zeitliche Rahmendaten durch den Ausführenden eingehalten werden. Drittes Teilkriterium der Zeitkriterien ist die Häufigkeit, welche die Anzahl der Transportvorgänge pro Zeiteinheit zwischen einer Quelle und einem Ziel umfasst.<sup>194</sup>

Die Kategorie *Kostenkriterien* setzt sich aus den Einzelkosten und den Gemeinkosten zusammen. Dabei sind Einzelkosten Fahrerpersonalkosten und Fahrzeugeinsatzkosten, wie Abschreibungen, Kraft- und Schmierstoffkosten, Kosten die durch die Abnutzung, beispielsweise der Bereifung anfallen, Reparatur- und Wartungskosten, sowie fixe Fahrzeugvorhaltekosten, die ebenfalls durch Abschreibungen entstehen aber auch durch getätigte Fremdfinanzierung, Steuern, Maut, Gebühren und Versicherungen. Unter die Gemeinkosten fallen dagegen die Verwaltungskosten und alle sonstigen Aufwendungen.<sup>195</sup>

Auf der Ebene der *Qualitätskriterien* werden schließlich die Sicherheit, der Service und die Kapazitätsflexibilität betrachtet. Unter Sicherheit werden alle Maßnahmen verstanden, die darauf ausgerichtet sind, Güter unbeschädigt von der Quelle bis zur Senke zu transportieren. Die Sicherheit kann dabei durch Beschädigungen beim Umladen, Schutzgeldzahlungen oder Diebstahl beeinträchtigt werden. Zum Sicherheitsaspekt zählt ebenso der Schutz von Gefahrgütern oder temperaturgeführten Gütern.<sup>196</sup> Service äußert sich zum einen bei den Transportunternehmen im Umgang mit Kunden, wozu die Kundenberatung sowie zusätzliche Leistungen neben der reinen Transportleistung, wie beispielsweise Sendungsverfolgung und proaktives Störungsmanagement, zählen. Andererseits zeigt sich Service auch hinsichtlich der Behandlung des Fahrpersonals.<sup>197</sup> Die Kapazität von Transportketten wird schließlich durch die Aspekte Kapazitätsverfügbarkeit, Wegenetzbildung und Zugänglichkeit bestimmt. Diese Qualitätskriterien geben Aufschluss darüber, ob die Transportkette in der Lage ist, die nachgefragte Verkehrsleistung zu erbringen. Die Kapazitätsverfügbarkeit sagt dabei aus, inwieweit die Transportnachfrage tatsächlich befriedigt werden kann, was mittels der Anzahl abgelehnter Transportaufträge messbar ist. Die Wegenetzbildung stellt den Grad der Eignung von

---

<sup>191</sup> Vgl. SWINARSKI, B. (2005), S. 56.

<sup>192</sup> Vgl. Ebenda, S. 57.

<sup>193</sup> Vgl. Ebenda, S. 61.

<sup>194</sup> Vgl. GOTTARDI, G. (2000), S. 25.

<sup>195</sup> Vgl. SWINARSKI, B. (2005), S. 69.

<sup>196</sup> Vgl. DORNIER SYSTEM CONSULT (1997), S. 20.

<sup>197</sup> Vgl. MANGAN, J. (1998), S. 115.

Transportketten dar, Versandorte und Empfangsorte zu verbinden. Die Zugänglichkeit von Transportketten beschreibt die Anzahl und Qualität der Schnittstellen mit dem Verkehrssystem, wie beispielsweise die Lage von Terminals bei Häfen.<sup>198</sup>

### Ökonomische Bewertungskriterien

Art	Ausprägung
<b>Zeitkriterien</b>	
<b>Transportdauer</b>	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Fahrzeit</li> <li>• Umschlagszeit (Be- und Entladung)</li> <li>• Abfertigungszeit (Grenz- und Zollkontrollen)</li> <li>• Wartezeit (Fahrruhepausen, Fahrverbotstage)</li> </ul>
<b>Verlässlichkeit</b>	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Übereinstimmung zwischen der tatsächlichen und der geplanten Terminierung eines Transportvorganges</li> <li>• Verlässlichkeit ist inhaltlich gleich der Berechenbarkeit, der Zuverlässigkeit und der Pünktlichkeit</li> </ul>
<b>Häufigkeit</b>	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Anzahl der Transporte pro Zeiteinheit zwischen einer Quelle und einem Ziel</li> </ul>
<b>Kostenkriterien</b>	
<b>Einzelkosten</b>	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Fahrerpersonalkosten</li> <li>• Fahrzeugeinsatzkosten (= variable Kosten (km-abhängig): Abschreibungen, Kraft- und Schmierstoffkosten, Bereifung, Reparatur- und Wartungskosten)</li> <li>• Fahrzeugvorhaltekosten (fixe Kosten: Abschreibungen, Fremdfinanzierung, Steuern, Maut, Gebühren, Versicherung)</li> </ul>
<b>Gemeinkosten</b>	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Verwaltungskosten</li> <li>• Sonstige</li> </ul>
<b>Qualitätskriterien</b>	
<b>Sicherheit</b>	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Transportsicherheit</li> </ul>
<b>Service</b>	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Sendungsverfolgung</li> <li>• Bedingungen für Fahrpersonal</li> <li>• Preis-/ Serviceverhandlungen</li> </ul>
<b>Kapazitätsflexibilität</b>	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Kapazitätsverfügbarkeit</li> <li>• Wegenetzbildung</li> <li>• Zugänglichkeit</li> </ul>

Tabelle 13: Kriterien zur ökonomischen Bewertung

(in Anlehnung an: SWINARSKI, B. (2005), S. 58, S.61, S. 69-70; GOTTARDI, G. (2000), S. 25)

Zusammenfassend lässt sich nun feststellen, dass für die Bewertung von Transportketten ökonomische (vgl. Kapitel 3) als auch ökologische Bewertungskriterien (vgl. Kapitel 2.2) sowie eine geeignete Bewertungsmethodik (vgl. Kapitel 2.1) identifiziert wurden, die im nächsten Kapitel zu einem integrierten Bewertungsansatz zur nachhaltigen Evaluierung von Transportketten zusammengefasst werden.

<sup>198</sup> Vgl. LAUE, U. (1997), S. 491.

## 4 Zusammenführung der ökonomischen und ökologischen Bewertung

Um die Vorteilhaftigkeit einer Transportkette gegenüber zur Verfügung stehender Alternativen im Sinne der Nachhaltigen Entwicklung zu ermitteln, bedarf es eines integrativen Bewertungsansatzes, welcher alle drei Dimensionen der Nachhaltigkeit (vgl. Abschnitt 1.2) in die Bewertung einbezieht. Jedoch besteht weiterhin das Problem der Vergleichbarkeit der Daten zwischen den ökologischen und ökonomischen Aspekten. Als einheitliche Bewertungseinheit schlägt der Autor hierzu die Aufstellung der Daten in Geldeinheiten vor. Die Ermittlung der ökonomischen Datenbasis sollte demnach ein geringes Problem darstellen, da die relevanten ökonomischen Daten zur Bewertung einer Transportkette in Unternehmen vorliegen müssten. Die Monetarisierung der vom Verkehr verursachten Umweltwirkungen stellt den Bewertungsprozess dagegen vor eine größere Herausforderung. Aus diesem Grund wird in diesem Kapitel eine Möglichkeit der Ermittlung externer durch den Verkehr verursachter Kosten mit einigen Beispielen für die Monetarisierung von Umweltwirkungen dargestellt. Es wird aber auch gezeigt, wie komplex sich der Prozess der Monetarisierung gestaltet, und dass verschiedene Untersuchungen auf diesem Gebiet eine große Bandbreite an Bewertungen für die einzelnen Umweltwirkungen liefern. Abgeschlossen wird das Kapitel mit der Zusammenführung aller in der bisherigen Untersuchung gewonnen Erkenntnisse zu einem integrierten Bewertungsansatz zur Evaluierung von Transportketten. Zunächst muss aber noch auf die technischen Parameter der Verkehrsmittel eingegangen werden, da diese für eine möglichst genaue und detaillierte Analyse sowohl für die ökonomische als auch die ökologische Dimension unerlässlich sind.

### 4.1 Technische Parameter relevanter Verkehrsmittel

Für eine genaue und detaillierte Bewertung von Transportketten ist es wichtig, dass möglichst differenzierte Angaben über die Transportvorgänge in die Berechnungen einfließen. Zu den Angaben gehören unter anderem die Art des Verkehrsmittels, die Fahrzeugklasse oder die Fahrzeugauslastung. Die Bedeutung dieser Parameter wird an einem kurzen Beispiel veranschaulicht. Da die Verteilung einer Fahrstrecke auf verschiedene Straßentypen oder der Auslastungsgrad der Fahrzeuge in Untersuchungen oft nicht bekannt ist, müssen diese geschätzt werden, was jedoch zu erheblichen Abweichungen führen kann. Den stärksten Einfluss auf die Transportbewertung hat beispielsweise die Wahl der Lkw-Größenklasse. Die Abweichung des NO<sub>x</sub>-Emissionsfaktors bei einer Auslastung von 50 Prozent beträgt zwischen einem Lkw mit mehr als 32 Tonnen Gesamtgewicht und einem Lkw mit mehr als 7,5 Tonnen Gesamtgewicht bis zu 130 Prozent. Hintergrund ist hierbei das unterschiedliche Verhältnis von Nutzlast zu Gesamtlast der Fahrzeuge, welches sich für große Lkw am günstigsten darstellt. Weiterhin kann der Unterschied zwischen einer Auslastung von 60 Prozent und einer Auslastung von 30 Prozent bei gleichem Fahrzeug auf einen Faktor von 1,8 beziffert werden. Geringere Abweichungen treten dagegen bei der Wahl des Straßentyps auf. Hierbei variieren die Emissionen um 30 bis 60 Prozent. Allein infolge falscher Annahmen über die Transportvorgänge können Emissionen um ein Mehrfaches falsch errechnet. Aus diesem Grund werden im weiteren Verlauf relevante technische Parameter der Verkehrsmittel beschrieben.<sup>199</sup>

---

<sup>199</sup> Vgl. SCHMIDT, M.; KNÖRR, W.; PATYK, A.; HÖPFNER, U. (1998), S. 290-291.

- **Lkw**

Für die Bewertung des Lkw-Transportes im Rahmen einer Evaluierung von Transportketten müssen die Parameter Fahrzeugtechnik, Zulässiges Gesamtgewicht (ZGG), Fahrmuster und Auslastungsgrad (ALG) mit einbezogen werden.<sup>200</sup>

Da für Lkw-Transporte eine Vielzahl verschiedener Fahrzeuge eingesetzt wird, muss in die Bewertung die typ- und baujahrabhängige *Fahrzeugtechnik* Berücksichtigung finden. Diese unterscheidet sich im Wesentlichen durch verschiedene Aufbauarten wie beispielsweise Kasten, Tank oder Mulde sowie zwischen Solo-Lkw, Lkw mit Anhänger und Sattelzügen. Wichtig sind die für die einzelnen Baujahre gültigen Emissionsgrenzwerte, welche durch die Vorschriften der EU festgelegt sind. Eine genaue Datenerhebung gestaltet sich jedoch aufwendig, so dass die meisten Parameter nur pauschal geschätzt werden können.<sup>201</sup>

Zu den fahrzeugtechnischen Größen zählt auch das *Zulässige Gesamtgewicht (ZGG)*, welches vor dem Hintergrund ökologischer Bewertungen mit meist geringem Aufwand erhoben werden kann sowie durch Entscheidungsträger beeinflussbar ist. Der spezifische Energieverbrauch und die Emissionen, also der Energieverbrauch beziehungsweise die Emissionen pro Tonnenkilometer, sind vom Zulässigen Gesamtgewicht abhängig, da der Anteil des Eigengewichts des Lkw am Zulässigen Gesamtgewicht mit steigendem Zulässigen Gesamtgewicht abnimmt. Am Beispiel erläutert heißt das, dass ein leerer Lkw, der über ein Zulässiges Gesamtgewicht von 15 t verfügt, weniger wiegt als zwei leere Lkw mit 7,5 t Zulässigen Gesamtgewicht. Aufgrund der großen Sensitivität und den relativ guten Möglichkeiten der Einflussnahme wird eine differenzierte Betrachtung in Ökobilanzen sinnvoll.<sup>202</sup>

Unter sonst gleich bleibenden Voraussetzungen werden der Energieeinsatz und die Emissionen eines Transports ebenso vom *Fahrmuster* bestimmt. Das Fahrmuster kennzeichnet sich durch die Steigung der Strecke, die Anzahl und Art von Beschleunigungsvorgängen, die Durchschnittsgeschwindigkeit sowie der Zuladung. Hierbei wird allerdings deutlich, dass sich Detailanalysen aller Transporte für sämtliche genannte Parameter als umfangreich darstellen. Somit muss in der Realität wie auch im Fall der Fahrzeugtechnik auf Mittelwerte zurückgegriffen werden. Eine geeignete Möglichkeit der Aggregation sind dabei beispielsweise die Straßenkategorien „Autobahn“, „außerorts“ und „innerorts“.<sup>203</sup>

Der *Auslastungsgrad (ALG)* beschreibt das Verhältnis von tatsächlicher Zuladung zur maximalen Nutzlast und beeinflusst somit teilweise das Fahrmuster. Wie auch beim Zulässigen Gesamtgewicht ist es möglich, den Auslastungsgrad meist unkompliziert zu erheben und in der betrieblichen Praxis relativ leicht zu beeinflussen. Eine differenzierte Betrachtung dieses Parameters macht deshalb Sinn, da der spezifische Energieverbrauch und die spezifischen Emissionen insofern vom Grad der Auslastung abhängen, da durch eine zunehmende Auslastung des Lkw mittels einer größeren Masse an Transportgut der Anteil des Lkw-Eigengewicht abnimmt.<sup>204</sup>

---

<sup>200</sup> Vgl. BORKEN, J.; PATYK, A.; REINHARDT, G. (1999), S. 61.

<sup>201</sup> Vgl. Ebenda, S. 61.

<sup>202</sup> Vgl. Ebenda, S. 62.

<sup>203</sup> Vgl. Ebenda, S. 62.

<sup>204</sup> Vgl. Ebenda, S. 62.



Wie bereits erwähnt gestaltet sich die Erfassung der Daten als problematisch. Selbst in großen Messprogrammen ist es möglich nur Messungen für eine gewisse Anzahl an Fahrmustern durchzuführen und nur einige als besonders wichtig erachtete Lkw-Klassen in die Messungen zu involvieren.<sup>205</sup>

- **Bahn**

In Grundsatz wird bezüglich dem Gütertransport mit der Bahn nach der Traktionsart differenziert. Die Bahn verfügt demnach entweder über einen Elektroantrieb oder einen Dieselantrieb. Ferner fließen in die Betrachtungen, ähnlich wie beim Lkw, Faktoren wie der Lokomotivtyp, der Waggontyp, die Zuggattung, also die Waggonzusammenstellung, die Auslastung und die Fahrweise ein. Sie sind ebenfalls Grundlage zur Ermittlung des Energieeinsatzes und der daraus resultierenden Emissionen. Insbesondere die Differenzierung nach Zuggattungen ist ein wichtiger Bestandteil der Bewertung, da unterschiedliche Zuggattungen auch unterschiedliche Massenauslastungen und demzufolge spezifische Verbräuche aufweisen. Die Zuggattung ist in der Regel abhängig von den zu befördernden Gütern. Zum Beispiel erfolgt die Beförderung von Massengütern wie Erzen oder Kohle häufig in Ganzzügen, wogegen Container im kombinierten Ladungsverkehr und Stückgut in Einzelwagenzügen transportiert werden.<sup>206</sup>

Die Verfügbarkeit der Daten gestaltet sich ungünstiger als beim Lkw-Transport. Sie ermöglicht lediglich bei begrenzter Differenzierung die Ableitung brauchbarer Durchschnittswerte. Zur Ableitung der Durchschnittswerte dient das Verfahren der top-down-Berechnung. Hierbei werden die, in einem Bezugsgebiet oder einem Bezugsunternehmen, verbrauchte Energie und die damit erbrachten Transportleistung als Datengrundlage herangezogen. Bei der Abschätzung belastbarer Emissionsfaktoren des Dieselantriebs kann der Einfluss der Einsatzweise beziehungsweise der Motorauslastung somit nicht unmittelbar berücksichtigt werden, sondern nur mit dem Bezug auf den Energieverbrauch, also die ausgestoßene Menge des Schadstoffes (Einheit: g Schadstoff) in Relation zur eingesetzten Energie (Einheit: MJ), erfolgen.<sup>207</sup>

- **Binnenschiff**

Die zu beachtenden Parameter hinsichtlich der Berechnung von Energieverbrauch und Emissionen von Binnenschiffen sind die Größe und demzufolge auch die Tragfähigkeit des Schiffes, die Nennleistung, die Motortechnik und die Motorauslastung. Zu betrachten sind überdies das Schiffsalter, die Frachtauslastung sowie die Strömungsverhältnisse. Als Haupteinflussfaktoren, die mindestens in detaillierte Analysen einbezogen werden sollten, gelten die Schiffsgröße, die Auslastung und die Strömungsverhältnisse. Aber auch hier erlaubt die Datenlage eine solche Differenzierung nur ansatzweise. Der spezifische Treibstoffverbrauch lässt sich bei Binnenschiffen ebenfalls nur top-down aus der auf einem Bezugsgebiet benötigten beziehungsweise abgegebenen Treibstoffmenge ermitteln. Daraus ergeben sich jedoch Abgrenzungsprobleme, da der Treibstoff häufig aus Preisgründen außerhalb des Verbrauchsgebietes gelagert wird. Daher ist es nötig Unterscheidungen hinsichtlich des Verbrauchs nach Schiffstypen und Fahrmustern aus anderen Quellen und mit zusätzlichen Annahmen abzuleiten.<sup>208</sup> Die Datenrundlage lässt ebenfalls nur eine Differenzierung des mittleren Verbrauchs nach

---

<sup>205</sup> Vgl. BORKEN, J.; PATYK, A.; REINHARDT, G. (1999), S. 62.

<sup>206</sup> Vgl. Ebenda, S. 76.

<sup>207</sup> Vgl. Ebenda, S. 76.

<sup>208</sup> Vgl. Ebenda, S. 80.

Schiffstypen in grober Rasterung zu. Eine Unterscheidung ist lediglich zwischen Motorschiff und Schubverband sowie den Strömungsarten Berg-, Tal- oder Kanalfahrt möglich. Hierzu erfolgt eine Aufspaltung des mittleren Verbrauchs auf der Basis einiger Einzelmessungen. Eine Normierung auf den Gesamtverbrauch kann allerdings nicht durchgeführt werden. Belastbare Emissionsfaktoren lassen sich wie bei der Bahn nur bezüglich des Treibstoffverbrauchs ermitteln. Die Motorauslastung kann also nicht erfasst werden, obwohl sie für die Emissionen die unmittelbar beeinflussende Größe darstellt.<sup>209</sup>

- **Seeschiff**

Bei Seeschiffen wird, bestimmt durch ihre Größe und Auslastung und somit auch ihres spezifischen Verbrauchs sowie der daraus resultierenden Schadstoffemissionen, in drei Kategorien unterschieden. Dies sind Stückgutfrachter, Massengutschiffe und Tanker. Unter Stückgutfrachter zählen auch Ro-Ro-Frachter, die im Fährverkehr auf kurzen Passagen eingesetzt werden, und Containerschiffe. Sie besitzen eine Tragfähigkeit zwischen 9.000 und 23.000 t. Und sind stets mehr oder weniger ausgelastet. Massengutschiffe sind in der Lage durchschnittlich 40.000 t zu transportieren, fahren allerdings häufig eine Richtung einer Route voll ausgelastet und auf der Rückfahrt leer. Tanker werden größtenteils zum Erdöltransport eingesetzt und verfügen über eine Tragfähigkeit von 50.000 bis 200.000 t und fahren entweder voll ausgelastet oder leer.<sup>210</sup>

Schließlich haben außer den Faktoren Schiffsgröße, Motorleistung, Geschwindigkeit und Auslastungsgrad auch Wetterbedingungen und Strömungen Einfluss auf den Treibstoffverbrauch von Seeschiffen, was sich jedoch kaum differenziert dokumentieren lässt. Es existieren aber gut erfasste Mittelwerte.<sup>211</sup>

Tabelle 14 gibt einen zusammenfassenden Überblick über jene technische Parameter, die bei der Datenerhebung im Zuge der ökologischen und auch der ökonomischen Bewertung einbezogen werden müssen.

Technische Parameter		
Verkehrsmittel	Technische Parameter	Ausprägungen
Lkw	Fahrzeugtechnik	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Aufbauarten wie Kasten, Tank, Mulde</li> <li>• Solo-Lkw, Lkw mit Anhänger, Sattelzüge</li> <li>• Emissionsgrenzwerte für die jeweiligen Baujahre</li> </ul>
	Fahrmuster	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Steigung der Strecke</li> <li>• Anzahl und Art der Beschleunigungsvorgänge</li> <li>• Durchschnittsgeschwindigkeit</li> <li>• Zuladung</li> </ul>
	Auslastungsgrad (ALG)	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Verhältnis tatsächliche Zuladung zu maximaler Nutzlast</li> </ul>
	Zulässiges Gesamtgewicht (ZGG)	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Angabe in t (Tonnen)</li> </ul>

<sup>209</sup> Vgl. BORKEN, J.; PATYK, A.; REINHARDT, G. (1999), S. 81.

<sup>210</sup> Vgl. Ebenda, S. 85-86.

<sup>211</sup> Vgl. Ebenda, S. 86.

<b>Bahn</b>	Traktionsart	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Elektroantrieb</li> <li>• Dieselantrieb</li> </ul>
	Zuggattung (Waggonzusammensetzung)	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Ganzzüge</li> <li>• Einzelwagenzüge</li> </ul>
	Auslastungsgrad (ALG)	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Verhältnis tatsächliche Zuladung zu maximaler Nutzlast</li> </ul>
	Fahrmuster	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Steigung der Strecke</li> <li>• Anzahl und Art der Beschleunigungsvorgänge</li> <li>• Durchschnittsgeschwindigkeit</li> <li>• Zuladung</li> </ul>
	Lokomotivtyp	
	Waggontyp	
<b>Binnenschiff</b>	Schiffsgröße	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Tragfähigkeit</li> </ul>
	Auslastungsgrad (ALG)	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Verhältnis tatsächliche Zuladung zu maximaler Nutzlast</li> </ul>
	Motortechnik	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Motorauslastung</li> <li>• Nennleistung</li> </ul>
	Strömungsverhältnisse (Fahrtrichtung)	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Stromaufwärts</li> <li>• Stromabwärts</li> <li>• Kanalfahrt</li> </ul>
	Schiffsalter	
<b>Seeschiff</b>	Größe	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Stückgutfrachter mit einer Tragfähigkeit zwischen 9.000 und 23.000 t</li> <li>• Massengutschiffe mit einer Tragfähigkeit von durchschnittlich 40.000 t.</li> <li>• Tanker mit einer Tragfähigkeit von 50.000 bis 200.000 t</li> </ul>
	Auslastungsgrad (ALG)	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Stückgutfrachter fahren auf allen Fahrten mehr oder weniger ausgelastet.</li> <li>• Massengutschiffe fahren häufig eine Richtung einer Route voll ausgelastet und die andere Richtung leer.</li> <li>• Tanker fahren meist voll ausgelastet bzw. leer.</li> </ul>
	Geschwindigkeit	
	Wetterbedingungen und Strömungen	

Tabelle 14: Technische Parameter relevanter Verkehrsmittel

(Quelle: eigene Darstellung)

## 4.2 Ermittlung externer Kosten in der Transportkette

Bevor auf die Ermittlung externer Kosten eingegangen werden kann, gilt es zunächst den Begriff der externen Kosten zu klären. Als Externe Kosten oder Nutzen werden Effekte von wirtschaftlichen Aktivitäten bezeichnet, welche direkt, und somit ohne gegenseitige Abstimmung und Vereinbarung, die Produktionsbedingungen oder die Wohlfahrtslage Dritter beeinflussen, welche weder die Möglichkeit besitzen, sich vor der negativen Auswirkung zu schützen noch den Verursacher zur Unterlassung oder zur Ausgleichszahlung zu zwingen. Diese externen Effekte haben ihre Ursache entweder in den Aktivitäten des Konsums oder der Produktion. Andererseits existieren ebenso positive externe Effekte, welche Dritte in eine verbesserte Wohlfahrtslage versetzen. Hierbei besteht für den Erzeuger dieser Begünstigung nicht die Möglichkeit, den Mitnutzer davon auszuschließen oder ihn zur Mitfinanzierung zu zwingen.<sup>212</sup> Wird der Aspekt der externen Effekte auf den Verkehr übertragen, sind dabei folgende Ausprägungen denkbar. Zu nennen sind zunächst externe Effekte aufgrund der Erzeugung von Verkehrsleistung. Beispielsweise stellen für Menschen, die nicht am Verkehr teilnehmen, Umweltbelastungen wie die Luftverschmutzung und der Verkehrslärm negative externe Effekte dar. Des Weiteren beeinträchtigen oder begünstigen sich Verkehrsteilnehmer bei der Erzeugung oder der Nutzung von Verkehrsleistung gegenseitig. Die Folgen der dabei auftretenden

<sup>212</sup> Vgl. DOGS, E.; PLATZ, H. (1991), Kapitel 1, S. 1.

den Wechselwirkungen können beispielsweise Unfälle oder Staus sein. Um positive Effekte handelt es sich dagegen beispielsweise, wenn ausländische Verkehrsteilnehmer, bei der Finanzierung der Infrastruktur nicht beteiligt werden.<sup>213</sup>

Im Folgenden wird gezeigt, auf welche Art und Weise externe Kosten des Verkehrs ermittelt und schließlich hinsichtlich der Transportkette monetarisiert werden können. Denn Ziel ist es, idealerweise die Umweltwirkungen gemeinsam mit den betrieblichen Kosten in Geldeinheiten darzustellen, um so die im Sinne der Nachhaltigkeit günstigste Transportkette zu identifizieren. Allerdings wird darauf hingewiesen, dass aufgrund der Existenz von positiven externen Effekten beziehungsweise externen Nutzens des Verkehrs, welcher bisher noch nicht schlüssig nachgewiesen werden konnte, die Internalisierung von externen Kosten kritisch zu betrachten ist.<sup>214</sup>

#### 4.2.1 Monetarisierung von Treibhausgasemissionen

Wird die Absicht verfolgt, die Menge der Änderungen des Zustandes der Umwelt durch Umweltwirkungen zu quantifizieren, also beispielsweise die Frage zu beantworten, wie stark Schadstoffemissionen einer Fahrt eines Pkw über einen Kilometer Länge die menschliche Gesundheit beeinflusst, ist es nötig auf eine so genannte Bottom-up-Methode oder auch „Von-unten-nach-oben“-Methode zurückzugreifen. Eine solche Methode orientiert sich bei der Berechnung an der Wirkungskette der Schadensentstehung und erlaubt eine eindeutige Zuordnung von Ursache und Schaden sowie eine transparente Darstellung der ermittelten externen Kosten.<sup>215</sup>

Der Wirkungspfadansatz oder auch Impact-Pathway-Methode des ExternE-Projektes (vgl. Abbildung 7) ist eine Bottom-up-Methode, welche die Berechnung externer Kosten ermöglicht, insbesondere jene, die durch Luftschadstoffe und Lärm verursacht werden.<sup>216</sup>

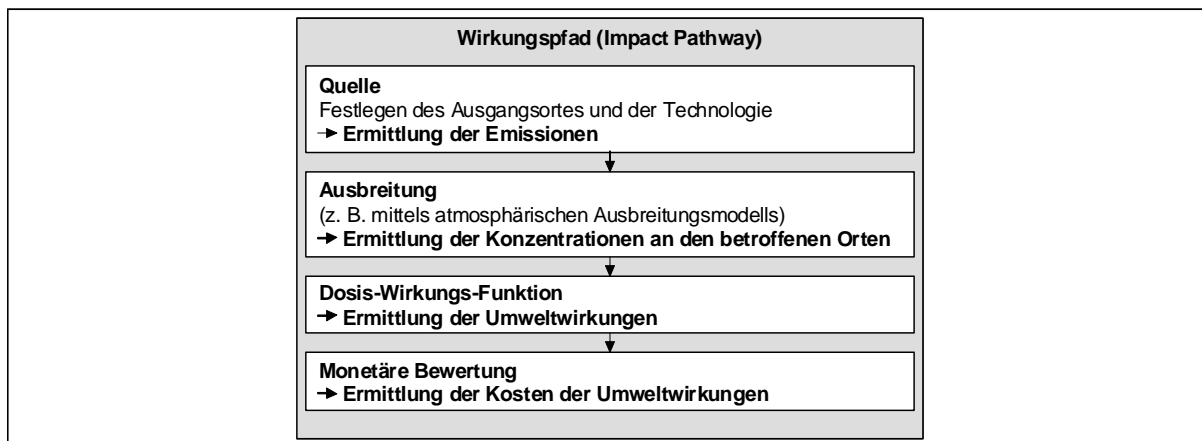


Abbildung 7: Struktur des Wirkungspfadansatzes (Impact-Pathway-Methode)

(Quelle: EU-KOMMISSION (2005), S. 2)

Die Berechnung der externen Kosten basiert auf der Emissionsermittlung, an die sich die Ermittlung der Verschmutzungsausbreitung anschließt, welche dazu dienen soll, die Zusammenhänge zwischen emittierender Quelle und dem Ort der Immission nachzuvollziehen. Bei der

<sup>213</sup> Vgl. DOGS, E.; PLATZ, H. (1991), Kapitel 1, S. 4.

<sup>214</sup> Vgl. Ebenda, Kapitel 1, S. 5.

<sup>215</sup> Vgl. SCHMID, S. A. (2005), S. 11.

<sup>216</sup> Vgl. FRIEDRICH, R.; BICKEL, P. (2001), S. 5.

Ermittlung der Verschmutzungsausbreitung werden das Ausbreitungsverhalten der Substanzen und deren Verweildauern beziehungsweise die chemischen Umwandlungen in weitere Substanzen untersucht.<sup>217</sup> Hierbei kommen verschiedene Modelle zur Anwendung. Mit Hilfe des Gaußschen Verteilungsmodells ROADPOL werden beispielsweise die durchschnittlichen Konzentrationen der Verschmutzung sowie der betroffenen Bevölkerung in einem bestimmten Einflussbereich der Quelle berechnet. Ein weiteres Modell, das WIND-ROSE-TRAJECTORY-Modell, untersucht die Konzentration und die Ablagerung von sauren Stoffen.<sup>218</sup> Mit der daraufhin anzuwendenden Dosis-Wirkungs-Funktion werden die Schäden anhand der veränderten Verschmutzungskonzentrationen geschätzt. Zu diesem Zweck werden Todesfälle oder Erkrankungen als Konsequenzen für die menschliche Gesundheit, Einflüsse auf das Ökosystem und das Klima sowie Auswirkungen auf Materialien und Bauwerke analysiert. Im letzten Schritt des Wirkungspfadansatzes erfolgt die monetäre Bewertung der Schäden unter Berücksichtigung der vor- und nachgelagerten Prozesse im Lebensweg der betrachteten Quelle.<sup>219</sup>

Die Ermittlung der Kosten durch Umweltschäden gestaltet sich in der Praxis jedoch schwierig, da die aktuell zur Verfügung stehenden wissenschaftlichen Möglichkeiten zu deren Bestimmung mit Hilfe des Wirkungspfadansatzes noch zu breit gestreuten Ergebnissen führen, wie Ergebnisse einer Untersuchung aus dem Jahr 2000 zeigen (vgl. Tabelle 15).<sup>220</sup> Momentan ist es nur möglich, einen bestimmten Anteil unbekannter Größe aller Klimawirkungen zu erfassen, da beispielsweise die Auswirkungen der Erwärmung der Ozeane und des Abschmelzens der Pole nicht berücksichtigt werden können, was wiederum zu Unsicherheiten im Bewertungsprozess führt. Die Ergebnisse solcher Erhebungen müssen somit stets kritisch betrachtet werden.<sup>221</sup>

	Minimum	Unterer Wert	Zentraler Wert	Oberer Wert	Maximum
CO <sub>2</sub> (Euro/t CO <sub>2</sub> )	0,1	1,4	2,4	4,1	16,4
N <sub>2</sub> O (Euro/t N <sub>2</sub> O)	24,3	440,2	748,3	1.272,1	5.242,1
CH <sub>4</sub> (Euro/t CH <sub>4</sub> )	1,9	28,2	44,9	71,5	257,0

Kosten sind diskontiert auf das Jahr 2000  
Unterer und oberer Wert entsprechen in etwa dem 67 Prozent -Vertrauensintervall

Tabelle 15: Streuung externer Schadenskosten von Treibhausgasen

(Quelle: FRIEDRICH, R.; BICKEL, P. (2001), S. 136)

In Tabelle 15 erfolgte die Bewertung der externen Effekte mittels Schadenskosten. Bei der Berechnung externer Kosten des Treibhauseffektes kann grundsätzlich auf den Schadenskostenansatz oder den Vermeidungskostenansatz zurückgegriffen werden. Der Schadenskostenansatz, der sich am Prinzip des Wirkungspfadansatzes orientiert, ist der wissenschaftlich korrekte Ansatz und daher dem Vermeidungskostenansatz vorzuziehen. Jedoch ist der Schadenskostenansatz mit höheren Unsicherheiten behaftet, da die Schwankungen aktueller Schadenskostenabschätzungen, aufgrund von unterschiedlichem Verständnis der Klimamechanismen und der unterschiedlichen sozioökonomisch Bewertung von Klimaveränderungen, sehr hoch

<sup>217</sup> Vgl. EU-KOMMISSION (2005), S. 50.

<sup>218</sup> Vgl. FRIEDRICH, R.; BICKEL, P. (2001), S. 23, SCHMID, S.; BICKEL, P.; FRIEDRICH, R. (2001), S. 12.

<sup>219</sup> Vgl. EU-KOMMISSION (2005), S. 50.

<sup>220</sup> Vgl. TERVONEN, J. et al. (2002), S. 16, FRIEDRICH, R.; BICKEL, P. (2001), S. 137.

<sup>221</sup> Vgl. SWINARSKI, B. (2005), S. 116.

sind. Aus diesem Grund wird für politische Entscheidungen der Vermeidungskostenansatz herangezogen. Hintergrund dieses Ansatzes ist die Ermittlung der Kosten, die aufgewendet werden müssen, um schädliche Emissionen ganz oder teilweise zu vermeiden beziehungsweise bestimmte Reduktionsziele zu erreichen. Jene Reduktionsziele sollten gesellschaftlich akzeptierte Umweltschutzziele sein, wie das Kyoto-Protokoll hinsichtlich der globalen Klimaproblematik.<sup>222</sup> Allerdings müssen bei der Erstellung der Vermeidungskostenkurve Daten bezüglich der zukünftigen Entwicklung der Schadstoffemissionen, der Reduktionsmaßnahmen sowie der entsprechenden Kosten angenommen werden.<sup>223</sup> Tabelle 16 macht anhand der Resultate einiger europäischer Untersuchungen zu Vermeidungskosten von CO<sub>2</sub>-Emissionen auf Basis der Ziele des Kyoto-Protokolls (außer MAIBACH, M. et al. (2000)) deutlich, dass auch diesbezüglich die ermittelten Kosten stark divergieren.

Quelle	Bezugsraum	Vermeidungskosten
FAHL, U. et al. (1999)	Deutschland	19 Euro/ t CO <sub>2</sub>
TERVONEN, J. et al. (2000b)	EU	20 Euro/ t CO <sub>2</sub>
DUERINCK, J. (2000)	Belgien	25 Euro/ t CO <sub>2</sub>
CRIQUI, P.; VIGUIER, L. (2000)	EU	37 US Dollar/ t CO <sub>2</sub>
CAPROS, P.; MANTZOS, L. (2000)	EU	38 Euro/ t CO <sub>2</sub>
MAIBACH, M. et al. (2000)	-	135 Euro/ t CO <sub>2</sub>
SCHMID, S.; BICKEL, P.; FRIEDRICH, R. (2001)	EU	37 Euro/ t CO <sub>2</sub>

Tabelle 16: Ergebnisse europäischer Studien zu Vermeidungskosten von CO<sub>2</sub>-Emissionen

(In Anlehnung an FRIEDRICH, R.; BICKEL, P. (2001), S. 137; SCHMID, S.; BICKEL, P.; FRIEDRICH, R. (2001), S. 7; TERVONEN, J. et al. (2002b), S. 15)

Darüber hinaus fällt auf, dass die Kosten nach dem Vermeidungskostenansatz stets höher sind als nach dem Ansatz der Schadenskosten (vgl. Tabelle 15 und Tabelle 16). Hierbei können die Gründe in der Berücksichtigung lediglich hinreichend bekannter Einflüsse auf die Grenzscha-denskosten liegen, deren Ursache-Wirkungs-Zusammenhang klar dargestellt werden kann.<sup>224</sup> Eine weitere Möglichkeit der Bewertung von externen Effekten besteht zumindest im Fall der Kohlendioxidemissionen durch den seit dem 1.1.2005 in der Europäischen Union etablierten Handel von Emissionszertifikaten.<sup>225</sup> Aber auch hierbei ist keine verlässliche Berechnungsgrundlage gegeben, wie der volatile Kursverlauf zwischen dem 21. April und dem 12. Mai 2006 verdeutlicht (vgl. Abbildung 8).<sup>226</sup>

<sup>222</sup> Vgl. SCHMID, S. A. (2005), S. 40.

<sup>223</sup> Vgl. FRIEDRICH, R.; BICKEL, P. (2001), S. 137.

<sup>224</sup> Vgl. SWINARSKI, B. (2005), S. 118.

<sup>225</sup> Vgl. DEUTSCHE EMISSIONSHANDELSSTELLE (2006), Allgemeine Informationen über den Emissionshandel.

<sup>226</sup> Vgl. AVANTTIME CONSULTING GMBH (2006), Marktdaten.

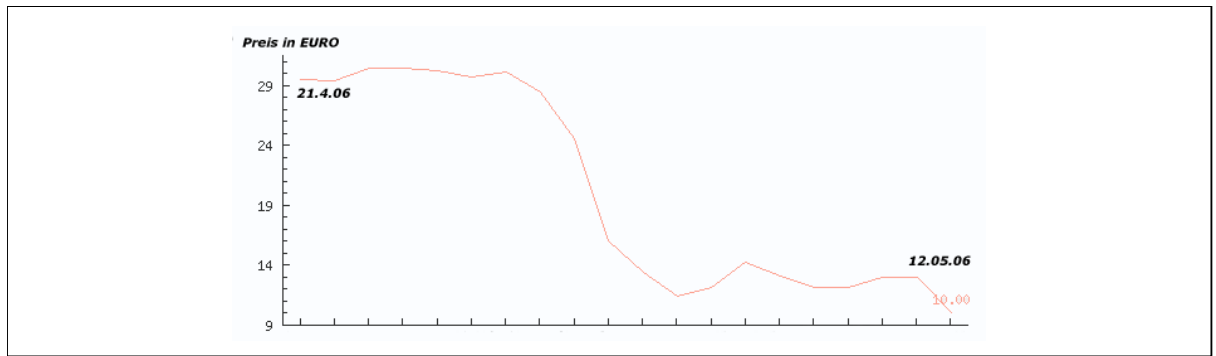


Abbildung 8:20 Tage Chart (21.04.-12.05.06) des Emissionszertifikats EUADEC-06

(Quelle: AVANTTIME CONSULTING GMBH (2006), Marktdaten)

#### 4.2.2 Ermittlung externer Kosten der Gesundheit und des Lebens

Auch bei der monetären Bewertung der Gesundheit oder des Verlustes von Lebenszeit, was ebenfalls von Bedeutung für die Ermittlung externer Kosten durch Luftschadstoffe ist, gibt es keinen Konsens über einen einheitlichen Ansatz, da sich das Leben oder der Wert eines Menschen nicht in Geldeinheiten ausdrücken lässt. Es ist zwar möglich, Gesundheitsrisiken anhand des so genannten Humankapital-Ansatzes zu bewerten, der zur Bewertungsgrundlage die durch Krankheit oder Todesfall verursachten Produktionsausfälle hat. Dieser Ansatz wird jedoch in der aktuellen wissenschaftlichen Literatur verworfen, da der Wert der Produktionsausfälle in keiner Beziehung mit den individuellen Zahlungsbereitschaften steht.<sup>227</sup> Daher wird nachfolgend ein weiterer möglicher Ansatz zur Bewertung von Gesundheitsrisiken näher erläutert.

So wird beispielsweise aus der Zahlungsbereitschaft für reduzierte Mortalitätsrisiken dividiert durch die erreichte Verringerung des Risikos der Wert eines statistischen verhinderten Todesfalles (VPF - Value of Statistical Prevented Fatality) abgeleitet. Aus den ExterneE-Projekten, in denen verschiedene Studien zum VPF zusammenfassend analysiert wurden, ergab sich ein Mittelwert für einen statistisch verhinderten Todesfall von 3,3 Millionen Euro.<sup>228</sup> Weiterhin existiert mit dem Ansatz des Wertes eines verlorenen Lebensjahres (VLYL - Value of a Life Year Lost) eine alternative Möglichkeit der Bewertung von Sterberisiken. Hintergrund dieses Ansatzes ist die Tatsache, dass der Verlust an Lebenszeit vom erwarteten Lebensende abhängt, was in die Bewertung einfließen sollte. Veranschaulichen lässt sich dies an der Überlegung, dass ein Todesfall durch Schadstoffemissionen bei älteren Personen, die bereits an verschiedenen Krankheiten leiden und nur noch über eine geringe Lebenserwartung verfügen, wahrscheinlich ist, ein Unfalltod dagegen zu einem höheren Verlust an Lebenszeit führen kann. Außerdem kann bei der Betrachtung von Langzeiteinwirkungen durch beispielsweise Schwebstaub nur die geringere Lebenserwartung geschätzt werden und nicht die Anzahl der zusätzlichen Todesfälle.<sup>229</sup> Die Werte für ein verlorenes Lebensjahres für die Evaluierung tödlicher Gesundheitsrisiken sind in Tabelle 17 zusammengefasst.

<sup>227</sup> Vgl. EU-KOMMISSION (2005), S. 135-136.

<sup>228</sup> Vgl. SCHMID, S. A. (2005), S. 36.

<sup>229</sup> Vgl. FRIEDRICH, R.; BICKEL, P. (2001), S. 299.

Risikogröße	Wert
Wert eines statistischen verhinderten Todesfalles	3.300.000 Euro/ Fall
Wert eines verlorenen Lebensjahres bei chronischen Effekten	96.500 Euro/ Jahr
Wert eines verlorenen Lebensjahres bei akuten Effekten	166.000 Euro/ Jahr

Bezogen auf das Basisjahr 2000

Tabelle 17: Bewertung von Mortalitätsrisiken

(Quelle: FRIEDRICH, R.; BICKEL, P. (2001), S. 301)

Zudem existieren ebenso monetäre Werte für Krankheiten, welche den Studien von OTTERSTRÖM (1998) in Helsinki, Finnland, CSERGE (1999) mit der so genannten Fünf-Länder-Studie (Amsterdam, Lissabon, London, Oslo und Vigo), und ROZAN (1999) in Straßburg und Kehl entstammen.<sup>230</sup> Die Ergebnisse sind in Tabelle 18 dargestellt.

Risikogröße	Wert
Verlust an Lebenserwartung, akuter Effekt	165.700 Euro / verlorenes Lebensjahr
Verlust an Lebenserwartung, chronischer Effekt	96.500 Euro / verlorenes Lebensjahr
Chronische Bronchitis	169.000 Euro / Fall
Zerebrovaskuläre Krankheit	16.730 Euro / Krankenhausaufnahme
Erkrankung der Atemwege	4.320 Euro / Krankenhausaufnahme
Kongestive Herzinsuffizienz	3.260 Euro / Krankenhausaufnahme
Chronischer Husten	240 Euro / Fall
Unwohlsein	110 Euro / Tag
Asthmaanfall	75 Euro / Tag
Atemwegssymptome	45 Euro / Tag
Leichtes Unwohlsein	45 Euro / Tag
Husten	45 Euro / Tag
Gebrauch von Bronchodilatoren	40 Euro / Tag
Leichte Atemwegssymptome	8 Euro / Tag

Bezogen auf das Basisjahr 2000

Tabelle 18: Monetäre Werte für Krankheiten

(Quelle: FRIEDRICH, R.; BICKEL, P. (2001), S. 301)

Schließlich seien noch die Bewertungen für Auswirkungen auf landwirtschaftliche Erträge (vgl. Tabelle 19) und Bewertung von Materialschäden (vgl. Tabelle 20) erwähnt, für die jedoch Marktpreise herangezogen werden können.<sup>231</sup>

Risikogröße	Wert
Gerste	63 Euro / t Ertragsverlust
Hafer	66 Euro / t Ertragsverlust
Kartoffeln	96 Euro / t Ertragsverlust
Reis	2.549 Euro / t Ertragsverlust
Roggen	183 Euro / t Ertragsverlust
Zuckerrüben	66 Euro / t Ertragsverlust
Sonnenblumenkerne	258 Euro / t Ertragsverlust
Tabak	34.140 Euro / t Ertragsverlust
Weizen	113 Euro / t Ertragsverlust
Stickstoffdünger	530 Euro / t Düngereinsatz
Kalk	18 Euro / t Kalkeinsatz

Bezogen auf das Basisjahr 2000

Tabelle 19: Monetäre Werte für Auswirkungen auf landwirtschaftliche Erträge

(Quelle: FRIEDRICH, R.; BICKEL, P. (2001), S. 301)

<sup>230</sup> Vgl. Ebenda, S. 300.

<sup>231</sup> Vgl. Ebenda, S. 300.



Material	Wert
Galvanisierter Stahl (länderspezifisch)	17 bis 55 Euro / m <sup>2</sup> Materialoberfläche
Kalkstein	299,20 Euro / m <sup>2</sup> Materialoberfläche
Mörtel	33,00 Euro / m <sup>2</sup> Materialoberfläche
Naturstein	299,20 Euro / m <sup>2</sup> Materialoberfläche
Karbonhaltiger Farbanstrich	13,40 Euro / m <sup>2</sup> Materialoberfläche
Putz	33,00 Euro / m <sup>2</sup> Materialoberfläche
Sandstein	299,20 Euro / m <sup>2</sup> Materialoberfläche
Zink	26,90 Euro / m <sup>2</sup> Materialoberfläche

Bezogen auf das Basisjahr 2000

Tabelle 20: Instandsetzungskosten von Materialschäden

(Quelle: FRIEDRICH, R.; BICKEL, P. (2001), S. 301)

Da der Aspekt der externen Kosten von Umweltwirkungen durch den Verkehr nur ein Teil der Bewertung von Transportketten darstellt, konnte diese Problematik nur überblicksartig beschrieben werden. Einen detaillierten Einblick in die Thematik geben FRIEDRICH, R.; BICKEL, P. (2001), SCHMID, S.; BICKEL, P.; FRIEDRICH, R. (2001) sowie die Ergebnisse des ExternE-Projektes (EU-KOMMISSION (2005)).

#### 4.2.3 Externe Kosten des Verkehrs der Europäischen Union

Die vorangegangenen Betrachtungen externer Kosten von Umweltwirkungen durch den Verkehr orientierten sich an der Bewertung der einzelnen Umweltwirkungen und deren Monetarisierung. Eine weitere Möglichkeit besteht darin, externe Kosten anhand der Fahrleistung der Verkehrsmittel zu bestimmen. Auf diese Art und Weise verfuhr eine INFRAS-Studie aus dem Jahr 2004, mit deren Hilfe die empirische Basis externer Verkehrskosten verbessert werden sollte. Die Studie hatte zum Ziel die externen Gesamt- und Durchschnittskosten für die Europäische Union (EU der 15 Mitgliedsstaaten sowie Schweiz und Norwegen) nach Verkehrsträgern sowie die externen Grenzkosten pro Verkehrsträger und Verkehrssituation zu ermitteln. Dabei wurden sowohl der Personal- als auch der Güterverkehr zum Bezugsjahr 2000 betrachtet.<sup>232</sup> Die zur Ermittlung der externen Kosten dienenden Datenbasen sind in Tabelle 21 aufgeführt.

Kostenkategorie	Datengrundlage
Unfallkosten	IRTAD, UIC sowie EUROSTAT Statistiken
Lärmkosten	ECMT, OECD, Datenbank STAIRRS für Eisenbahnlärm) sowie Daten des Umweltbundesamtes Deutschland
Kosten der Luftverschmutzung	TRENDS-Daten für Emissionen und Verkehrsaufkommen
Klimaveränderung	TRENDS-Daten für Emissionen
Kosten für Natur und Landschaft	EUROSTAT, Daten einer Schweizer Studie über Kosten für Natur und Landschaft
Vor- und nachgelagerte Prozesse	Ecoinvent, Ökoinventar für den Verkehrssektor
Staukosten	Europäisches Verkehrsmodell VACLAV
Zusätzliche Kosten in städtischen Gebieten	Aktuelle Bevölkerungsdaten für Städte und städtische Gebiete

Tabelle 21: Datenbasen zur Ermittlung externer Kosten

(Quelle: INFRAS; IWW (2004), S. 6)

Die Studie kam schließlich zu dem Ergebnis, dass sich die gesamten externen Kosten in der Europäischen Union der 15 Mitgliedsstaaten sowie der Schweiz und Norwegen auf 650 Mrd. Euro für das Jahr 2000 belaufen, was einem Anteil von 7,3 Prozent des gesamten Bruttoin-

<sup>232</sup> Vgl. INFRAS; IWW (2004), S. 4.

landsprodukts (BIP) entspricht. In diese Berechnung flossen jedoch keine Staukosten ein. Diese wurden in der vorliegenden Studie durchgehend separat behandelt, da sie nicht mit anderen Kostenkategorien verglichen und kumuliert werden können. Der Unterschied zu den anderen Kostenkategorien besteht darin, dass die sonstigen in dieser Studie betrachteten externen Kosten die Belastung gesamten Gesellschaft widerspiegeln, hingegen externe Kosten infolge von Staus nur den Verkehrssektor betreffen.<sup>233</sup>

Die externen Gesamt- und Durchschnittskosten von Staus wurden nach der ökonomischen Wohlfahrtstheorie mit Hilfe der Messung des Verlusts an Konsumentenrente ermittelt. Der Verlust an Konsumentenrente stellt die wirtschaftlichen Kosten im Verhältnis zu einer optimalen Verkehrssituation dar. Die Kosten betragen nach der vorliegenden Studie 63 Mrd. Euro (0,7 Prozent des BIP). Es wurden aber auch die zu erwartenden Einnahmen aus einer möglichen Internalisierung der externen Staukosten über optimale Straßenpreissysteme geschätzt und ein Wert von 753 Mrd. Euro (8,4 Prozent des BIP) ermittelt. Eine dritte Methode, die so genannte "Engineering"-Messung der Zeitverlustkosten, lieferte einen Wert von 268 Mrd. Euro (3,0 Prozent des BIP).<sup>234</sup> So ergibt sich eine Bandbreite der Kostenschätzungen von 0,7 Prozent bis 8,4 Prozent des Bruttoinlandsprodukts.

Die Studie ergab weiterhin, dass die externen Kosten der Klimaveränderung mit einem Anteil von 30 Prozent der Gesamtkosten die größte Kostenkategorie stellen gefolgt von den Luftverschmutzungs- und Unfallkosten, die einen Anteil an den Gesamtkosten von jeweils 27 Prozent und 24 Prozent ausmachen. Die Lärmkosten und die Aufwendungen bezüglich der vor- und nachgelagerten Prozesse nehmen jeweils einen Anteil von 7 Prozent ein. Von geringerer Bedeutung sind dagegen die Kosten für Natur und Landschaft und die zusätzlichen städtischen Effekte, die zusammen 5 Prozent der Gesamtkosten darstellen. Der Großteil der externen Kosten wird mit 83,7 Prozent durch den Verkehrsträger Straße verursacht, wogegen die Verkehrsträger Luft 14 Prozent, Schiene 1,9 Prozent und die Wasserstraßen 0,4 Prozent ausmachen. Im Sektor Güterverkehr werden insgesamt ein Drittel aller externen Kosten verursacht (vgl. Tabelle 12).<sup>235</sup>

	Straße	Luftverkehr	Schiene	Wasserstraßen	Gesamtkosten	Anteil in Prozent
<b>Unfallkosten</b>	155.588	590	262	0	156.440	24
davon Güterverkehr	19.194	0	0	0	19.194	8
<b>Lärmkosten</b>	40.410	3.098	2.135	0	45.643	7
davon Güterverkehr	18.877	195	782	0	19.854	8
<b>Luftverschmutzung</b>	164.282	4.235	4.447	1.652	174.616	27
davon Güterverkehr	108.838	360	2.096	1.652	112.946	48
<b>Klimaveränderung</b>	112.383	79.931	2.894	506	195.714	30
davon Güterverkehr	42.911	5.438	800	506	49.655	21
<b>Kosten für Natur und Landschaft</b>	18.359	1.298	266	91	20.014	3
davon Güterverkehr	7.254	87	64	91	7.496	3
<b>Zusätzliche Kosten in städtischen Gebieten</b>	9.909	0	563	0	10.472	2
davon Güterverkehr	3.797	0	137	0	3.934	2

<sup>233</sup> Vgl. Ebenda, S. 5.

<sup>234</sup> Vgl. Ebenda, S. 15-16.

<sup>235</sup> Vgl. INFRAS; IWW (2004), S. 5.

<b>Vor- und nachgelagerte Prozesse</b>	43.483	1.762	1.748	383	47.376	7
davon Güterverkehr	22.243	170	608	383	23.404	10
<b>gesamt</b>	544.414	8.432	12.315	2.632	650.275	
davon Güterverkehr	223.114	6.250	4.487	2.632	236.483	
<b>Anteil in Prozent</b>	83,7	14	1,9	0,4	100,0	

Angaben in Mio. Euro/ Jahr für das Kalenderjahr 2000

Tabelle 22: Überblick über die gesamten externen Kosten der EU 15 sowie der Schweiz und Norwegen

(in Anlehnung an: INFRAS; IWW (2004), S. 6.)

Die angeführten Daten eignen sich jedoch nicht zur Bewertung einer spezifischen Transportprobleme. Hierfür liefert die Studie verkehrsträgerbezogene Daten in Form der Durchschnittskosten und der Grenzkosten. Die Durchschnittskosten werden hierbei in Euro pro 1.000 Tonnenkilometer angegeben.<sup>236</sup> Unter dem Begriff der Grenzkosten werden jene zusätzlichen Kosten verstanden, welche von jeder zusätzlichen Transporteinheit verursacht werden.<sup>237</sup>

Tabelle 23 vermittelt einen Überblick über Durchschnitts- und Grenzkosten für alle Kostenkategorien. Beim Vergleich fällt auf, dass Grenz- und Durchschnittskosten vom Niveau her ähnlich sind, Grenzkosten aber infolge der Berücksichtigung verschiedener Verkehrssituationen und Fahrzeugtypen wesentlich differenzierter. Die teilweise großen Bandbreiten resultieren deshalb unter anderem aus unterschiedlichen Erhebungen der Länder der EU, unterschiedlichen Fahrzeugkategorien, wie dieselbetriebene oder elektrisch betriebene Fahrzeuge sowie unterschiedlichen Verkehrssituationen, wie Stadt- oder Fernverkehr.<sup>238</sup>

Euro/ 1000 Tkm		Straße				Schiene	Wasser
		Kleintransporter	Schwerlast				
<b>Unfälle</b>	Grenzk.	10,0 - 110,0	0,7 - 11,8	-	-	-	
	Durchschnittsk.	35,01	4,75	-	-	-	
<b>Lärm</b>	Grenzk.	2,4 - 307,0	0,25 - 32,0	0,06 - 1,08	-	-	
	Durchschnittsk.	32,4	4,9	3,2	-	-	
<b>Luftverschmutzung (nur Gesundheitskosten)</b>	Grenzk.	15,0 - 100,0	33,5	7,4	8,8	8,8	
	Durchschnittsk.	77,6	34,0	7,4	8,8	8,8	
<b>Klimaveränderung</b>	Grenzk.	8,2 - 57,4	1,8 - 12,8	0,4 - 5,3	4,3	4,3	
	Durchschnittsk.	57,4	12,8	3,2	4,3	4,3	
<b>Natur und Landschaft</b>	Grenzk.	10,9	0,8	0,1	0,8	0,8	
	Durchschnittsk.	10,9	2,03	0,26	0,78	0,78	
<b>Städtische Effekte</b>	Grenzk.	3,0 - 32,3	0,9 - 7,1	-	-	-	
	Durchschnittsk.	5,2	1,1	0,5	-	-	
<b>Vor- und nachgelagerte Prozesse</b>	Grenzk.	13,0 - 23,4	3,6 - 7,4	0,2-1,7	0,8-1,8	0,8-1,8	
	Durchschnittsk.	22,44	7,36	2,44	3,27	3,27	
<b>Gesamt</b>	Grenzk.	62,5 - 641	41,6 - 105,4	8,16 - 15,58	14,7-15,7	14,7-15,7	
	Durchschnittsk.	240,95	66,94	17	17,15	17,15	

Tabelle 23: Grenzkosten und Durchschnittskosten im Güterverkehr der EU 15 sowie der Schweiz und Norwegen

(Quelle: INFRAS; IWW (2004), S. 13)

<sup>236</sup> Vgl. Ebenda, S. 8.<sup>237</sup> Vgl. Ebenda, S. 4.<sup>238</sup> Vgl. Ebenda, S. 13-14.

#### 4.2.4 Internalisierung externer Effekte

Die vorangegangenen Ausführungen zeigen wie komplex sich die monetäre Bewertung von externen Effekten gestaltet und wie uneinheitlich die Ergebnisse aufgrund von verschiedenen Datengrundlagen und Bewertungsansätzen sind. Im Sinne einer nachhaltigen Verkehrspolitik stellt sich jedoch darüber hinaus die Frage, wie sich die durch den Verkehr verursachten externen Kosten internalisieren und so in das Kostenkalkül der Verkehrsteilnehmer einbeziehen lassen.

Es existieren zwar im Verkehrsbereich Steuern, Gebühren und fixe Abgaben, wie Zulassungsgebühren, Kraftfahrzeugsteuern, Versicherungssteuern, Mineralölsteuern und Gebühren für die Infrastrukturnutzung, sprich Maut, trotzdem gilt der Verkehr als zu hoch und ungerecht beziehungsweise nicht verursachergerecht besteuert, was zudem zu Wettbewerbsverzerrungen zwischen den Betreibern und den Verkehrsträgern führt.<sup>239</sup> Um dies zu unterbinden sollte die Besteuerung stärker an einer verkehrsträgerunabhängigen Anlastung der Kosten des Verkehrs orientieren. Dies impliziert auch all jene Kosten, die im Allgemeinen von der Gesellschaft und weniger von den Benutzern getragen werden. Eine nachhaltige Verkehrspolitik sollte demnach mit einer vollständigen Internalisierung der sozialen und der Umweltkosten einhergehen. Dazu sind Instrumente gefragt, welche die dem Verkehrssystem auferlegten Steuern nach und nach ersetzen und die externen Kosten internalisieren. Zwei Instrumente sind beispielsweise die Tarifierung der Infrastrukturnutzung und die Kraftstoffbesteuerung, wobei letzteres die Tarifierung der Infrastrukturnutzung ergänzt und beide Instrumente dementsprechend aufeinander abgestimmt werden müssen.<sup>240</sup> Die Infrastrukturtarifierung, also eine kilometerabhängige Abgabe, trägt neben der Regelung der Stauprobleme und der Luftverschmutzung sowie der Klimaveränderung auch zur Berücksichtigung von Kosten bei, die durch Lärm und Unfälle verursacht werden.<sup>241</sup> Die Kraftstoffbesteuerung beeinflusst zudem die Verringerung der Kohlendioxidemissionen. Die Infrastrukturtarifierung basiert dabei auf dem Grundsatz, dass alle Kosten für die Infrastrukturnutzung, die Aufwendungen für die Infrastruktur sowie die externen Kosten für Unfälle, Luftverschmutzung, Lärmbelastung und Staus berücksichtigt werden.<sup>242</sup> In Tabelle 24 sind dazu exemplarisch die Kosten dargestellt, die ein Lkw bei einer Autobahnfahrt über 100 km zu Schwachlastzeiten verursacht.

Externe Kosten und Infrastrukturkosten (über 100 km zu Schwachlastzeiten)	Durchschnittliche Spanne
Luftverschmutzung	2,3 - 15 Euro
Klimaänderung	0,2 - 1,54 Euro
Infrastruktur	2,1 - 3,3 Euro
Lärm	0,7 - 4 Euro
Unfälle	0,2 - 2,6 Euro
Staus	2,7 - 9,3 Euro
<b>Gesamt</b>	<b>8 - 36 Euro</b>

Tabelle 24: Externe Kosten und Infrastrukturkosten einer Lkw-Autobahnfahrt  
(Quelle: EU-KOMMISSION (2001), S. 85)

<sup>239</sup> Vgl. EU-KOMMISSION (2001), S. 83.

<sup>240</sup> Vgl. EU-KOMMISSION (2001), S. 84.

<sup>241</sup> Vgl. INFRAS; IWW (2004), S. 17.

<sup>242</sup> Vgl. EU-KOMMISSION (2001), S. 84.

Die externen Kosten und die Infrastrukturkosten bewegen sich demnach bei einer Lkw-Autobahnfahrt über 100 km in einer Spanne von 8 bis 36 Euro, wobei auf Deutschland bezogen bereits Abgaben wie Kraftstoffsteuern, Kraftfahrzeugsteuern oder Infrastrukturgebühren in der Höhe zwischen 12 und 24 Euro die externen Kosten teilweise decken. Die Infrastrukturgebühren machen dabei in etwa 8 Euro aus.<sup>243</sup> Eine Erhöhung der Infrastrukturgebühren oder Kraftstoffsteuern würde zu einem Rückgang des Verkehrsaufkommens führen und gleichzeitig zu einer Verminderung der externen Kosten und Infrastrukturkosten bis sich ein Gleichgewicht zwischen Abgaben und Kosten einstellt, welches das Ziel einer gerechten Tarifierung sein sollte. Dabei wird ebenfalls davon ausgegangen, dass eine Internalisierung der Kosten für die europäische Wettbewerbsfähigkeit keine nachteiligen Folgen haben würde, da sich nicht zwangsläufig die Gesamthöhe der Abgaben ändern muss, sondern vielmehr die Struktur der Abgabenlast, um die externen Kosten und die Infrastrukturkosten in den Verkehrspreisen zu berücksichtigen. Eine weitere Möglichkeit bestünde darin die die Gesamthöhe der Verkehrsabgaben anzuheben und im Gegenzug beispielsweise die Besteuerung der Arbeit zu verringern, um die damit einhergehenden Einnahmen für die Finanzierung der Infrastruktur einzusetzen. Außerdem würde so eine Nettoerhöhung der Besteuerung der Wirtschaft vermieden.<sup>244</sup> Ergänzend dazu sind neben verkehrsberuhigenden Maßnahmen wie Geschwindigkeitsbeschränkungen auch Maßnahmen denkbar, die die Effektivität im Straßenverkehr steigern wie beispielsweise ein computergestütztes Straßenmanagement oder auch intermodale Informationssysteme.<sup>245</sup>

Die vorausgegangenen Ausführungen zeigen somit deutlich, dass auf dem Gebiet der Ermittlung und Internalisierung der externen Kosten des Verkehrs einerseits noch Forschungsbedarf hinsichtlich der Bewertung von externen Kosten und andererseits politische Handlungsnotwendigkeit bezüglich der verursachergerechten Integration der externen Kosten in den Marktmechanismus und somit in das Kostenkalkül der Verursacher besteht.

### **4.3 Ableiten eines Bewertungsansatzes zur Evaluierung von Transportketten**

Ausgehend von den Erkenntnissen aus den Kapiteln 1 und 3 wird in diesem Abschnitt ein integrierter Bewertungsansatz zur Analyse von Transportketten abgeleitet (Abbildung 9). Dieser Bewertungsansatz soll hauptsächlich dazu dienen, Transportketten und die damit verknüpften Alternativen aus einer nachhaltigen Perspektive zu bewerten und zu analysieren. Aus diesem Grund orientiert sich dieser an den Dimensionen der Nachhaltigkeit und gliedert sich somit in eine Ökologisch-Soziale Dimension und in eine Ökonomische Dimension. Die Ökologisch-Soziale Dimension der Bewertung befasst sich hierbei zum einen mit der Wahl der Bewertungsmethodik und der Erfassung der Umweltbelastungen des Verkehrs. Für die Bewertungsmethodik wird aufgrund der Absicht einer möglichst umfassenden Bewertung eine Vorgehensweise nach dem Muster der Ökobilanzierung vorgeschlagen, da diese vor allem den Lebenszyklusansatz beinhaltet (vgl. Abschnitt 2.1.2). Im zweiten Schritt erfolgt die Erfassung der relevanten Umweltbelastungen des Verkehrs. Hierzu zählen hinsichtlich der physischen Umweltwirkungen der Verkehrslärm, Unfälle, Staus, die Ökologische Trennwirkung sowie der Eintrag von Schwermetallen und Salzen als Folge der Flächenversiegelung

---

<sup>243</sup> Vgl. Ebenda, S. 85.

<sup>244</sup> Vgl. Ebenda, S. 86.

<sup>245</sup> Vgl. INFRAS; IWW (2004), S. 18.

(vgl. Abschnitt 2.2.1). Auf Seiten der atmosphärischen Emissionen werden die Schadstoffe Stickoxide, Schwefeldioxid, flüchtige organische Verbindungen, Ozon, Staub und Rußpartikel, Kohlenmonoxid und schließlich Kohlendioxid, wie in Abschnitt 2.2.2 beschrieben, als wesentlich betrachtet. Um diesbezügliche Daten für die Bewertung nutzbar zu machen, ist es sinnvoll, sie in Form so genannter Emissionsfaktoren beziehungsweise in Form einer einheitlichen Mengeneinheit relativ zur Transportleistung zu ermitteln (vgl. Abschnitt 2.2.2).

Darauf aufbauend ist es nötig, die ermittelten Umweltbelastungen respektive die so genannten externen Effekt einer Transportkette zu monetarisieren, um sie später mit den ökonomischen Daten zu aggregieren. Wie dies realisiert werden kann und welche Probleme mit der Bestimmung der externen Kosten verbunden sind, wurde in Abschnitt 4.2 erörtert. Neben der Festlegung der Daten der Ökologisch-Sozialen Dimension ist es ebenso im Sinne der Nachhaltigkeit, die ökonomischen Gesichtspunkte einer Transportkette beziehungsweise der verfügbaren Alternativen zu betrachten. Hierbei wird die monetäre Bewertung, sprich die Kosten, in Zeitkriterien, Kostenkriterien sowie Qualitätskriterien gruppiert. In diesem Fall fällt die Bestimmung der Kosten jedoch leichter, da die dafür benötigte Datengrundlage in Unternehmen vorhanden sein sollte und die erwähnten Kosten bereits in den Marktmechanismus integriert sind (vgl. Kapitel 3). Bei beiden Dimensionen sollten jedoch zusätzlich die in Abschnitt 4.1 erläuterten technischen Parameter der verschiedenen Verkehrsmittel berücksichtigt werden, um so eine möglichst detaillierte und genaue Bewertung zu gewährleisten. Abschließend können die für beide Dimensionen erhaltenen Daten, welche sich in Geldeinheiten ausdrücken lassen, aggregiert und die betrachteten Transportalternativen bewertet und verglichen werden.

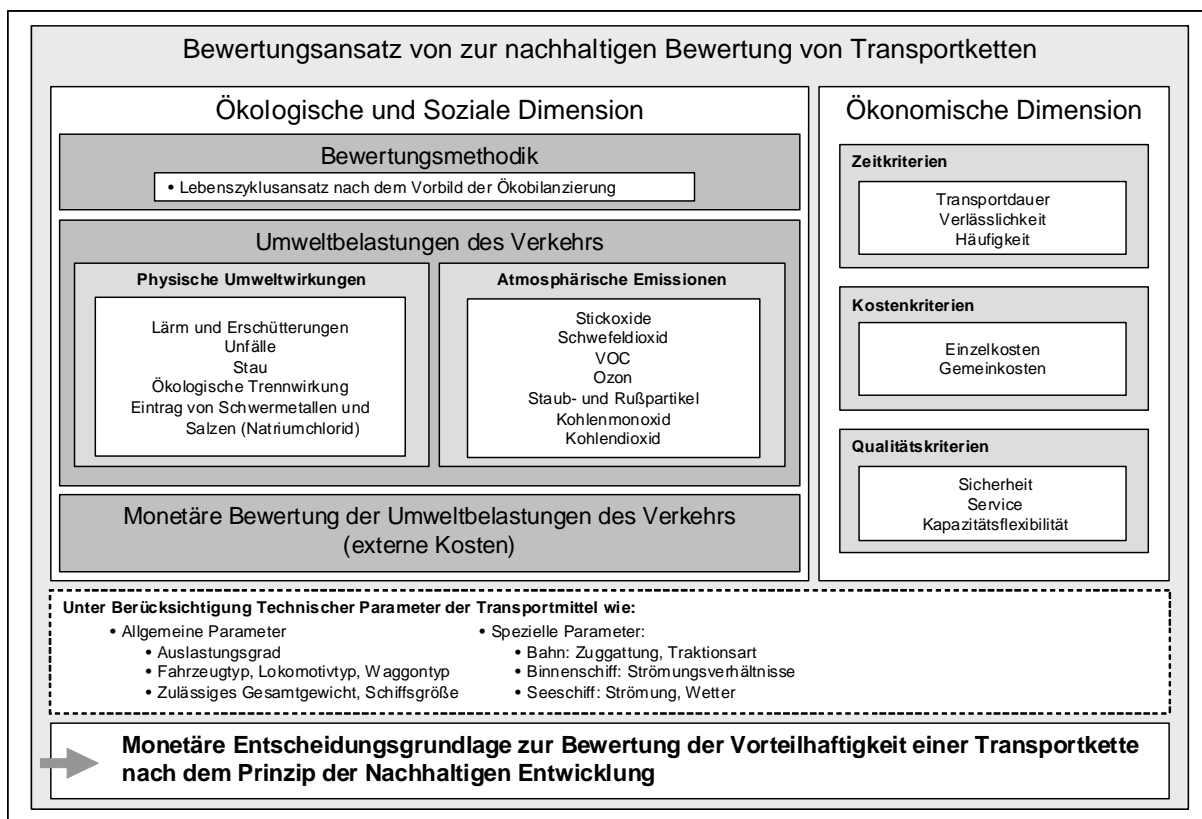


Abbildung 9: Bewertungsansatz zur nachhaltigen Evaluierung von Transportketten

(eigene Darstellung)

Der beschriebene Bewertungsansatz ist jedoch als ein Idealmodell zu sehen. In der Praxis wird es immer problematisch sein, die Datenkomplexität und die Datenqualität, die dieser Bewertungsansatz voraussetzt, zu ermitteln, zu erfassen und zu aktualisieren. Dennoch wird dieser Ansatz im abschließenden Kapitel dazu verwendet, um zu analysieren, wie nahe Fallstudien von Transportketten sowie Softwaretools, die eine Berechnung von Transportalternativen versprechen, dem Idealmodell kommen. Es wird somit hinsichtlich der Fallstudien und Softwaretools zu klären sein, an welcher Bewertungsmethodik sie sich orientieren, ob alle ökologisch relevanten Umweltwirkungen berücksichtigt werden, ob eine ökonomische Betrachtung erfolgt und ob es zu einer Zusammenführung der ökologischen und ökonomischen Bewertungen kommt und dabei die technischen Parameter berücksichtigt werden. Es wird weiterhin von Interesse sein, welcher Datenbasis sich die betrachteten Fallstudien und Softwaretools bedienen.

## 5 Ökologische und ökonomische Transportbewertung in der Praxis

Im abschließenden Kapitel wird überprüft, ob und in welchem Ausmaß der aus den vorangegangenen theoretischen Überlegungen abgeleitete Bewertungsansatz in der Praxis Anwendung findet. Hierzu werden Fallstudien und Softwaretools, die im Rahmen dieser Arbeit identifiziert wurden, untersucht und mit den Anforderungen des Bewertungsansatzes verglichen. Es gilt also herauszufinden, inwieweit die betrachteten Fallstudien und Softwaretools dem Bewertungsansatz als Idealmodell gerecht werden.

### 5.1 Evaluierung von Transportketten in Form von Fallstudien

Die Literaturrecherchen, welche auf den in der Tabelle 47 des Anhangs aufgeführten Literaturquellen und den entsprechenden Suchbegriffen basieren, ergaben zu dem in dieser Arbeit behandelten Themenschwerpunkt der ökologischen Transportbewertung sowie der in Kapitel 1 vorgenommenen Themenabgrenzung insgesamt eine Anzahl von 56 Studien. Jedoch erwiesen sich für diese Arbeit 13 Studien (vgl. Tabelle 28) als themenrelevant, da sie sich explizit mit der Bewertung von Transportketten an Fallbeispielen beschäftigen. Die darüber hinaus identifizierten Studien wurden entweder der Rubrik „Szenarien, Prognosen, Volkswirtschaftliche Studien“ oder der Rubrik „Studien zu externen Kosten des Verkehrs“ zugeordnet.

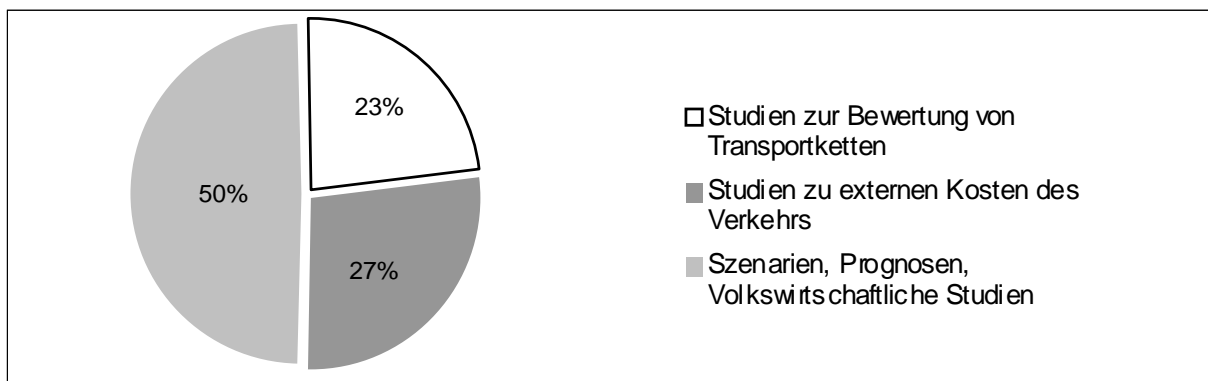


Abbildung 10: Rechercheergebnis Studien

(Quelle: eigene Darstellung)

Diese Studien werden im weiteren Verlauf nicht weiter betrachtet, sind jedoch zusammen mit den themenrelevanten Untersuchungen im Anhang in Tabelle 48 zur Information aufgeführt. Das in dieser Übersicht dargestellte Ergebnis der Literaturrecherche kann sicher nicht als vollständig betrachtet werden, da nur die über die Sächsische Landes- und Universitätsbibliothek freizugänglichen Datenbanken, Monographien und Zeitschriften, das Internet sowie die Möglichkeit der Fernleihe über die Sächsischen Landes- und Universitätsbibliothek, in Anspruch genommen wurden. Des Weiteren beschränkte sich die Suche auf deutsch- und englischsprachige Studien. Dieser Herangehensweise ist es auch geschuldet, dass sich die Mehrzahl der Studien, deutsch- als auch englischsprachig, auf den Untersuchungsraum Deutschland beziehen. Neben der Herangehensweise vermutet der Autor zudem einen fortgeschrittenen Forschungsstand, der ebenfalls für die europäischen Länder Schweiz, Österreich sowie die Staaten Skandinaviens angenommen wird, da diese Gebiete ebenso vermehrt Gegenstand englischsprachiger Studien sind.



### 5.1.1 Systematisierung und Analyse von Fallstudien zur Transportbewertung

Wie bereits erwähnt, galt es im Rahmen dieser Arbeit Studien und Untersuchungen zu identifizieren, welche die Bewertung von Transportketten an einem oder mehreren konkreten Fallbeispielen zum Gegenstand haben, um sie in einem zweiten Schritt zu systematisieren und zu vergleichen. Diese Analyse wird sich wie auch beim Vergleich der Softwaretools an dem in Kapitel 4 entwickelten Bewertungsansatz orientieren. Dabei wird insbesondere darauf eingegangen, auf welches Referenzgebiet beziehungsweise welche Transportverbindungen sich die jeweiligen Untersuchungen beziehen. Des Weiteren ist zu untersuchen, welche Transportmittel und welche Umweltwirkungen in die Betrachtungen einfließen. Darüber hinaus ist zu ermitteln, auf welche Art und Weise die Umweltwirkungen für die einzelnen Transportketten berechnet wurden, ob eine Lebenszyklusbetrachtung erfolgt, ökonomische Faktoren berücksichtigt wurden und ob eine Zusammenführung monetarisierter Umweltwirkungen sowie der ökonomischen Daten zu einer gesamtwirtschaftlichen Entscheidungsgrundlage vorgenommen wird. Zusammenfassend ist also auf folgende Faktoren zu achten:

- Referenzgebiet
- Verkehrsmittel
- Umweltwirkungen
- Form der ökologischen Bewertung (Lebenszyklusbetrachtung)
- Ökonomische Bewertung
- Zusammenführung ökonomischer mit ökologischen Daten

Tabelle 28 gibt einen detaillierten Überblick über die nach den genannten Kriterien analysierten Fallstudien, zu denen nach einem Vergleich folgende Feststellungen getroffen werden können:

Zunächst fällt auf, dass sich der Großteil der Studien, auch der englischsprachigen, mit Transportverbindungen in Deutschland oder zumindest in an Deutschland angrenzende Länder beschäftigt. Im Abschnitt 1.1 wurden die Verkehrsmittel Lkw, Bahn und Schiff für die Betrachtung von Transportketten im Güterverkehr als essentiell erachtet. Jedoch findet ein Vergleich aller drei Verkehrsmittel nur in zwei von dreizehn Studien Anwendung. Die meisten Studien beschränken sich auf Relationen, die über Transportalternativen der Straße und der Schiene verfügen (vgl. Tabelle 25). Im Fall ECORYS; METTLE (2005) werden sogar nur Wasserwege auf ihre Infrastruktur- und Umweltkosten hin untersucht, ohne einen Vergleich mit anderen Verkehrsträgern anzustreben.

Lkw	Bahn	Schiff	Verfasser
x	x		BAHN-UMWELTZENTRUM (2001)
<b>x</b>	<b>x</b>	<b>x</b>	<b>BENZ, M. (1999)</b>
	x	x	BUND FÜR UMWELT UND NATURSCHUTZ DEUTSCHLAND (2001):
x	x		DORMANN, S. (1995)
		x	ECORYS; METTLE (2005)
x	x		FONGER, M. (1993)
x	x		IFEU (1999)
x	x		IFEU; STUDIENGESELLSCHAFT FÜR DEN KOMBINIERTEN VERKEHR e.V. (2002)

X	X		INTERNATIONALE VEREINIGUNG DER GESELLSCHAFTEN FÜR DEN KOMBINIERTEN VERKEHR SCHIENE-STRASSE (UIRR) (2003)
X	X		INTRAPLAN (1996)
<b>X</b>	<b>X</b>	<b>X</b>	<b>LEMKE, A. (1998)</b>
X	X		SCHULZ, J. (1996)
X		X	SWINARSKI, B. (2005)

Tabelle 25: Berücksichtigung der Verkehrsmittel Lkw, Bahn und Schiff in den Analysen

(Quelle: eigene Darstellung)

Der in Kapitel 4 abgeleitete Bewertungsansatz sieht ebenso die Berücksichtigung der atmosphärischen Emissionen wie Stickoxide, Schwefeldioxid, flüchtige organische Verbindungen, Staub- und Russpartikel, Ozon, Kohlenmonoxid sowie Kohlendioxid aber auch der physischen Umweltwirkungen wie Flächenverbrauch/Ökologische Trennwirkung, Lärm, Unfälle und Staus im Rahmen der ökologischen Bewertung von Transportketten vor. Bei der Analyse der Studien kristallisierten sich jedoch nur drei von dreizehn Studien heraus, die annähernd sämtliche als relevant angesehene Umweltwirkungen in die Berechnungen mit einbezogen (vgl. Tabelle 26). Die restlichen Studien beschränkten sich entweder auf die Erhebung der atmosphärischen Emissionen (6 von 13) oder ausschließlich auf die CO<sub>2</sub>-Emissionen (3 von 13).

CO <sub>2</sub>	NO <sub>x</sub>	SO <sub>2</sub>	CO	Partikel	VOC	Lärm	Unfälle	Stau	Flächenverbrauch/ ökol. Trennwirkung	Verfasser
X	X	X	X		X					BAHN-UMWELTZENTRUM (2001)
X	X	X	X	X	X					BENZ, M. (1999)
X	X	X			X					BUND FÜR UMWELT UND NATURSCHUTZ DEUTSCHLAND (2001):
X	X	X	X	X	X					DORMANN, S. (1995)
<b>X</b>	<b>X</b>	<b>X</b>		<b>X</b>	<b>X</b>		<b>X</b>	<b>X</b>		<b>ECORYS; METTLE (2005)</b>
<b>X</b>	<b>X</b>	<b>X</b>		<b>X</b>	<b>X</b>	<b>X</b>	<b>X</b>	<b>X</b>	<b>X</b>	<b>FONGER, M. (1993)</b>
X										IFEU (1999)
X										IFEU; STUDIENGESELLSCHAFT FÜR DEN KOMBINIERTEN VERKEHR e.V. (2002)
X										INTERNATIONALE VEREINIGUNG DER GESELLSCHAFTEN FÜR DEN KOMBINIERTEN VERKEHR SCHIENE-STRASSE (UIRR) (2003)
X	X	X	X							INTRAPLAN (1996)
X	X	X	X	X	X					LEMKE, A. (1998)
										(Ermittlung des spezifischen Energieverbrauchs) SCHULZ, J. (1996)
<b>X</b>	<b>X</b>	<b>X</b>	<b>X</b>	<b>X</b>	<b>X</b>	<b>X</b>	<b>X</b>	<b>X</b>	<b>X</b>	<b>SWINARSKI, B. (2005)</b>

Der Schadstoff Ozon wurde nicht gesondert ausgewiesen, da er sich unter Einfluss von Sonnenstrahlung aus Stickoxiden (NO<sub>x</sub>) und Kohlenwasserstoffen, welche in flüchtigen Organischen Verbindungen (VOC) vorkommen, bildet.

Tabelle 26: Berücksichtigung der relevanten Umweltwirkungen in den Analysen

(Quelle: eigene Darstellung)

Der eigens entwickelte Bewertungsansatz zeichnet ebenfalls ein Idealbild einer auf Nachhaltigkeit ausgerichteten Transportbewertung, indem er einerseits eine Bewertung von wirtschaftlichen Parametern und andererseits die Erfassung der relevanten Umweltwirkungen und deren Monetarisierung verlangt. Die Zusammenführung der beiden Kategorien bildet schließlich eine Entscheidungsgrundlage, welche auf dem Weg zu einer Nachhaltigen Entwicklung im Güterverkehr zielführend ist. Dieser Art und Weise der Transportbewertung wurden nach dem Vergleich der Untersuchungen annähernd zwei von dreizehn Studien zugerechnet (vgl. Tabelle 27). Alle anderen beschränkten sich zumeist auf die reine ökologische Bewertung der Transportketten und nur drei von dreizehn ließen eine komplette Lebenszyklusbetrachtung

nach dem Muster der Ökobilanzierung in die Analyse einfließen beziehungsweise verwendeten darauf basierendes Datenmaterial.

Ökologische Bewertung	Lebenszyklus-analyse	Monetarisierung der Ökol. Bewert.	Ökonomische Bewertung	Zusammenführung Ökolog. mit Ökon. Daten	Verfasser
X	X				BAHN-UMWELTZENTRUM (2001)
X					BENZ, M. (1999)
X					BUND FÜR UMWELT UND NATURSCHUTZ DEUTSCHLAND (2001):
X			X		DORMANN, S. (1995)
X		X	X		ECORYS; METTLE (2005)
<b>X</b>		<b>X</b>	<b>X</b>	<b>X</b>	<b>FONGER, M. (1993)</b>
X	X				IFEU (1999)
X					IFEU; STUDIENGESELLSCHAFT FÜR DEN KOMBINIERTEN VERKEHR e.V. (2002)
X					INTERNATIONALE VEREINIGUNG DER GESELLSCHAFTEN FÜR DEN KOMBINIERTEN VERKEHR SCHIENE-STRASSE (UIRR) (2003)
X					INTRAPLAN (1996)
X					LEMKE, A. (1998)
X					SCHULZ, J. (1996)
<b>X</b>	<b>X</b>	<b>X</b>	<b>X</b>	<b>X</b>	<b>SWINARSKI, B. (2005)</b>

Tabelle 27: Art und Umfang der verwendeten Bewertungsmethoden

(Quelle: eigene Darstellung)

Abschließend sind noch die im Rahmen der betrachteten Studien ermittelten Ergebnisse zu erwähnen. Ein Vergleich kann hierbei jedoch nur bedingt vorgenommen werden. Denn aus den vorangegangenen Ausführungen wird deutlich, dass die Studien jeweils abweichende Untersuchungsdesigns mit unterschiedlichen Referenzstrecken, Datengrundlagen und Untersuchungsgegenständen, was die Wahl der Verkehrsmittel und der betrachteten Umweltwirkungen betrifft, aufweisen. Grundsätzlich kann aber aus den Untersuchungsergebnissen eine ökologische und auch gesamtwirtschaftliche Vorteilhaftigkeit der Bahn und des Schiffes respektive des Binnenschiffes gegen über dem Straßentransport abgeleitet werden. Dies trifft jedoch nicht auf kurze Transportwege zu. Aber auch hier divergieren die Untersuchungsergebnisse stark. Aus den Analysen von BENZ, M. (1999) und FONGER, M. (1993) geht hervor, dass der Lkw bis zu 100 km beziehungsweise bis zu 500 km das umweltverträglichste Verkehrsmittel darstellt. LEMKE, A. (1998) stellt weiterhin fest, dass der Lkw bis zu einem Frachtaufkommen von 160 Tonnen am ökologischsten ist. Eine ökologische und gesamtwirtschaftliche Vorteilhaftigkeit kann dem Verkehrsmittel Bahn zumindest nicht hinsichtlich kurzer Transportentfernungen und geringem Frachtaufkommen pauschal unterstellt werden. Ferner bleibt festzuhalten, dass die Bahn in Vergleichen mit dem Schiff respektive Binnenschiff nach den Studien von BENZ, M. (1999) und BUND FÜR UMWELT UND NATURSCHUTZ DEUTSCHLAND (2001) stets in ökologischer Hinsicht vorteilhafter ist. Zusammenfassend lässt sich feststellen, dass eine Rangfolge der ökologischen Vorteilhaftigkeit von dem Verkehrsmittel Bahn über das Schiff beziehungsweise Binnenschiff hin zum Straßentransport mit dem Lkw aufgestellt werden kann. Diese ist jedoch stets von Einzelfall zu Einzelfall auf ihre Gültigkeit zu überprüfen.

Tabelle 28 fasst abschließend die untersuchten Studien anhand des betrachteten Referenzgebietes, der berücksichtigten Verkehrsmittel und Umweltwirkungen, der Vorgehensweise bei der Bewertung der Transportrelationen und ihrer Untersuchungsergebnisse zusammen.

Referenzgebiet	Verkehrsmittel	Umweltwirkungen	Bewertungsmethodik	Untersuchungsergebnisse	Bemerkung
<b>BAHN-UMWELTZENTRUM (2001):</b> <i>Railways and Environment - Contribution to Sustainable Mobility, Berlin 2001.</i>					
Verbindung München-Hamburg Billwerder mit dem kombinierten Bahnsystem "Parcel InterCity".	Lkw, Bahn	CO <sub>2</sub> , weitere Treibhausgase	Bewertung auf der Basis von TREMOD und somit Nutzung von Daten, die auf Lebenszyklusbetrachtungen basieren.	Während auf der Verbindung München-Hamburg Billwerder mittels kombinierten Straße/ Schiene-Transportes 59,68 kg CO <sub>2</sub> / transportierter Tonne verursacht werden, entstehen durch den reinen Straßen-transport über die gleiche Distanz 105,37 kg CO <sub>2</sub> / transportierter Tonne.	Keine ökonomische Betrachtung. Keine Monetarisierung der Umweltwirkungen und somit keine Zusammenführung ökonomischer und ökologischer Daten. Keine Berücksichtigung des Verkehrsmittels Schiff.
<b>BENZ, M. (1999):</b> <i>Umweltverträglichkeit von Transportketten, Diss. Berlin 1999.</i>					
Untersuchung von Direktverkehren, Sammeladungsverkehren und Kombinierten Verkehren. Dazu Entwurf von Modellstrecken für alle drei Verkehrsträger. Unterscheidung in leichte, mittlere und schwere Modellstrecken.	Lkw, Bahn, Binnenschiff	NMVOG, Staub, CO, NO <sub>x</sub> , SO <sub>2</sub> , CO <sub>2</sub>	Aufstellen von Modellstrecken anhand der Variation von Verkehrssituationen und Neigungsklassen. Ermittlung der Emissionsfaktoren. Verwendung des Ökoprotis zur ökologischen Bewertung. Somit keine Lebenszyklusbetrachtung bzw. vor- und nachgelagerter Prozessketten.	Bahn bei Stückguttransportketten im Hauptlauf aus energetischer, klimarelevanter und umweltbelastender Sicht am günstigsten. Lkw-Direktverkehr bei Kombinierten Ladungsverkehr bis zu 100 km über alle Tonnagen hinweg am umweltverträglichsten. Bei längeren Transportstrecken und höheren Tonnagen Bahn und Binnenschiff mit niedrigerem spezifischen Energieverbrauch und niedrigeren spezifischen Schadstoffemissionen. Bahn (Mindesttransportmenge 400 t) und Binnenschiff (Mindesttransportmenge 800 t) beim Kombinierten Ladungsverkehr energetisch ab 250 km am vorteilhaftesten. Beim Stückguttransport in Form des Kombinierten Ladungsverkehrs energetischer und ökologischer Vorteil der Bahn gegenüber dem Lkw (Binnenschiff) ab einer Hauptlaufstrecke von 200 km (250 km)	Keine ökonomische Betrachtung. Keine Monetarisierung der Umweltwirkungen und somit keine Zusammenführung ökonomischer und ökologischer Daten. Keine Lebenszyklusbetrachtung.
<b>BUND FÜR UMWELT UND NATURSCHUTZ DEUTSCHLAND (2001):</b> <i>Hintergrundpapier Binnenschifffahrt, Überarbeitete Neuauflage, Berlin 2001.</i>					
Vergleich eines Heizöltransportes von einer Hamburger Raffinerie zu einem Heizöllager nach Berlin mit Bahn und Binnenschiff.	Bahn, Binnenschiff	NMVOG, NO <sub>x</sub> , SO <sub>2</sub> , CO <sub>2</sub>	Vergleich des Primärenergieverbrauchs sowie der Emissionsbelastungen.	Bahn benötigt im Vergleich zum Schiff etwa halb so viel Energie, muss aber nur einen um 100 km kürzeren Weg zurücklegen. CO <sub>2</sub> -Emissionen des Schiffes 2,5-mal höher als die der Bahn. Ausstoß von Stickoxiden beim Binnenschiff 20-mal höher bei der Bahn.	Keine ökonomische Betrachtung. Keine Monetarisierung der Umweltwirkungen und somit keine Zusammenführung ökonomischer und ökologischer Daten. Keine Lebenszyklusbetrachtung. Keine Berücksichtigung des Verkehrsmittels Lkw.
<b>DORMANN, S. (1995):</b> <i>Herausforderung Bimodal. Abstrakt zur Diplomarbeit "Ökologische und ökonomische Gesamtbetrachtung temperaturgeführter Lebensmitteltransporte". Online im Internet. &lt; http://www.usf.uos.de/~sabine/abstrakt5.pdf &gt;, Stand 1995, Abfrage 31-01-2006.</i>					
Untersuchung d. Kombirailtransportes von Tiefkühlgütern zwischen Kolding (Dänemark) und Bologna (Italien). Vergleich zwischen Kombirail und reinem Straßentransport.	Lkw, Bahn (Kombirail)	VOC, Partikel, CO, NO <sub>x</sub> , SO <sub>2</sub> , CO <sub>2</sub>	Bewertung der Wirtschaftlichkeit und der Umweltbelastungen Transportketten. Bewertung der Umweltbelastungen über streckenbezogene Emissionsfaktoren. Ermittlung der Emissionen aufgrund der Transportleistung.	Der bimodale Kombirailtransport ist bis zu 32 Prozent günstiger als der unimodale Straßengütertransport. Der Unimodale Straßengütertransport belastet die Umwelt in der Gesamtheit um bis zu 50 Prozent stärker als der bimodale Kombirailtransport.	Keine Monetarisierung der Umweltwirkungen und somit keine Zusammenführung ökonomischer und ökologischer Daten. Keine Lebenszyklusbetrachtung. Keine Berücksichtigung des Verkehrsmittels Schiff.
<b>ECORYS; METTLE (2005):</b> <i>Charging and pricing in the area of inland waterways. Practical guideline for realistic transport pricing. Final report, Rotterdam 2005.</i>					
Wasserwege: Amsterdam-Rhein-Kanal (73 km, NL), IJsselmeer sowie einzelne kleinere Kanäle im Norden der Niederlande (74 km, NL), Flussgebiet Rhône-Saône (860 km, F), Donau (350 km, A), Main-Donau-Kanal (170 km, D)	Binnenschiff	Unfälle, Stau, Partikel, NO <sub>x</sub> , SO <sub>2</sub> , VOC, CO <sub>2</sub>	Zunächst Ermittlung der Infrastrukturkosten anhand der Instandhaltungskosten. Quantifizierung der Unfallkosten anhand von Werten für Schäden an Schiffen, Ladung oder Infrastruktur, sowie schweren Verletzungen und Todesopfern und Verwaltungskosten für Krankenhausaufenthalte. Bewertung von Wartezeiten (NL etwa 74 Euro/h). Ermittlung der externen Kosten für die Luftverschmutzung aus dem REMOVE-Modell. Bestimmung der Lärmkosten mittels Impact-Pathway-Ansatz.	Formel zur Berechnung der Infrastrukturkosten sowie der externen Kosten der Umweltwirkungen des Verkehrs, wie z.B.: Unfallkosten pro Fluss/ Kanal = Schadenskosten der Infrastruktur pro Jahr + Kosten für Todesopfer und Verletzte pro Jahr x 0,5 + Verwaltungskosten für Krankenhausaufenthalte x Risikoelastizität ÷ Anzahl Tonnenkilometer Externe Kosten der Luftverschmutzung pro Schiffskilometer pro Schadstoff = Emissionsfaktor pro Schiffskilometer pro Schadstoff x monetäre Bewertung des Schadstoffes	Kein Vergleich unterschiedlicher Verkehrsmittel. Keine Zusammenführung ökonomischer und ökologischer Daten. Keine Schlussfolgerung auf ökologische Vorteilhaftigkeit. Aufzeigen der Erhebung externer Kosten an der Fallstudie.
<b>FONGER, M. (1993):</b> <i>Gesamtwirtschaftlicher Effizienzvergleich alternativer Transportketten. Eine Analyse unter besonderer Berücksichtigung des multimodalen Verkehrs Schiene/Straße, Göttingen 1993.</i>					
Düsseldorf/Krefeld-Stuttgart. Rheine-Mannheim/ Ludwighafen. Bremerhaven-Mannheim/ Ludwighafen. Hamburg-Stuttgart. Wuppertal-Wien.	Bahn, Lkw	Partikel, NO <sub>x</sub> , CO <sub>2</sub> , NMVOG, SO <sub>2</sub> , Lärm, ökol. Trennwirkung, Flächenverbrauch, Unfälle, Stau	Erster Schritt: Ermittlung der internen Kosten auf der Basis der Fahrzeugkostenrechnung. Zweiter Schritt: Ermittlung der Emissionswerte für die Luftschadstoffe auf der Basis von Daten des UBA aus dem Jahr 1986. Monetarisierung der Umweltwirkungen auf der Basis von Vermeidungskosten bzw. Grenzschadenskosten. Dritter Schritt: Zusammenführung der internen und externen Kosten zu den Gesamtwirtschaftlichen Kosten.	Bei einer Entfernung weniger als 500 km weist der unimodale Straßengüterverkehr gesamtwirtschaftliche Kostenvorteile auf, während diese für den Kombinierten Verkehr auf Strecken über 500 km vorliegen.	Keine Berücksichtigung des Verkehrsmittels Schiff.

**IFEU (1999):** Mobilitäts-Bilanz für Personen und Güter, Heidelberg 1999.

Kassel-Emden, Bremerhaven-München.	Lkw, Bahn	CO <sub>2</sub>	Bewertung auf der Basis von TREMOD und somit Nutzung von Daten, die auf Lebenszyklusbetrachtungen basieren. Betrachtung der gesamten Transportkette. Emissionen wurden vom Energieverbrauch abgeleitet.	Auf der Verbindung Kassel-Emden werden über 408 km per Bahn und 356 km per Lkw 11,8 kg CO <sub>2</sub> /transportierter Tonne durch die Bahn und 40,9 kg CO <sub>2</sub> /transportierter Tonne durch den Straßen-transport verursacht. Auf der Verbindung Bremerhaven-München (Straße: 796 km, Bahn: 814 km) werden 20,3 kg CO <sub>2</sub> /transportierter Tonne durch die Bahn und 51,9 kg CO <sub>2</sub> /transportierter Tonne durch den Straßen-transport verursacht.	Keine ökonomische Betrachtung. Keine Berücksichtigung des Verkehrsmittels Schiff. Keine Monetarisierung der Umweltwirkungen und somit keine Zusammenführung ökonomischer und ökologischer Daten. Keine Betrachtung übriger Umweltwirkungen.
------------------------------------	-----------	-----------------	---	---	---

**IFEU; STUDIENGESELLSCHAFT FÜR DEN KOMBINIERTEN VERKEHR e.V. (2002):** Comparative Analysis of Energy Consumption and CO<sub>2</sub>-Emissions of Road Transport and Combined Transport Road/Rail. Final Report, Heidelberg 2002.

Typische aktuell genutzte europäische Verbindungen sowie einer fiktiven und einer kurzen Relation	Lkw, Bahn	CO <sub>2</sub>	Vergleich von primären Energieverbrauch und CO <sub>2</sub> -Emissionen eines unimodalen Straßentransportes (Lkw mit 40 t Gesamtgewicht) und eines kombinierten Transportes.	In 6 Fällen sind die Emissionen des kombinierten Transportes bis zu 15 Prozent geringer aber auch bis zu 3 Prozent höher als der Straßentransport. Der kombinierte Transport verursacht in weiteren 7 Fällen 50 bis 80 Prozent der Emissionen des Straßentransportes und in sechs Fällen weniger als 50 Prozent.	Keine ökonomische Betrachtung. Keine Berücksichtigung des Verkehrsmittels Schiff. Keine Monetarisierung der Umweltwirkungen und somit keine Zusammenführung ökonomischer und ökologischer Daten. Keine Betrachtung übriger Umweltwirkungen.
---	-----------	-----------------	--	--	---

**INTERNATIONALE VEREINIGUNG DER GESELLSCHAFTEN FÜR DEN KOMBINIERTEN VERKEHR SCHIENE-STRASSE (UIRR) (2003):** CO<sub>2</sub>-Reduzierung durch Kombinierten Verkehr, Kurzfassung, Brüssel 2003.

Relationen beziehen sich auf ganz Europa Vergleich zweier Varianten: 1. Variante: Straße gegenüber Kombiniertem Verkehr. 2. Variante: Straße gegenüber Schiene pro Kilometer, zum Vergleich der spezifischen Leistungen dieser zwei Verkehrsträger.	Lkw, Bahn	CO <sub>2</sub>	Ermittlung des Primärenergieverbrauches zur Bestimmung der CO <sub>2</sub> -Emissionen. Einschließlich Vor- und Nachlauf.	29 Prozent niedriger Energieverbrauch beim unbegleiteten Kombinierten Verkehr auf der Schiene verglichen mit der Straße. Bei der Rollenden Landstraße sind es rund 11 Prozent. Reduzierung der CO <sub>2</sub> -Emissionen beim unbegleiteten Kombinierten Verkehr verglichen zum Straßenverkehr um 55 Prozent, bei der Rollenden Landstraße von rund 18 Prozent. Einer Tonne ausgestoßenen CO <sub>2</sub> rund 100 Euro Kosten für Umweltschäden zugeschrieben werden.	Keine ökonomische Betrachtung und somit keine Zusammenführung ökonomischer und ökologischer Daten. Keine Lebenszyklusbetrachtung, Monetäre Bewertung nur der CO <sub>2</sub> -Emissionen. Berücksichtigung des Verkehrsmittels Schiff lediglich als Teil des Straßentransportes (Fähre). Keine Betrachtung übriger Umweltwirkungen.
---	-----------	-----------------	---	--	---

**INTRAPLAN (1996):** Gesamtwirtschaftliche Bewertung der Rollenden Landstraße Dresden-Lobositz, München 1996.

Rollende Landstraße: Dresden (GER) - Lovosice (TCH)	Lkw, Bahn	CO, NO <sub>x</sub> , SO <sub>2</sub> , CO <sub>2</sub>	Bewertung der Emissionen von Lkw auf Basis der Durchschnittsgeschwindigkeit und des daraus resultierenden Kraftstoffverbrauches gegenübergestellt der Emissionen der Bahn, welche auf Basis des Energieverbrauches (Funktion aus durchschnittlichem Gesamtgewicht und Streckenlänge) ermittelt wurden.	Die Rollende Landstraße kann dazu beitragen, die CO <sub>2</sub> -Emissionen zu verringern.	Keine ökonomische Betrachtung und somit keine Zusammenführung ökonomischer und ökologischer Daten. Keine Lebenszyklusbetrachtung, Monetäre Bewertung nur der CO <sub>2</sub> -Emissionen. Keine Berücksichtigung des Verkehrsmittels Schiff.
---	-----------	---	--	---	--

**LEMKE, A. (1998):** Ökopprofil als Bewertungsmodell für die Transportlogistik, Berlin 1998.

Modellierung von Modellstrecken (leichte, mittlere, schwere Modellstrecke).	Lkw, Bahn, Binnenschiff	CO, HC, Partikel, Benzol, NO <sub>x</sub> , CO <sub>2</sub> , NMVOC, CH <sub>4</sub> , SO <sub>2</sub>	Modellierung einer Modellstrecke anhand der statistischen Jahresfahrleistungen der Lkw auf den einzelnen Straßentypen auf der Datenbasis: Handbuch "Emissionsfaktoren des Straßenverkehrs". Auswahl von Referenzstrecken der Deutschen Bahn zur Simulation des deutschen Schienennetzes und Übernahme der Emissionsdaten der Deutschen Bahn. Ableitung der Emissionen eines einzelnen Binnenschiffes aus den Gesamtemissionen und der Gesamttransportleistung der deutschen Binnenschiffahrt.	Ein gut ausgelasteter Lkw ist bei einem geringen Frachtaufkommen bis 160 Tonnen am umweltverträglichsten.	Einbeziehung auch vorgelagerter Verbrauchsmengen und Emissionen aus der Bereitstellung der Endenergie. Keine ökonomische Betrachtung. Keine Monetarisierung der Umweltwirkungen und somit keine Zusammenführung ökonomischer und ökologischer Daten.
---	-------------------------	--	---	---	--

**SCHULZ, J. (1996):** Bewertung des Güterfernverkehrs auf Straße und Schiene. Vergleich von Transportqualität und Energieverbrauch bei ausgewählten Transportketten auf Straße, Schiene und im Kombinierten Verkehr, Frankfurt 1996.

Hamburg-Frankfurt, Hamburg-Stuttgart, Hamburg-Mannheim, Bremen-Stuttgart, Düsseldorf-Stuttgart, Hamburg-München	Lkw, Bahn	Energie	Ermittlung des spezifischen Energieverbrauches aller Verkehrsmittel auf den betrachteten Relationen.	Spezifischer Primärenergieverbrauch im Straßengüterverkehr rund doppelt so hoch wie beim Schienengüterverkehr.	Keine ökonomische Betrachtung. Keine Monetarisierung der Umweltwirkungen und somit keine Zusammenführung ökonomischer und ökologischer Daten. Keine Berücksichtigung des Schiffes als mögliches Verkehrsmittel. Keine Lebenszyklusbetrachtung. Keine Betrachtung relevanter Umweltwirkungen.
---	-----------	---------	--	--	--

SWINARSKI, B. (2005) (vgl. Abschnitt 5.1.2): Bewertung see- und landgestützter Transportketten im Ostseeraum. Wirtschaftliche und umweltbezogene Aspekte, Diss. Hamburg 2005.

Betrachtung verschiedener Transportketten mit den Quellorten Hamburg, Köln und Stuttgart sowie den Zielorten St. Petersburg, Moskau und Vilnius.	Schiff, Lkw	CO, NO <sub>x</sub> , SO <sub>2</sub> , CO <sub>2</sub> , Partikel, NMVOC, Lärm, Unfälle, Stau, Flächenverbrauch	Erster Schritt: Wirtschaftliche Bewertung der Transportalternativen. Zweiter Schritt: Ökologische Bewertung der Transportalternativen unter Berücksichtigung der Lebenszyklusbetrachtung. Dritter Schritt: Zusammenführung der wirtschaftlichen und der umweltrelevanten Größen zu sozialen Gesamtkosten.	Feststellung der Vorteilhaftigkeit der see-gestützten Transportketten gegenüber dem unimodalem Straßentransport hinsichtlich der sozialen Gesamtkosten.	Keine Berücksichtigung der Bahn als mögliches Verkehrsmittel.
--	-------------	--	---	---	---

Tabelle 28: Recherchierte Studien zur Bewertung von Transportketten

(Quelle: eigene Darstellung)

### 5.1.2 Fallstudie: Analyse see- und landgestützter Transportketten

Aus der vorangegangenen Analyse von Studien zur Transportbewertung geht die Studie von SWINARSKI, B. (2005) als diejenige hervor, die den Anforderungen des in Kapitel 4 entwickelten Bewertungsansatzes am ehesten entspricht und zudem eine der aktuellsten darstellt. Aus diesem Grund erfolgt in diesem Abschnitt exemplarisch eine ausführliche Beschreibung dieser Studie.

Die vorliegende Untersuchung von SWINARSKI, B. (2005) befasst sich mit neun Fallstudien, welche kombinierte seegestützte Transportketten sowie unimodale landgestützte Transportketten anhand ökonomischer als auch ökologischer Bewertungskriterien analysiert. Die betrachteten Transportketten setzen sich dabei aus den Quellorten Hamburg, Köln und Stuttgart sowie den Zielorten St. Petersburg, Moskau und Vilnius zusammen. Tabelle 29 gibt einen Überblick über die unterschiedliche Gestaltung der Transportketten.

Fallstudie	Quelle	Ziel	Merkmal	Typ
F1	von Hamburg nach	St. Petersburg	Seegestützt	Küstennah
F2	von Hamburg nach	Moskau	Seegestützt/ Landgestützt	Küste-Binnenland-Kombination
F3	von Hamburg nach	Vilnius	Seegestützt/ Landgestützt	Küste-Binnenland-Kombination
F4	von Köln nach	St. Petersburg	Seegestützt/ Landgestützt	Küste-Binnenland-Kombination
F5	von Köln nach	Moskau	Landgestützt	Küstenfern/ Binnenland
F6	von Köln nach	Vilnius	Landgestützt	Küstenfern/ Binnenland
F7	von Stuttgart nach	St. Petersburg	Seegestützt/ Landgestützt	Küste-Binnenland-Kombination
F8	von Stuttgart nach	Moskau	Landgestützt	Küstenfern/ Binnenland
F9	von Stuttgart nach	Vilnius	Landgestützt	Küstenfern/ Binnenland

Tabelle 29: Übersicht der untersuchten Relationen

(Quelle: SWINARSKI, B. (2005), S. 157)

Zu unterscheiden ist dabei hauptsächlich die Wahl des Verkehrsmittels beziehungsweise der Verkehrsträger. Während der Transport auf der Quelle-Ziel-Relation Hamburg-St. Petersburg (F1) ausschließlich per Schiff erfolgt, wird in den Fallstudien F2, F3, F4 und F7 eine Kombination aus den beiden Verkehrsträgern Straße und Wasserweg gewählt und schließlich in den Fallstudien F5, F6, F8 und F9 nur der Transport per Lkw betrachtet.<sup>246</sup> Der Schienenweg findet dagegen keine Berücksichtigung und es werden nur Güter betrachtet, die keine besonderen Anforderungen an Transportablauf, Gefahrgutvorschriften, Sicherheitsbestimmungen, Tempe-

<sup>246</sup> Vgl. SWINARSKI, B. (2005), S. 157.

raturführung oder Transportgefäß stellen.<sup>247</sup> Darüber hinaus wird hinsichtlich der Gestaltung der Transportketten eine weitere Differenzierung in Form von unterschiedlichen Varianten im Hauptlauf, wie in Tabelle 30 dargestellt, vorgenommen.<sup>248</sup>

Varianten der land- und seegestützten Transportketten		
Quellen	Über	Ziele
<b>Seegestützte Varianten</b>		
Hamburg/ Köln/ Stuttgart	- Kiel - St. Petersburg - - Kiel - Klaipeda - - Lübeck - Helsinki - - Lübeck - Riga - - Rostock - Hanko - - Rostock - Liepaja - - Saßnitz - Klaipeda -	St. Petersburg/ Moskau
Hamburg/ Köln/ Stuttgart	- Kiel - Klaipeda - - Lübeck - Riga - - Rostock - Liepaja - - Saßnitz - Klaipeda -	Vilnius
<b>Landgestützte Varianten</b>		
Hamburg/ Köln/ Stuttgart	- Polen - Litauen - Lettland - - Polen - Weißrussland -	St. Petersburg
Hamburg/ Köln/ Stuttgart	- Polen - Weißrussland -	Moskau
Hamburg/ Köln/ Stuttgart	- Polen -	Vilnius

Tabelle 30: Varianten der land- und seegestützten Transportketten

(in Anlehnung an SWINARSKI, B. (2005), S. 164-165)

Im weiteren Verlauf werden nun die wesentlichen Ergebnisse der Studie dargestellt und zusammengefasst, wobei zunächst auf die ökonomischen, danach auf die ökologischen Kosten und schließlich auf die Zusammenführung zu den, wie in der Untersuchung bezeichnet, sozialen Gesamtkosten eingegangen.

### 5.1.2.1 Berechnung der Transportkosten

Den ökonomischen Aspekt der Transportkettenbewertung umfassen die gesamten Transportkosten. Um die gesamten Transportkosten zu ermitteln, wurde zunächst die Transportdauer, welche sich aus der Fahrzeit, die wiederum das Produkt aus Transportentfernung und durchschnittlicher Geschwindigkeit ist, der Umschlagszeit, der Abfertigungszeit bei der Grenzabfertigung sowie aus den Daten für Wartezeiten zusammensetzt, erfasst. Zusätzlich galt es die Fahrpersonalkosten, Abschreibungen, Kraftstoffkosten, kalkulatorische Zinsen, Steuern, Kosten für Versicherungen, Instandhaltungskosten, Verwaltungskosten, Transportkosten der Fähr- und RoRo-Trajektion sowie Straßenbenutzungsgebühren in die Berechnung der Gesamtkosten einfließen zu lassen.<sup>249</sup>

Unter Anwendung dieser Kostensätze für den Straßen- und Seeverkehr wurden schließlich die Transportkosten für die einzelnen Varianten der Fallstudien berechnet. Tabelle 49 im Anhang

<sup>247</sup> Vgl. Ebenda, S. 181.

<sup>248</sup> Vgl. Ebenda, S. 164-165.

<sup>249</sup> Vgl. SWINARSKI, B. (2005), S. 185-202.

fasst die Gesamttransportkosten für die kombinierten seegestützten Transportketten mit begleitenden beziehungsweise unbegleitenden Hauptlauf über See und für die unimodalen landgestützten Transportketten zusammen.<sup>250</sup> Des Weiteren wurde bei der Kostenabschätzung in den see- und landgestützten Varianten die Transportkettenarten jeweils hinsichtlich der Transporteure in westeuropäische und osteuropäische Frachtführer unterschieden.<sup>251</sup>

Die Ergebnisse der ökonomischen Betrachtung lassen sich schließlich wie folgt zusammenfassen:

Zunächst fällt auf, dass sich der Einsatz osteuropäischer Frachtführer in allen Varianten der untersuchten Fallstudien als kostengünstiger gegenüber den westdeutschen Frachtführern erweist. Mit 47 Prozent ist der Kostenvorteil der osteuropäischen Frachtführer auf den Landwegen am deutlichsten. Noch kostengünstiger als die begleiteten Transporte mit osteuropäischen Frachtführern sind zumindest bei den meisten Varianten die unbegleiteten seegestützten Transportketten. Des Weiteren ist beim Einsatz westeuropäischer Frachtführer zu beobachten, dass seegestützte Transportketten sowohl in der küstennahen als auch in den gemischten Küste-Binnenland-Relationen Kostenvorteile aufweisen, wobei der Kostenvorteil mit zunehmender Küstenferne der Quellen und Ziele abnimmt. Hinsichtlich des Einsatzes osteuropäischer Frachtführer besteht jedoch der Kostenvorteil in allen Fallstudien bei den landgestützten Alternativen. Anders stellt sich die Situation bei den unbegleiteten seegestützten Transportketten dar. Diese weisen auch im Vergleich zum Landweg mit osteuropäischen Frachtführern in küstennahen und auch in drei von vier Küste-Binnenland-Relationen die geringeren Transportkosten auf.<sup>252</sup>

Neben den Kostenvorteilen der verschiedenen Varianten lässt sich aus der ökonomischen Analyse die Struktur der Transportkosten ableiten (vgl. Tabelle 31). Auch hier zeigen sich erneut Unterschiede zwischen Transportketten mit westeuropäischen Frachtführern und Transportketten mit osteuropäischen Frachtführern. Während bei begleiteten seegestützten Transportketten mit westeuropäischen Transporteuren die Personal- und Fährkosten dominieren, sind es bei osteuropäischen Transporteuren nur die Fährkosten. Die Fährkosten sind zwar absolut betrachtet genauso hoch, nur weisen die übrigen Kostenanteile einen vergleichsweise geringeren Betrag aus. Die Personalkosten spielen hier eine untergeordnete Rolle. Hinsichtlich der landgestützten begleiteten Transportketten wird die Kostenstruktur mit westeuropäischen Frachtführern durch die Personal- und Kraftstoffkosten geprägt. Bei westeuropäischen Frachtführern fallen die Personalkosten ebenso wenig ins Gewicht wie bei den seegestützten Varianten. Ähnlich der osteuropäischen Varianten stellt sich die Kostenstruktur der unbegleiteten seegestützten Transportketten dar. Hier sind ebenfalls ein hoher Anteil der Fährkosten und vergleichsweise geringe Personalkosten zu beobachten. Die Einsparung der Fahrerkosten während des unbegleiteten Hauptlaufes auf See wird jedoch durch die kostenintensiven Vorläufe mit westeuropäischem Fahrpersonal überlagert.<sup>253</sup>

---

<sup>250</sup> Vgl. Ebenda, S. 204.

<sup>251</sup> Vgl. Ebenda, S. 216.

<sup>252</sup> Vgl. Ebenda, S. 216-218.

<sup>253</sup> Vgl. SWINARSKI, B. (2005), S. 219-220.



Aus dem ökonomischen Vergleich der Transportketten kann abschließend festgestellt werden, dass sich beim Einsatz westeuropäischer Frachtführer die natürlich gegebenen Entfernung- und Zeitvorteile auch auf Transportkosten niederschlagen. Das heißt, dass bei größer werdender Entfernung auch die Transportkosten gleichmäßig ansteigen. Bei osteuropäischen Frachtführern liegt der Kostenvorteil jedoch bei den oft weiter entfernten landgestützten Transportketten. Zu den osteuropäischen Frachtführern im Landtransport zeigen sich allerdings auch die unbegleiteten seegestützten Alternativen durch niedrige Transportkosten in küstennahen sowie einzelnen küstenfernen Relationen konkurrenzfähig.<sup>254</sup>

	Fähre	Kraft-/Schmierstoff	Personal	Verwaltung/Sonstige	Afa, Finanzierung	Instandhaltung/Reifen	Maut	Steuern/Versicherung
Begleitete <b>seegestützte</b> Transportketten mit <i>westeuropäischen</i> Frachtführern	<b>30</b>	12	25	12	9	5	2	5
Begleitete <b>landgestützte</b> Transportketten mit <i>westeuropäischen</i> Frachtführern	0	22	<b>32</b>	14	12	10	4	6
Begleitete <b>seegestützte</b> Transportketten mit <i>osteuropäischen</i> Frachtführern	<b>44</b>	11	8	19	11	3	3	1
Begleitete <b>landgestützte</b> Transportketten mit <i>osteuropäischen</i> Frachtführern	0	26	11	<b>28</b>	19	8	7	1
<b>unbegleitete</b> see- und landgestützte Transportketten	<b>43</b>	15	9	11	9	6	4	3
<b>Ø*</b>	23,4	17,2	17,0	16,8	12,0	6,4	4,0	3,2

Zahlenwerte in %  
\*eigene Berechnung

Tabelle 31: Kostenstruktur der untersuchten see- und landgestützten Transportketten

(in Anlehnung an SWINARSKI, B. (2005), S. 219-221)

### 5.1.2.2 Ökologische Bewertung der betrachteten Transportrelationen

Im Folgenden wird nun auf die ökologische Berechnung eingegangen. Hierzu wurden im ersten Schritt die Mengengerüste der Umweltwirkungen, wie exemplarisch für die Emissionsfaktoren von Lkw und Fähr-/RoRo-Schiffen in Tabelle 32 dargestellt, ermittelt und im zweiten Schritt ein entsprechendes Wertgerüst abgeleitet (vgl. Tabelle 33).

	CO <sub>2</sub>	NO <sub>x</sub>	SO <sub>2</sub>	Partikel	CO	NMVOG
<b>Lkw</b>						
Außerorts	71	0,639	0,104	0,013	0,037	0,039
Innerorts	111	1,050	0,128	0,025	0,071	0,087
<b>RoRo-Schiff</b>						
< 20 kn	37	0,910	0,335	0,025	0,039	0,029
> 20 kn	116	1,901	0,738	0,012	0,045	0,092

Zahlenwerte in g/Tkm

Tabelle 32: Emissionsfaktoren von Lkw und Fähr-/ RoRo-Schiffen

(Quelle: SWINARSKI, B. (2005), S. 113)

<sup>254</sup> Vgl. Ebenda, S. 222.

Die Erstellung des Mengengerüsts der Emissionsfaktoren basiert hierbei auf eigenen Berechnungen von SWINARSKI, B. (2005), sowie Daten von VTT (2002)<sup>255</sup>, SCHMID, S.; BICKEL, P.; FRIEDRICH, R. (2001)<sup>256</sup>, BICKEL, P.; SCHMID, S. (2002)<sup>257</sup> und TERVONEN, J. et al. (2002)<sup>258</sup>. Hierbei wurde festgestellt, dass in allen untersuchten Fallstudien die unbegleiteten seegestützten Transporte geringere Emissionen als die begleiteten Varianten verursachen. Die anschließende Monetarisierung der Klimaveränderungen und Schadstoffemissionen basieren auf den Erkenntnissen und Ergebnissen der In Abschnitt 4.2 vorgestellten Impact-Pathway-Methode.<sup>259</sup> Mit Hilfe dieser Methode ermittelte SWINARSKI, B. (2005) auch die externen Lärmkosten.<sup>260</sup> Die Feststellung der externen Unfallkosten basiert dagegen auf dem Risk-Elasticity-Ansatz.<sup>261</sup> Die Berechnung und Ermittlung der externen Staukosten sowie der externen Kosten aus Flächenverbrauch, Flächenzerschneidung und Abwässern gründen sich auf MAIBACH, M.; et al (2000).<sup>262</sup> Die daraus abgeleiteten Umweltkosten sind in Tabelle 33 zusammengefasst.

Fallstudie/ Variante	CO <sub>2</sub> (Begleitet)	CO <sub>2</sub> (Unbegleitet)	Schadstoffe* (Begleitet)	Schadstoffe* (Unbegleitet)	Lärm	Unfälle	Stau	Flächenverbrauch	Gesamt (Begleitet)	Gesamt (Unbegleitet)
<b>F1 Hamburg - St. Petersburg</b>										
Kiel - St. Petersburg	<b>38</b>	<b>30</b>	49	39	<b>0,6</b>	<b>14</b>	<b>67</b>	<b>2</b>	<b>171</b>	<b>153</b>
Kiel - Klaipeda	45	40	40	34	5,7	289	234	6	620	609
Lübeck - Helsinki -	40	34	45	37	4,6	115	200	5	410	396
Lübeck - Riga	42	36	43	35	4,3	226	160	4	479	465
Rostock - Hanko	85	70	70	57	7,4	141	335	8	646	618
Rostock - Liepaja	41	38	36	<b>31</b>	5,9	307	267	6	663	655
Saßnitz - Klaipeda	43	40	<b>35</b>	<b>31</b>	9,8	318	352	9	767	760
Pol. - Lit. - Lett.	<b>52</b>		<b>30</b>		18,4	<b>475</b>	<b>549</b>	<b>13</b>	<b>1.137</b>	
Polen - Weißrussland	60		34		<b>17,0</b>	549	602	14	1.276	
<b>F2 Hamburg - Moskau</b>										
Kiel - St. Petersburg	56	48	58	48	6,5	<b>314</b>	<b>209</b>	<b>5</b>	<b>649</b>	<b>631</b>
Kiel - Klaipeda	53	49	44	38	6,6	354	292	7	757	747
Lübeck - Helsinki	59	52	54	46	10,6	418	343	8	893	878
Lübeck - Riga	<b>51</b>	<b>45</b>	47	40	<b>6,2</b>	350	229	6	689	676
Rostock - Hanko	103	88	79	66	13,3	443	478	11	1.127	1.099
Rostock - Liepaja	<b>51</b>	47	41	36	7,8	433	337	8	878	869
Saßnitz - Klaipeda	52	49	<b>39</b>	<b>35</b>	10,7	383	410	10	905	898
Polen - Weißrussland	<b>55</b>		<b>31</b>		<b>15,6</b>	<b>478</b>	<b>564</b>	<b>14</b>	<b>1.158</b>	

<sup>255</sup> Vgl. VTT (2002), Unit Emissions of Traffic.

<sup>256</sup> Vgl. SCHMID, S.; BICKEL, P.; FRIEDRICH, R. (2001), S. 30.

<sup>257</sup> Vgl. BICKEL, P.; SCHMID, S. (2002), S. 23.

<sup>258</sup> Vgl. TERVONEN, J. et al. (2002), S. 21.

<sup>259</sup> Vgl. SWINARSKI, B. (2005), S. 113.

<sup>260</sup> Vgl. Ebenda, S. 120-123.

<sup>261</sup> Vgl. Ebenda, S. 124; LINDBERG, G. (1999), S. 4-7.

<sup>262</sup> Vgl. Ebenda, S. 132-134; MAIBACH, M.; et al (2000), S. 133.

<b>F3 Hamburg - Vilnius</b>										
Kiel - Klaipeda	30	<b>26</b>	33	27	<b>1,1</b>	<b>47</b>	120	<b>3</b>	<b>234</b>	<b>224</b>
Lübeck - Riga	35	29	39	32	1,3	65	<b>100</b>	<b>3</b>	243	230
Rostock - Liepaja	32	28	32	27	2,1	81	185	5	337	328
Saßnitz - Klaipeda	<b>28</b>	<b>26</b>	<b>28</b>	<b>24</b>	5,2	76	237	6	380	374
Polen	<b>35</b>		<b>22</b>		<b>13,2</b>	<b>225</b>	<b>422</b>	<b>10</b>	<b>727</b>	
<b>F4 Köln - St. Petersburg</b>										
Kiel - St. Petersburg	<b>48</b>	<b>40</b>	58	48	<b>0,9</b>	<b>43</b>	<b>291</b>	<b>7</b>	<b>448</b>	<b>430</b>
Kiel - Klaipeda	55	51	49	43	6,0	318	458	11	897	887
Lübeck - Helsinki -	51	44	55	46	4,9	145	428	10	694	678
Lübeck - Riga	52	47	52	44	4,5	255	387	9	760	747
Rostock - Hanko	95	80	80	66	11,0	182	570	13	951	922
Rostock - Liepaja	52	48	46	41	9,6	348	502	12	970	961
Saßnitz - Klaipeda	53	51	<b>44</b>	<b>40</b>	10,1	347	579	14	1.047	1.041
Pol. - Lit. - Lett.	<b>58</b>		<b>36</b>		18,6	<b>493</b>	<b>689</b>	<b>16</b>	<b>1.311</b>	
Polen - Weißrussland	67		39		<b>17,1</b>	567	741	17	1.448	
<b>F5 Köln - Moskau</b>										
Kiel - St. Petersburg	66	58	67	57	6,8	<b>343</b>	<b>433</b>	<b>10</b>	<b>926</b>	<b>908</b>
Kiel - Klaipeda	64	59	53	47	6,9	383	516	12	1.035	1.024
Lübeck - Helsinki	69	63	64	55	10,8	447	571	13	1.175	1.160
Lübeck - Riga	62	<b>56</b>	56	49	<b>6,4</b>	380	455	11	970	957
Rostock - Hanko	114	99	89	75	16,9	484	712	17	1.433	1.404
Rostock - Liepaja	<b>61</b>	58	50	<b>45</b>	11,5	474	571	13	1.181	1.173
Saßnitz - Klaipeda	62	59	<b>48</b>	<b>45</b>	11,0	412	637	15	1.185	1.179
Polen - Weißrussland	<b>62</b>		<b>37</b>		<b>15,7</b>	<b>496</b>	<b>704</b>	<b>17</b>	<b>1.332</b>	
<b>F6 Köln - Vilnius</b>										
Kiel - Klaipeda	40	<b>36</b>	42	36	<b>1,4</b>	<b>76</b>	344	<b>8</b>	<b>511</b>	<b>501</b>
Lübeck - Riga	45	39	49	41	1,6	94	<b>326</b>	<b>8</b>	524	510
Rostock - Liepaja	42	39	41	36	5,7	122	420	10	641	633
Saßnitz - Klaipeda	<b>39</b>	<b>36</b>	<b>37</b>	<b>34</b>	5,5	105	465	11	663	657
Polen	<b>42</b>		<b>28</b>		<b>13,3</b>	<b>242</b>	<b>562</b>	<b>13</b>	<b>900</b>	
<b>F7 Stuttgart - St. Petersburg</b>										
Kiel - St. Petersburg	<b>54</b>	<b>46</b>	64	53	<b>1,9</b>	<b>63</b>	<b>426</b>	<b>10</b>	<b>619</b>	<b>600</b>
Kiel - Klaipeda	61	57	54	48	7,0	339	593	14	1.068	1.058
Lübeck - Helsinki -	57	50	60	51	5,9	164	556	13	856	840
Lübeck - Riga	58	53	57	50	5,6	275	516	12	924	912
Rostock - Hanko	101	86	84	71	7,6	185	682	16	1.076	1.048
Rostock - Liepaja	58	54	50	<b>45</b>	6,2	352	614	15	1.095	1.086
Saßnitz - Klaipeda	59	56	<b>49</b>	<b>45</b>	9,9	361	696	17	1.192	1.185
Pol. - Lit. - Lett.	<b>58</b>		<b>35</b>		16,7	<b>476</b>	<b>671</b>	<b>16</b>	<b>1.273</b>	
Polen - Weißrussland	66		39		<b>15,2</b>	549	723	17	1.409	

F8 Stuttgart - Moskau										
Kiel - St. Petersburg	72	65	73	62	<b>7,8</b>	<b>363</b>	<b>567</b>	<b>14</b>	<b>1.097</b>	<b>1.079</b>
Kiel - Klaipeda	70	66	58	53	7,9	404	651	16	1.207	1.198
Lübeck - Helsinki	75	69	69	60	11,8	467	699	17	1.339	1.324
Lübeck - Riga	<b>67</b>	<b>62</b>	62	54	7,5	399	585	<b>14</b>	1.135	1.122
Rostock - Hanko	119	104	93	80	13,6	488	825	20	1.559	1.531
Rostock - Liepaja	<b>67</b>	63	55	<b>50</b>	8,1	477	684	16	1.307	1.298
Saßnitz - Klaipeda	68	65	<b>53</b>	<b>50</b>	10,8	427	754	18	1.331	1.325
Polen - Weißrussland	<b>61</b>		<b>36</b>		<b>13,8</b>	<b>479</b>	<b>686</b>	<b>16</b>	<b>1.292</b>	
F9 Stuttgart - Vilnius										
Kiel - Klaipeda	47	<b>42</b>	47	41	<b>2,4</b>	<b>96</b>	478	12	<b>682</b>	<b>671</b>
Lübeck - Riga	51	45	54	46	2,6	114	<b>456</b>	<b>11</b>	689	675
Rostock - Liepaja	48	44	46	41	<b>2,4</b>	126	532	13	767	758
Saßnitz - Klaipeda	<b>44</b>	<b>42</b>	<b>42</b>	<b>38</b>	5,3	119	582	14	806	800
Polen	<b>41</b>		<b>27</b>		<b>11,5</b>	<b>226</b>	<b>544</b>	<b>13</b>	<b>863</b>	

Zahlenwerte in Euro  
\*NO<sub>x</sub>, SO<sub>2</sub>, Partikel, CO, NMVOC

Tabelle 33: Umweltkosten der betrachteten Transportalternativen

(in Anlehnung an: SWINARSKI, B. (2005), S. 227-243)

Aus der Übersicht (Tabelle 33) geht hervor, dass die verursachten Umweltkosten infolge atmosphärischer Emissionen sowie Lärmemissionen durch kombinierte seegestützte Transporte in küstennahen sowie in gemischten Küste-Binnenland-Relationen niedriger sind als die durch den unimodalen Landtransport verursachten Umweltkosten.<sup>263</sup> Eine ähnliche Relation ergibt sich hinsichtlich der Unfallkosten, der Staukosten und der Umweltkosten infolge des Flächenverbrauchs, der Flächenzerschneidung und von Abwässern. Auch hier liegen diese bei den seegestützten Transportketten unter denen der unimodalen Landtransporte.<sup>264</sup> Somit ergeben sich für alle untersuchten küstennahen, Küste-Binnenland- und auch küstenfernen Quelle-Ziel-Kombinationen geringere Umweltkosten für die seegestützten Transportketten gegenüber dem unimodalen Straßentransport. Des Weiteren lässt sich ein Umweltkostenvorteil der unbegleiteten gegenüber der begleiteten Seetransporte ausmachen.<sup>265</sup>

### 5.1.2.3 Zusammenführung der Transport- und Umweltkosten

Nachdem nun die ökonomische und ökologische Bewertung der Transportketten jeweils getrennt vorgenommen wurde, können die dabei erhaltenen Teilergebnisse zu einem monetären Gesamtausdruck zusammengefasst und einem Vergleich nach sozialen Gesamtkosten zugeführt werden. Tabelle 34 gibt einen Überblick über die ermittelten Gesamtkosten, welche sich aus Transportkosten und Umweltkosten zusammensetzen.<sup>266</sup>

<sup>263</sup> Vgl. SWINARSKI, B. (2005), S. 231-233.

<sup>264</sup> Vgl. Ebenda, S. 235, S. 238, S. 241.

<sup>265</sup> Vgl. Ebenda, S. 243.

<sup>266</sup> Vgl. Ebenda, S. 247.

Fallstudie/ Variante	Transportkosten		Umweltkosten			Gesamtkosten		
	Begleitet	Begleitet	Unbegleitet	Begleitet	Unbegleitet	Begleitet	Begleitet	Unbegleitet
	Westeurop.	Osteurop.				Westeurop.	Osteurop.	
<b>F1 Hamburg - St. Petersburg</b>								
Kiel - St. Petersburg	2.684	1.935	1.350	171	153	2.855	2.106	1.503
Kiel - Klaipeda	2.204	1.395	1.144	620	609	2.824	2.015	1.753
Lübeck - Helsinki -	2.240	1.667	1.230	410	396	2.650	2.077	1.626
Lübeck - Riga	2.099	1.316	935	479	465	2.578	1.795	1.400
Rostock - Hanko	2.077	1.534	1.319	646	618	2.723	2.180	1.937
Rostock - Liepaja	2.293	1.499	1.231	663	655	2.956	2.162	1.886
Saßnitz - Klaipeda	2.352	1.488	1.323	767	760	3.119	2.255	2.083
Pol. - Lit. - Lett.	2.356	1.236		1137		3.493	2.373	
Polen - Weißrussland	2.850	1.513		1276		4.126	2.789	
<b>F2 Hamburg - Moskau</b>								
Kiel - St. Petersburg	3.340	2.280	1.702	649	631	3.989	2.929	2.333
Kiel - Klaipeda	2.633	1.642	1.396	757	747	3.390	2.399	2.143
Lübeck - Helsinki	3.028	2.073	1.647	893	878	3.921	2.966	2.525
Lübeck - Riga	2.443	1.496	1.119	689	676	3.132	2.185	1.795
Rostock - Hanko	2.934	1.972	1.769	1127	1099	4.061	3.099	2.868
Rostock - Liepaja	2.744	1.729	1.467	878	869	3.622	2.607	2.336
Saßnitz - Klaipeda	2.781	1.735	1.575	905	898	3.686	2.640	2.473
Polen - Weißrussland	2.617	1.393		1158		3.775	2.551	
<b>F3 Hamburg - Vilnius</b>								
Kiel - Klaipeda	1.385	983	719	234	224	1.619	1.217	943
Lübeck - Riga	1.622	1.078	689	243	230	1.865	1.321	919
Rostock - Liepaja	1.725	1.214	937	337	328	2.062	1.551	1.265
Saßnitz - Klaipeda	1.534	1.076	898	380	374	1.914	1.456	1.272
Polen	1.481	792		727		2.208	1.519	
<b>F4 Köln - St. Petersburg</b>								
Kiel - St. Petersburg	3.031	2.146	1.697	448	430	3.479	2.594	2.127
Kiel - Klaipeda	2.551	1.605	1.491	897	887	3.448	2.502	2.378
Lübeck - Helsinki -	2.592	1.881	1.582	694	678	3.286	2.575	2.260
Lübeck - Riga	2.450	1.529	1.286	760	747	3.210	2.289	2.033
Rostock - Hanko	2.424	1.738	1.666	951	922	3.375	2.689	2.588
Rostock - Liepaja	2.640	1.704	1.578	970	961	3.610	2.674	2.539
Saßnitz - Klaipeda	2.763	1.729	1.734	1047	1041	3.810	2.776	2.775
Pol. - Lit. - Lett.	2.692	1.424		1311		4.003	2.735	
Polen - Weißrussland	3.072	1.647		1448		4.520	3.095	
<b>F5 Köln - Moskau</b>								
Kiel - St. Petersburg	3.687	2.490	2.050	926	908	4.613	3.416	2.958
Kiel - Klaipeda	2.980	1.853	1.744	1035	1024	4.015	2.888	2.768
Lübeck - Helsinki	3.380	2.287	1.999	1175	1160	4.555	3.462	3.159
Lübeck - Riga	2.794	1.709	1.470	970	957	3.764	2.679	2.427
Rostock - Hanko	3.280	2.177	2.116	1433	1404	4.713	3.610	3.520
Rostock - Liepaja	3.090	1.933	1.814	1181	1173	4.271	3.114	2.987
Saßnitz - Klaipeda	3.192	1.977	1.986	1185	1179	4.377	3.162	3.165
Polen - Weißrussland	2.898	1.555		1332		4.230	2.887	

<b>F6 Köln - Vilnius</b>								
Kiel - Klaipeda	1.733	1.194	1.066	511	501	2.244	1.705	1.567
Lübeck - Riga	1.973	1.291	1.041	524	510	2.497	1.815	1.551
Rostock - Liepaja	2.072	1.418	1.283	641	633	2.713	2.059	1.916
Saßnitz - Klaipeda	1.945	1.317	1.309	663	657	2.608	1.980	1.966
Polen	1.689	919		900		2.589	1.819	
<b>F7 Stuttgart - St. Petersburg</b>								
Kiel - St. Petersburg	3.299	2.297	1.965	619	600	3.918	2.916	2.565
Kiel - Klaipeda	2.818	1.757	1.759	1068	1058	3.886	2.825	2.817
Lübeck - Helsinki -	2.777	1.993	1.786	856	840	3.633	2.849	2.626
Lübeck - Riga	2.637	1.641	1.473	924	912	3.561	2.565	2.385
Rostock - Hanko	2.770	1.932	2.012	1076	1048	3.846	3.008	3.060
Rostock - Liepaja	2.986	1.898	1.924	1095	1086	4.081	2.993	3.010
Saßnitz - Klaipeda	3.028	1.879	1.999	1192	1185	4.220	3.071	3.184
Pol. - Lit. - Lett.	2.659	1.404		1273		3.932	2.677	
Polen - Weißrussland	3.023	1.620		1409		4.432	3.029	
<b>F8 Stuttgart - Moskau</b>								
Kiel - St. Petersburg	3.954	2.642	2.317	1097	1079	5.051	3.739	3.396
Kiel - Klaipeda	3.247	2.004	2.011	1207	1198	4.454	3.211	3.209
Lübeck - Helsinki	3.565	2.399	2.185	1339	1324	4.904	3.738	3.509
Lübeck - Riga	2.980	1.821	1.657	1135	1122	4.115	2.956	2.779
Rostock - Hanko	3.626	2.371	2.462	1559	1531	5.185	3.930	3.993
Rostock - Liepaja	3.436	2.127	2.160	1307	1298	4.743	3.434	3.458
Saßnitz - Klaipeda	3.457	2.126	2.251	1331	1325	4.788	3.457	3.576
Polen - Weißrussland	2.790	1.501		1292		4.082	2.793	
<b>F9 Stuttgart - Vilnius</b>								
Kiel - Klaipeda	2.000	1.345	1.334	682	671	2.682	2.027	2.005
Lübeck - Riga	2.159	1.404	1.227	689	675	2.848	2.093	1.902
Rostock - Liepaja	2.418	1.612	1.629	767	758	3.185	2.379	2.387
Saßnitz - Klaipeda	2.210	1.467	1.574	806	800	3.016	2.273	2.374
Polen	1.657	900		863		2.520	1.763	

Zahlenwerte in Euro

Tabelle 34: Soziale Gesamtkosten der betrachteten Transportvarianten

(in Anlehnung an: SWINARSKI, B. (2005), S. 248-251)

Die Erkenntnisse aus der Zusammenführung der Umweltkosten und der Transportkosten zu sozialen Gesamtkosten betreffen im Wesentlichen die begleiteten Transporte mit westeuropäischen und osteuropäischen Frachtführern sowie die unbegleiteten seegestützten Transportketten. Bezüglich des Einsatzes westeuropäischer Transporteure ist festzustellen, dass die seegestützten Transporte in den Küstennahen, den Küste-Binnenland-Relationen und ebenso in einigen küstenfernen Quelle-Ziel-Kombinationen niedrigere soziale Gesamtkosten verursachen als der unimodale Straßentransport. Die Situation beim Einsatz osteuropäischer Frachtführer stellt sich dagegen aufgrund der geringeren Personalkosten und Fahrzeugkosten jedoch anders dar. Werden die Transporte über osteuropäische Transportunternehmer abgewickelt, verringern sich die Kostenvorteile der kombinierten Transportketten zugunsten des unimodalen Landtransportes per Lkw. Allerdings bleibt der Kostenvorteil für die seegestützten Transportketten zumindest für die küstennahen und die Küste-Binnenland-Relationen bestehen. In den küstenfernen Verbindungen hingegen behalten nur die Quelle-Ziel-Kombinationen ab Köln

ihren Kostenvorteil, wogegen sich die Relationen ab Stuttgart nachteiliger im Vergleich zum Landweg darstellen. Einen noch deutlicheren Kostenvorteil im Vergleich mit den unimodalen Transport auf der Straße als bei begeleiteteten Seeketten mit osteuropäischen Transporteuren bieten unbegleitete seegestützte Transportketten in küstennahen, in küstenfernen sowie in den Küste-Binnenland-Relationen.<sup>267</sup>

Zusammenfassend lassen sich aus der Untersuchung und den Schlussfolgerungen zwei Grundaussagen ableiten. Zum einen ist ein signifikanter Unterschied zwischen den Bewertungsergebnissen see- und landgestützter Transportalternativen sowohl nach ökologischen Kriterien als auch nach ökonomischen Kriterien festzustellen, was wiederum den Schluss zulässt, dass eine Analyse allein nach ökonomischen Kriterien weder die Wahl der ökologisch noch der nachhaltig günstigsten Transportvariante im Sinne der nachhaltigen Mobilität gewährleistet. Dies impliziert somit die Notwendigkeit, die externen Umweltwirkungen des Verkehrs in das Marktgeschehen zu internalisieren und infolgedessen in die Entscheidungsfindung der Marktakteure einzubeziehen. Die Untersuchung kommt zu der Kernaussage, dass seegestützte Transportketten aufgrund der niedrigeren Umweltbelastung des Seeverkehrs dem direkten Straßentransport vorzuziehen sind. Eine Internalisierung externer Umweltkosten des Verkehrs würde also zu einer verbesserten Wettbewerbsfähigkeit seegestützter Transportalternativen führen. Eine allgemeingültige Aussage lässt sich hierzu dennoch nicht treffen, da eine Internalisierung von externen Umweltwirkungen eher zu sehr differenzierten und nicht zu pauschalen Verbesserungen und zu einem neuen Gleichgewicht bezüglich der Wettbewerbsfähigkeit kombinierter und unimodaler Transportketten führen würde. Seegestützte Transportalternativen sind somit nicht in jedem Falle dem Straßentransport vorzuziehen, da die auf der Grundlage der sozialen Gesamtkosten ermittelte Vorteilhaftigkeit von der Ausprägung und dem Zusammenwirken mehrerer Einflussgrößen abhängt, welche nur anhand einer konkreten relationsbezogenen Betrachtung bewertet werden können.<sup>268</sup>

## 5.2 EDV-Gestützte Transportbewertung

Nachdem die praktische Umsetzung der Bewertung von Transportketten in Form von Fallstudien analysiert wurde, erfolgt im weiteren Verlauf die Untersuchung der praktischen Umsetzung der ökologischen Transportbewertung hinsichtlich Softwaretools, die zur Unterstützung der Evaluierung dienen sollen. Die Literaturrecherche basiert ebenfalls auf denen im Anhang in Tabelle 47 aufgeführten Suchbegriffen und Datenquellen. Wie bei der Recherche zu den Fallstudien zur Transportbewertung, stützt sich auch die Recherche hinsichtlich der Softwaretools auf deutsch- und englischsprachige sowie über die Sächsische Landes- und Universitätsbibliothek und das Internet freizugänglichen Quellen und Datenbanken. Die Suche erfolgte ebenfalls gemäß des Themenschwerpunktes beziehungsweise des Untersuchungsrahmens (vgl. Kapitel 1) und beschränkte sich somit auf Softwaretools im Bereich Transport. Um zunächst einen möglichst breiten Überblick zu bekommen fand keine Einschränkung auf den Güterverkehr und die explizite Transportkettenbewertung statt, was sich im nachhinein als nützlich erwies, da letztendlich Datenbasen respektive Datenbanken identifiziert wurden, die schließlich auch zur Bewertung von Transportketten und der möglichen Alternativen dienen können. Dies führte schließlich zu dem Rechercheergebnis, von 9 Softwaretools zur Bewer-

<sup>267</sup> Vgl. SWINARSKI, B. (2005), S. 248-250.

<sup>268</sup> Vgl. Ebenda, S. 259-260.

tion von Transportketten, 5 Datenbasen sowie 5 Prognose- und Planungstools für Umweltszenarien bezüglich des Verkehrssystems (vgl. Tabelle 35).

Name	Typ	Bewertungsumfang	Datengrundlage	Umweltwirkungen	Verkehrsmittel	Literatur
<b>Softwaretools zur Bewertung von Transportketten</b>						
<b>Ecoinvent</b>	Bewertungstool und Datenbank	Daten zur Lebenszyklusbetrachtung unter anderem von Personen- und Gütertransporten, Ökologische Bewertung.	Eigens ermittelte Daten der Eidgenössischen Technischen Hochschule (ETH) Lausanne	CH <sub>4</sub> , CO, CO <sub>2</sub> Energieverbrauch, Flächenbedarf, NMVOC, NO <sub>x</sub> , Partikel/ Staub, SO <sub>2</sub>	Bahn, Bus, Flugzeug, Lkw, Pkw, Schiff	SPIELMANN, S.; KÁGI, T.; STADLER, P.; TIETJE, O. (2003), FRISCHKNECHT, R.; JUNG-BLUTH, N. (2004)
<b>EcoTransIT</b>	Online-Berechnungstool	Ökologische Bewertung, Güterverkehr, 17 europäische Länder.	BORKEN, J. et al. (1998), Eigene Werte, GEMIS, Handbuch Emissionsfaktoren, TREMOD	CO <sub>2</sub> , NMVOC, NO <sub>x</sub> , Partikel/ Staub, Energieverbrauch, SO <sub>2</sub>	Bahn, Binnenschiff, Flugzeug, Lkw, Seeschiff	BORKEN, J.; HELMS, H.; JUNG, N.; KNÖRR, W. (2003), IVE (2006), KNÖRR, W.; REUTER, C. (2005), ÖKO-INSTITUT (2006), STINNES LOGISTIK (2005), STINNES LOGISTIK (2006)
<b>ETIENNE</b>	Bewertungstool	Ökologische und ökonomische Evaluierung von Gütertransportprozessen, Deutschland, Lebenszyklusanalyse.	GEMIS	CH <sub>4</sub> , CO, CO <sub>2</sub> , NMVOC, NO <sub>x</sub> , NH <sub>3</sub> , N <sub>2</sub> O, Partikel/ Staub, SO <sub>2</sub>	Bahn, Flugzeug, Lkw, Schiff	LASCH, R.; GÜNTHER, E. (2004)
<b>EVALENT</b>	Excel-Berechnungstool	Modellierungen des Eventverkehrs und Bewertungen seiner ökologischen, ökonomischen und sozialen Auswirkungen, Kein Güterverkehr.	Daten aus Verbundprojekt Eventverkehr	CO <sub>2</sub> , NO <sub>x</sub> , Energieverbrauch,	Pkw, Bahn, Bus, Fahrrad, Kanu	PTV AG (2004b)
<b>GEMIS</b>	Datenbank mit Bilanzierungs- und Analysemöglichkeiten	Ökologische Bewertung der Lebenszyklen von Energie-, Stoff- und Transportprozessen, Personen- und Güterverkehr; Ermittlung externer Umweltkosten, die mit betriebswirtschaftlichen Kosten zur Bestimmung der volkswirtschaftlichen Gesamtkosten dienen können.	Eigene Werte, TÜV Rheinland, UBA, INFRA, CORINAIR-Projekt, EW/ Prognos, Energiebericht IV, EEA, EM (Environmental Manual), TEMIS (Total Emissions Model for Integrated Systems)	CH <sub>4</sub> , CO, CO <sub>2</sub> , FKW, Flächenbedarf, H <sub>2</sub> S, Halogene, N <sub>2</sub> O, NH <sub>3</sub> , NMVOC, NO <sub>x</sub> , Partikel/ Staub, SF <sub>6</sub> , SO <sub>2</sub> ,	Bahn, Bus, Flugzeug, Lkw, Pipelines, Pkw, Schiff	FRITSCHKE, U. R.; LEUCHTNER, J.; MATTHES, F. C.; RAUSCH, L.; SIMON, K.-H. (1994), FRITSCHKE, U. R.; SCHMIDT; K. (2006), ÖKO-INSTITUT (2006)
<b>PTV Intermodal Guide</b>	Planungstool für die gesamte Transportkette	Europäische Union, Kostenermittlung v. Transportketten	Erkenntnisse stammen aus EU-Forschungsprojekt SPIN	k. A.	Bahn, Lkw, Schiff	HARZER, B. (2004), PTV AG (2004)
<b>SimaPro7</b>	Software Tool	Schweiz, Westeuropa, Lebenszyklusberechnung von u.a. Personen- und Gütertransport, Ökologische Bewertung sowie Möglichkeit der ökonomischen Evaluierung.	BUWAL 250, Ecoinvent v1.2, ETH-ESU 96, Franklin US LCI Database, IDEMAT 2001, IVAM 4.0	CH <sub>4</sub> , CO, CO <sub>2</sub> Energieverbrauch, Flächenbedarf, Lärm, NMVOC, NO <sub>x</sub> , Partikel/ Staub, SO <sub>2</sub>	Bahn, Bus, Flugzeug, Lkw, Pipelines, Pkw, Schiff	FRISCHKNECHT, R.; JUNG-BLUTH, N. (2004), GOEDKOOP, M.; DE SCHRUYVER, A.; OELE, M. (2006), PRÉ CONSULTANTS BV (2006), SPRIENSMA, R. (2004)
<b>umberto</b>	Berechnungstool	Kostenrechnung, Prozessoptimierung, Umweltmanagement, Produktökobilanzen (LCA), Europa.	Ecoinvent Datenbank	CO, CO <sub>2</sub> Energieverbrauch, NMVOC, NO <sub>x</sub> , Partikel/ Staub, SO <sub>2</sub>	Bahn, Flugzeug, Lkw, Schiff	IFEU (2006), IFU (2006), IFU (2006b)
<b>UmweltMobilCheck</b>	Softwaretool „Reisen und Umwelt in Deutschland“	Personentransport, Berechnung des Energieverbrauches und der Emissionen bei Reisen zwischen 58 Städten in Deutschland, Keine Lebenszyklusbetrachtung.	TREMOD	CH <sub>4</sub> , CO <sub>2</sub> Energieverbrauch, Flächenbedarf, Lärm, NMVOC, NO <sub>x</sub> , Partikel/ Staub, SO <sub>2</sub>	Bahn, Flugzeug, Pkw	IFEU (2002)



<b>Datenbasen/-banken die zur Bewertung von Transportketten herangezogen werden können</b>						
<b>HBEFA 2.1</b> (Handbuch Emissionsfaktoren)	Datenbasis	Ökologische Bewertung (Emissionsfaktoren), Straßenverkehr, Daten für Deutschland, Österreich, Schweiz.	Eigene Werte des UBA Berlin, UBA Wien und BUWAL Bern	CO, CO <sub>2</sub> , NH <sub>20</sub> , NH <sub>3</sub> , NMVOC, NO <sub>x</sub> Partikel/ Staub, SO <sub>2</sub>	Lkw, Motorrader, Pkw,	KELLER, M.; DE HAAN, P.; KNÖRR, W.; HAUSBERGER S.; STEVEN, H. (2004), UMWELTBUNDESAMT (2006b)
<b>LIPASTO</b>	Berechnungssystem (Bestandsmodell, Emissionsdatenbank)	Bewertung von Schadstoffemissionen des Verkehrs und Energieverbrauch in Finnland.	Eigene Werte des Finnischen Eisenbahnverkehrsamtes, des Finnischen Seeverkehrsamtes und des zivilen Luftfahrtamtes	Energieverbrauch, CO, CO <sub>2</sub> , NMVOC, NO <sub>x</sub> Partikel/ Staub, SO <sub>2</sub>	Bahn, Flugzeug, Lkw, Schiff	TECHNICAL RESEARCH CENTRE OF FINLAND (VTT) (2004)
<b>Ökoinventar Transporte</b>	Datengrundlage	Umfasst alle Umweltwirkungen von der Herstellung über den Unterhalt und dem Betrieb bis zur Entsorgung der Verkehrsmittel und der Infrastruktur, Ökologische Bewertung, Lebenszyklusanalyse.	INFRAS-Daten	CO, CO <sub>2</sub> Energieverbrauch, Flächenbedarf, Lärm, NMVOC, NO <sub>x</sub> , N <sub>2</sub> O, Partikel/ Staub, SO <sub>2</sub>	Bahn, Bus, Flugzeug, Lkw, Pkw, Schiff	MAIBACH, M.; PETER, D.; SEILER, B. (1995)
<b>TREMOT</b>	Datenbank	Personen- und Güterverkehr, Ökologische Bewertung, Lebenszyklusansatz, Technische Parameter berücksichtigt, Szenariobetrachtung.	Handbuch Emissionsfaktoren, Gemeinsamer Datenkern mit CITAIR, Eigene Berechnungen	CO, CO <sub>2</sub> , Energieverbrauch, NMVOC, NO <sub>x</sub> , Partikel/ Staub, SO <sub>2</sub>	Bahn, Flugzeug, Lkw, Schiff, Zugmaschinen	KNÖRR, W.; HÖPFNER, U.; KNISCH, H.; LAMBRECHT, U.; NAGEL, H.-J.; PATYK, A. (1997), SCHMIDT, M.; KNÖRR, W.; PATYK, A.; HÖPFNER, U. (1998), UMWELTBUNDESAMT (2006b)
<b>TRENDS</b>	Datenbanksystem	Berechnung von Umweltindikatoren bezüglich Transport, Daten für EU 15 verfügbar	EUROSTAT (TRAINS-Datenbank, SIRENE-Datenbank), CORINAIR/COPERT-Daten	CH <sub>4</sub> , CO, CO <sub>2</sub> , CO <sub>2</sub> , NMVOC, Energieverbrauch, Lärm, NO <sub>x</sub> , Partikel/ Staub, SO <sub>2</sub>	Bahn, Flugzeug, Lkw,	RENTZ, O.; NUNGE, S.; KARL, U.; HOLTSMANN, T.; ZUNDEL, T. (1999)
<b>Prognose- und Planungstools für Umweltszenarien bezüglich des Verkehrssystems</b>						
<b>CITAIR</b>	Berechnungs- und Prognosetool für Kommunen und öffentliche Verwaltungen	Reine ökologische Bewertung der atmosphärischen Emissionen sowie der Lärmmissionen im Straßenverkehr, Trend- und Szenarienrechnungen für den Zeitraum von 1980 bis 2030.	Gemeinsamer Datenkern mit TREMOD, Handbuch Emissionsfaktoren	CO, CO <sub>2</sub> , Lärm, NMVOC, NO <sub>x</sub> , Partikel/ Staub, SO <sub>2</sub>	Lkw, Pkw	UMWELTBUNDESAMT (2006b), UMWELTBUNDESAMT (2006c)
<b>ECO2L</b>	Planungstool zur Szenarienbewertung	Ökonomische und ökologische Bewertung eines Entsorgungsweges, Unterstützung der Steuerung der Ökoeffizienz bei gleichzeitiger Darstellung der Kosten auf der Basis von Kennzahlensystemen in Produktions- und Entsorgungskreisläufen.	Eigene Daten, umberto-Bausteine	Energieverbrauch, Umweltwirkungen nicht näher spezifiziert (Annahme: wie umberto)	Verkehrsmittel nicht näher spezifiziert (Annahme: wie umberto)	FRAUNHOFER-INSTITUT FÜR MATERIALFLUSS UND LOGISTIK (IML) (2000)
<b>ESCOT</b>	Prognosetool für Umweltszenarien	Ökonomische und ökologische Bewertung der dauerhaft umweltgerechten Verkehrsentwicklung, Prognose von Zukunftsszenarien im Verkehrssystem im Rahmen des OECD-Projektes „Dauerhaft umweltgerechter Verkehr“.	TREMOT	CO <sub>2</sub> , NMVOC, NO <sub>x</sub> , Partikel/ Staub, Lärm,	Bahn, Flugzeug, Lkw, Schiff	SCHADE, B.; ROTHENGATTER, W.; SCHADE, W. (2002)
<b>MODUM</b> (Modell Umwelt Mobilität)	Modell zur Abschätzung der umwelt- und nachhaltigkeitsbezogenen Wirkungen von Eingriffen ins Verkehrssystem.	Szenarien und Simulationen des Personen- und Güterverkehrs, Ökologische Bewertung.	INFRAS-Daten	CO <sub>2</sub> , Flächenbedarf, NO <sub>x</sub> , Lärm, Unfälle	Bahn, Lkw	KELLER, M.; MAUCH C.; HEEB, J.; HUBER, F. (2000)
<b>TREMOVE 2.41</b>	Prognosetool für Umweltszenarien	Personen- und Güterverkehr in der EU 15 sowie Norwegen, Schweiz, Tschechische Rep., Ungarn, Polen, Slowenien, Vorhersage der gesamten Emissionen des Transportsektors in unterschiedlichen Politikszenerarien.	Copert III (Modifiziert), DTU Artemis-Model, Ecoinvent Datenbank, RAINSPRIMES-MEET, TRENDS AVIOPOLL Emissionsfaktoren, TRENDS Emissionsfaktoren	C <sub>6</sub> H <sub>6</sub> , CH <sub>4</sub> , CO, CO <sub>2</sub> Energieverbrauch N <sub>2</sub> O, NMVOC NO <sub>x</sub> Partikel/ Staub, Stau, SO <sub>2</sub>	Bahn, Flugzeug, Lkw, Motorrader, Pkw, Schiff	EU-KOMMISSION (2006), KATHOLIEKE UNIVERSITEIT LEUVEN (2006)

Tabelle 35: Datenbasen und Softwaretools zur ökologischen Transportbewertung

(Quelle: eigene Darstellung)

### 5.2.1 Systematisierung und Analyse von Softwaretools zur Transportbewertung

In diesem Abschnitt werden die identifizierten und in Tabelle 35 zusammengefassten Bewertungstools analysiert und systematisiert. Im ersten Schritt wurden die recherchierten Bewertungstools in drei Gruppen eingeteilt, was auf deren allgemeine Funktionalitäten zurückzuführen ist. Die erste Gruppe entspricht im größten Maße dem Themenschwerpunkt dieser Arbeit, da es sich um Softwaretools handelt, die für die direkte Bewertung von Transportketten und Transportalternativen konzipiert wurden. Die zweite Gruppe repräsentiert die Datenbasen und Datenbanken, welche die zur ökologischen und ökonomischen Bewertung von Transportketten benötigten Daten zur Verfügung stellen. Die dritte Gruppe entspricht dagegen nicht dem Untersuchungsgegenstand, da sie Prognose- und Planungstools zur Vorhersage von Umweltszenarien hinsichtlich eines kompletten Verkehrssystems beinhaltet. Dennoch bleiben diese Tools Gegenstand der weiteren Analyse, da sie sich ebenfalls anhand des entwickelten Bewertungsansatzes systematisieren lassen.

Wie im Fall der untersuchten Fallstudien kommt bei der Bewertung der Softwaretools der in Abschnitt 4.3 abgeleitete Bewertungsansatz zur Anwendung. Alle identifizierten Softwaretools werden somit hinsichtlich ihrer Bewertungsmethodik, der Berücksichtigung von Umweltwirkungen und deren Monetarisierung, der betrachteten Verkehrsmittel sowie der Möglichkeit der ökonomischen Bewertung betrachtet.

Softwaretool/ Datenbasis	Umweltwirkungen										
	CO <sub>2</sub>	NO <sub>x</sub>	SO <sub>2</sub>	CO	Partikel	NMVOC	Lärm	Unfälle	Stau	FV/ ÖTW*	
<b>Softwaretools zur Bewertung von Transportketten</b>											
Ecoinvent	x	x	x	x	x	x					x
EcoTransIT	x	x	x		x	x					
ETIENNE	x	x	x	x	x	x					
EVALENT	x	x									
GEMIS	x	x	x	x	x	x	x				x
SimaPro7	x	x	x	x	x	x	x				x
Umberto	x	x	x	x	x	x					
UmweltMobilCheck	x	x	x	x	x	x	x				x
<b>Datenbasen/ -banken die zur Bewertung von Transportketten herangezogen werden können</b>											
HBEFA 2.1	x	x	x	x	x	x					
LIPASTO	x	x	x	x	x	x					
Ökoinventar Transporte	x	x	x	x	x	x	x				x
TREMOD	x	x	x	x	x	x					
TRENDS	x	x	x	x	x	x	x				
<b>Prognose- und Planungstools für Umweltszenarien bezüglich des Verkehrssystems</b>											
CITAIR	x	x	x	x	x	x	x				
ECO2L	x	x	x	x	x	x					
ESCOT	x	x			x	x	x				
MODUM (Modell Umwelt Mobilität)	x	x						x	x		x
TREMOVE 2.41	x	x	x	x	x	x			x		

\*FV/ ÖTW = Flächenverbrauch/ Ökol. Trennwirkung

Tabelle 36: Vergleich der Datenbasen und Softwaretools hinsichtlich Umweltwirkungen

(Quelle: eigene Darstellung)

Bezüglich der in den Softwaretools berücksichtigten Umweltwirkungen (vgl. Tabelle 36) fällt zunächst auf, dass bis auf die Prognosetools MODUM und REMOVE keines der Bewer-

tungstools Unfälle und Staus als Umweltwirkungen in die Quantifizierung einbezieht. Auch die Lärmemissionen und der Flächenverbrauch beziehungsweise die Ökologische Trennwirkung sind lediglich bei jeweils rund einem Drittel der betrachteten Tools Bestandteil der ökologischen Bewertung. Dagegen werden mit Ausnahme von EVALENT und MODUM alle als wesentlich für die Transportbewertung erachteten atmosphärischen Emissionen (vgl. Abschnitt 2.2.2) in den ökologischen Evaluierungsprozess integriert.

Vor dem Hintergrund der Transportbewertung, galt es ebenso zu überprüfen, welche Daten die Softwaretools und Datenbanken in Bezug auf die verwendeten Verkehrsmittel liefern (vgl. Tabelle 37). Hierzu ist festzustellen, dass alle Softwaretools zur Bewertung von Transportketten Daten für die im Güterverkehr relevanten Verkehrsmittel Bahn, Lkw und Schiff bereitstellen. Ausnahmen bilden hier EVALENT und MODUM, die nur für den Personenverkehr konzipiert wurden. Hinsichtlich der Datenbanken liefern LIPASTO, das Ökoinventar Transporte und TREMOD eine hinreichende Datenbasis zur Bewertung von Transportalternativen. Das Softwaretool TRENDS ermöglicht lediglich einen Vergleich zwischen dem Transport auf der Straße und dem Transport auf der Schiene. Das Handbuch Emissionsfaktoren (HBEFA) beschränkt sich indes auf Umweltwirkungen, die vom Straßenverkehr ausgehen. Ein ähnlich uneinheitliches Bild ergibt sich bei den Prognose- und Planungstools. Auch hier existieren mit CITAIR und MODUM Prognosemodelle, die nicht alle relevanten Verkehrsträger berücksichtigen.

Softwaretool/ Datenbasis	Verkehrsmittel				
	Lkw	Bahn	Seeschiff	Binnenschiff	Flugzeug
<b>Softwaretools zur Bewertung von Transportketten</b>					
Ecoinvent	X	X	X	X	X
EcoTransIT	X	X	X	X	X
ETIENNE	X	X	X	X	X
EVALENT		X			
PTV Intermodal Guide	X	X	X	X	
GEMIS	X	X	X	X	X
SimaPro7	X	X	X	X	X
umberto	X	X	X	X	X
UmweltMobilCheck		X			X
<b>Datenbanken/ -banken die zur Bewertung von Transportketten herangezogen werden können</b>					
HBEFA 2.1	X				
LIPASTO	X	X	X	X	X
Ökoinventar Transporte	X	X	X	X	X
TREMOD	X	X	X	X	X
TRENDS	X	X			X
<b>Prognose- und Planungstools für Umweltszenarien bezüglich des Verkehrssystems</b>					
CITAIR	X				
ECO2L	X	X	X	X	X
ESCOT	X	X	X	X	X
MODUM (Modell Umwelt Mobilität)	X	X			
TREMOVE 2.41	X	X	X	X	X

Tabelle 37: Systematisierung der Datenbanken und Softwaretools nach Verkehrsmitteln

(Quelle: eigene Darstellung)

Letztlich wurden die Softwaretools hinsichtlich ihrer Unterstützung der ökologischen Bewertung, der Lebenszyklusbetrachtung, der Monetarisierung der Umweltwirkungen sowie der Möglichkeit der ökonomischen Bewertung analysiert (vgl. Tabelle 38). Dabei stellte sich heraus, dass allein GEMIS und SimaPro7 diese Anforderungen erfüllen. Auffällig ist die Tatsache, dass sonst kein weiteres Bewertungstool über die Möglichkeit der Monetarisierung von Umweltwirkungen verfügt, wobei die Ursache dafür in der im Abschnitt 4.2 erläuterten problematischen Erhebung und Bestimmung externer durch den Verkehr verursachter Kosten vermutet wird.

Softwaretool/ Datenbasis	Ökologische Bewertung	Berücksichtigung der Lebenszyklusanalyse	Monetarisierung der ökologischen Bewertungen	Ökonomische Bewertung	Güterverkehr/ Personenverkehr
<b>Softwaretools zur Bewertung von Transportketten</b>					
Ecoinvent	X	X			Güterverkehr/ Personenverkehr
EcoTransIT	X	X			Güterverkehr
ETIENNE	X	X		X	Güterverkehr
EVALENT	X			X	Personenverkehr
PTV Intermodal Guide				X	Güterverkehr
GEMIS	X	X	X	X	Güterverkehr/ Personenverkehr
SimaPro7	X	X	X	X	Güterverkehr/ Personenverkehr
Umberto	X	X			Güterverkehr/
UmweltMobilCheck	X				Personenverkehr
<b>Datenbasen/ -banken die zur Bewertung von Transportketten herangezogen werden können</b>					
HBEFA 2.1	X				Güterverkehr/ Personenverkehr
LIPASTO	X				Güterverkehr/ Personenverkehr
Ökoinventar Transporte	X	X			Güterverkehr/ Personenverkehr
TREMOD	X	X			Güterverkehr/ Personenverkehr
TRENDS	X				Güterverkehr/ Personenverkehr
<b>Prognose- und Planungstools für Umweltszenarien bezüglich des Verkehrssystems</b>					
CITAIR	X				Güterverkehr/ Personenverkehr
ECO2L	X	X		X	Güterverkehr
ESCOT	X	X		X	Güterverkehr
MODUM (Modell Umwelt Mobilität)	X				Güterverkehr/ Personenverkehr
TREMOVE 2.41	X	X			Güterverkehr/ Personenverkehr

Tabelle 38: Analyse der Datenbasen und Softwaretools nach dem Bewertungsumfang

(Quelle: eigene Darstellung)

Abschließend ist darauf hinzuweisen, dass die betrachteten Bewertungstools keinesfalls unabhängig voneinander existieren. Die Untersuchung machte deutlich, dass einige Softwaretools zur Bewertung von Transportketten untereinander beziehungsweise mit den Datenbasen und Datenbanken vernetzt sind und somit neben eigenen Datenerhebungen auf gemeinsamen Datengrundlagen basieren. So sind beispielsweise GEMIS und Ecoinvent nicht nur Berechnungstools, sondern stellen auch Daten für andere Softwaretools, wie EcoTransIT und ETIENNE (Daten von GEMIS) oder Umberto, SimaPro und TREMOVE (Daten von Ecoinvent), bereit. Auch die Datenbasen und Datenbanken sind untereinander verknüpft. So be-

zieht beispielsweise TREMOD Daten für den Straßenverkehr aus dem Handbuch Emissionsfaktoren (HBEFA). Darüber hinaus konnten mit INFRAS, BUWAL, Umweltbundesamt und der ETH Zürich Institutionen identifiziert werden, auf deren Daten ebenfalls Softwaretools zur Bewertung von Transportketten basieren. Die im Rahmen der Analyse deutlich gewordenen Verknüpfungen sind in Abbildung 11 zusammenfassend dargestellt.

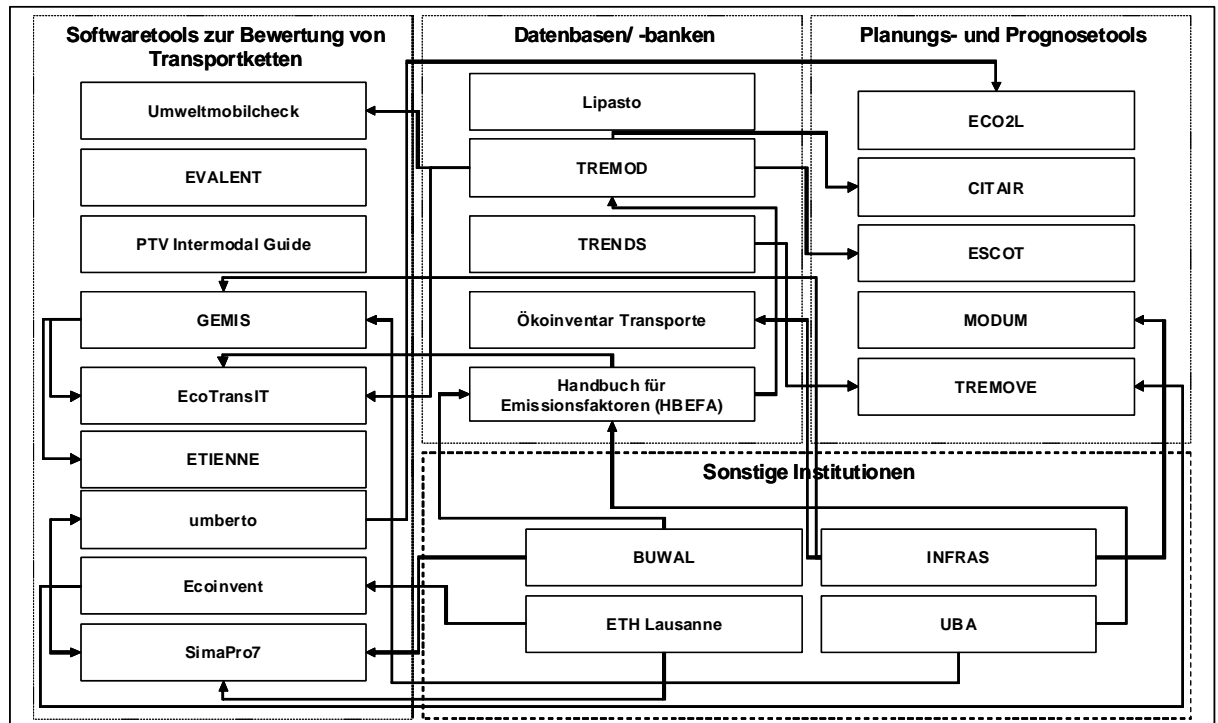


Abbildung 11: Vernetzung der untersuchten Bewertungstools

(Quelle: eigene Darstellung)

Die Analyse der Bewertungstools zur Evaluierung von Transportketten nach dem eigens entwickelten Bewertungsansatzes kommt zu dem Ergebnis, dass in der Praxis Softwaretools existieren, die eine ökologische Bewertung von Transportketten zumindest hinsichtlich der atmosphärischen Emissionen ermöglichen. Umweltwirkungen wie Staus, Unfälle, Lärmemissionen und Flächenverbrauch fließen jedoch nur vereinzelt in die Konzeptionen der Softwaretools ein. Auch die Monetarisierung der Umweltwirkungen wird lediglich von GEMIS und SimaPro unterstützt. Daher ist es nur mit diesen Softwaretools möglich, zusammen mit der ökonomischen Bewertung eine gesamtwirtschaftliche Entscheidungsgrundlage zur Beurteilung von der Vorteilhaftigkeit betrachteter Transportalternativen zu liefern.

Ergänzend zur Analyse der Bewertungstools werden im folgenden Abschnitt exemplarisch das Softwaretool GEMIS und die Datenbank TREMOD kurz beschrieben. Die Auswahl dieser Tools erfolgte zunächst hinsichtlich der Themenrelevanz, wodurch die ermittelten Planungs- und Prognosetools nicht in Frage kommen. Des Weiteren wurde das Hauptaugenmerk auf Tools gerichtet, die möglichst weit den Anforderungen des Bewertungsansatzes gerecht wurden und stark mit anderen Bewertungsinstrumenten verknüpft sind.

## 5.2.2 Beispielhafte Softwaretools zur Transportbewertung

Zunächst gibt der Autor einen kurzen Einblick in das Bewertungstool GEMIS, was nicht nur eine Datenbasis darstellt, sondern auch ein Analyseinstrument. Im Anschluss gilt das Hauptaugenmerk der TREMOD-Datenbank, einer reinen Datenbasis ohne Analysefunktion.

### 5.2.2.1 Gesamt-Emissions-Modell Integrierter Systeme

Das Gesamt-Emissions-Modell Integrierter Systeme (GEMIS) wurde vom Öko-Institut entwickelt. Es unterstützt die Analyse von Energiebereitstellungssystemen und beinhaltet von der Primärenergiegewinnung bis zur Nutzenergie alle wesentlichen Prozessschritte.<sup>269</sup> GEMIS ist eine Datenbank, welche Bilanzierungs- und Analysemöglichkeiten für Lebenszyklen von Energie-, Stoff- und Transportprozessen bietet. GEMIS verfügt darüber hinaus neben Daten zu Prozessen im Personenverkehr auch über Daten zu Prozessen im Gütertransport (Lkw, Bahn, Schiffe und Pipelines).<sup>270</sup> Die Datenbasis gibt zudem Auskunft über Kenndaten zu Nutzungsgrad, Leistung, Auslastung, Lebensdauer, zu direkten Luftschadstoffemissionen, zu Treibhausgasemissionen (vgl. Tabelle 39), zu Reststoffen sowie zum Flächenbedarf. Mit GEMIS ist es möglich, zusätzlich Kosten zu analysieren, wofür die dafür benötigten Kenndaten der Brenn- und Treibstoffe sowie der Energie- und Transportprozesse ebenso in der Datenbasis hinterlegt sind.<sup>271</sup> Die Ergebnisse von Umwelt- und Kostenanalysen können mit GEMIS auch bewertet werden, indem die klimarelevanten Schadstoffe zu so genannten CO<sub>2</sub>-Äquivalenten, die sauren Luftschadstoffe zu SO<sub>2</sub>-Äquivalenten und die Ozon-Vorläufersubstanzen zum TOPP-Äquivalent zusammengefasst und die externen Umweltkosten ermittelt werden.<sup>272</sup>

In Tabelle 39 sind exemplarisch die Emissionsfaktoren der Güterverkehrsmittel, welche in GEMIS hinterlegt sind, dargestellt.

Neben der Funktion als Datenbasis dient GEMIS auch als Analyseinstrument, welches zwar keine eigene Bewertung der Ergebnisse liefert und die Resultate möglichst disaggregiert darstellt, aber dennoch eine Hilfe zur Unterstützung der Bewertung anbietet. Um einen besseren Überblick über den Entscheidungsraum zu erreichen, stehen dem Nutzer drei Optionen offen. Dies ist zum einen die Zusammenfassung der Treibhausgase zum äquivalenten Treibhauspotential, welche auf einer physikalisch-chemischen Aggregationsbasis erfolgt, weiterhin die Umrechnung der Luftschadstoffe und Treibhausgase zu externen Umweltkosten (vgl. Tabelle 40), die auf einer ökonomischen Basis, der Vermeidungskosten erfolgt, und die nachfolgende Zusammenführung dieser Umweltkosten mit den internen Kosten zu volkswirtschaftlichen Gesamtkosten und schließlich die Analyse qualitativer Umweltaspekte der verwendeten Primärenergien und Produkte, die auf einer subjektiven Einschätzung der Intensität von Umweltwirkungen beruht.<sup>273</sup>

<sup>269</sup> Vgl. SCHMIDT, M.; KNÖRR, W.; PATYK, A.; HÖPFNER, U. (1998), S. 282.

<sup>270</sup> Vgl. FRITSCHKE, U. R.; SCHMIDT, K. (2006), S. 10.

<sup>271</sup> Vgl. ÖKO-INSTITUT (2006), GEMIS - ein kurzer Überblick.

<sup>272</sup> Vgl. FRITSCHKE, U. R.; SCHMIDT, K. (2006), S. 10.

<sup>273</sup> Vgl. FRITSCHKE, U. R.; LEUCHTNER, J.; MATTHES, F. C.; RAUSCH, L.; SIMON, K.-H. (1994), S. 157.

Schadstoff	Lkw (Diesel)	Bahn (Diesel)	Schiff (Die- sel)	Tanker (Bunker-C)	Flugzeug (Inland)	Flugzeug (Ausland)
SO <sub>2</sub>	0,12	0,05	0,04	0,14	0,50	0,33
NO <sub>x</sub>	1,50	0,50	0,40	0,10	7,48	4,12
Staub	0,10	0,04	0,01	0,01	0,01	0,01
CO	0,50	0,15	0,10	0,016	1,663	0,823
CH <sub>4</sub>	0,04	0,01	0,01	0,0003	0,042	0,027
NMVOG	0,40	0,14	0,04	0,003	0,374	0,247
N <sub>2</sub> O	0,0001	0,00005	0,00004	0,00003	0,001	0,001
CO <sub>2</sub>	109	42	35	8	158	155

Angaben in g/Tkm]

Tabelle 39: Direkte Emissionen von Güterverkehrsmitteln in GEMIS 2.1

(Quelle: FRITSCH, U. R.; LEUCHTNER, J.; MATTHES, F. C.; RAUSCH, L.; SIMON, K.-H. (1994), S. 127)

Markanteste Eigenschaft dieses Bewertungstools ist somit die Monetarisierung der Umweltwirkungen, also die Bestimmung der externen Kosten, die durch den Verkehr verursacht werden, da dies mit Ausnahme von SimaPro in keinem anderen betrachteten Tool möglich ist. Mit der Monetarisierung der Umweltaspekte kann eine relativ einfache Bewertung der gesellschaftlichen Kosteneffektivität erfolgen.<sup>274</sup> Hintergrund der Internalisierung externer Kosten durch Monetarisierung ist, die Umweltkosten in der gleichen, also monetären, Einheit auszudrücken, wie dies für betriebswirtschaftliche interne Kosten üblich ist. Durch eine einheitliche Bewertungsgröße (Geld) können verschiedene Umweltaspekte aggregiert und direkt mit ökonomischen Aspekten verrechnet werden. Es muss jedoch darauf geachtet werden, in welchem Umfang Externalitäten monetarisiert werden können.<sup>275</sup>

In Tabelle 40 sind exemplarisch die externen Kosten der verkehrsrelevanten Emissionen, welche in GEMIS hinterlegt sind, dargestellt.

Schadstoff	Euro/t
SO <sub>2</sub>	2.500
Staub	500
CO <sub>2</sub>	25
CH <sub>4</sub>	275
NO <sub>x</sub>	2.000
N <sub>2</sub> O	6.750

Integrationszeit 100 Jahre

Tabelle 40: Monetarisierung von Emissionen in GEMIS 2.1

(Quelle: FRITSCH, U. R.; LEUCHTNER, J.; MATTHES, F. C.; RAUSCH, L.; SIMON, K.-H. (1994), S. 163)

Mit GEMIS steht dem Nutzer also nicht nur eine Datenbank, die gemäß des Bewertungsansatzes nahezu alle Anforderungen erfüllt, zur Verfügung, sondern auch gleichzeitig ein Analysetool, welches bei der Bewertung von Transportketten unterstützend herangezogen werden kann.

Im Folgenden wird aus der Gruppe der Datenbasen/ -banken die TREMOD-Datenbank kurz beschrieben.

<sup>274</sup> Vgl. Ebenda, S. 159.<sup>275</sup> Vgl. Ebenda, S. 160.

### 5.2.2.2 Die TREMOD-Datenbank

Im Jahre 1991 wurden im Auftrag des Umweltbundesamtes ein Vergleich der für die Erstellung von Emissionsinventaren des Umwelt- und des Verkehrsressorts maßgeblichen Modelle von IFEU, Umweltbundesamt und Prognos Basel durchgeführt. Dabei lieferten alle Modelle trotz Abstimmung der Eckdaten abweichende Resultate, wofür hauptsächlich die unterschiedliche Herangehensweise und Annahmen der Modelle ursächlich waren.<sup>276</sup> Beispielsweise divergierten die Annahmen hinsichtlich der jährlichen Umschichtung des Fahrzeugbestandes, also der Anzahl der Neuzulassungen und Stilllegungen sowie der Überlebenswahrscheinlichkeit. Andererseits gab es zudem unterschiedliche Annahmen der Fahrleistungshäufigkeit von Fahrzeugen verschiedener Alters-, Größenklassen und Schadstoffminderungskonzepte betreffend. Die Behandlung der „Kraftstofflücke“, das ist der Unterschied zwischen dem vorausgerechneten Kraftstoffverbrauch und dem tatsächlichem Kraftstoffverbrauch in Deutschland, wurde ebenso von Model zu Model unterschiedlich gehandhabt. Daraus und ergab sich schließlich die Notwendigkeit einer stärker differenzierten sowie wissenschaftlich fundierten einheitlichen Methoden- und Datenbasis. Ziel sollte die bessere Vergleichbarkeit der Ergebnisse von Emissionsberechnungen sein.<sup>277</sup>

Das Umweltbundesamt und das Schweizer Bundesumweltamt stellten mit der Datenbank „Handbuch für die Berechnung von Emissionsfaktoren von Kraftfahrzeugen“ zum ersten Mal die komplexe Datenbasis einer breiten Öffentlichkeit zur Verfügung.<sup>278</sup> Außerdem entwickelte das IFEU-Institut im Auftrag des Umweltbundesamtes ein fortschreibbares „Daten- und Rechenmodell“, welches die zur damaligen Zeit verfügbaren Daten und Methoden für die Schadstoffemissionsberechnung in Deutschland enthielt. Dafür wurden neben der Aufbereitung von umfangreich verfügbaren Daten, der Aktualisierung der Berechnungsmethoden und der Integration der Daten und Methoden in sektor- und sachbezogene Module auch das Softwaretool TREMOD entwickelt. Es dient zur Verwaltung und Fortschreibung der Daten und Berechnungsmethoden.<sup>279</sup>

Die Datenbasis für diese Software ist mit der Fortschreibung des o. g. „Handbuches für Emissionsfaktoren“ identisch. Das Softwaretool TREMOD wird inzwischen von diversen Bundesministerien, dem Verband der Automobilindustrie, dem Mineralölwirtschaftsverband sowie der Deutschen Bahn AG genutzt. Im Vordergrund steht dabei stets der Anspruch, dass sich alle Berechnungen von Emissionen zwecks Vergleichbarkeit der Ergebnisse auf eine einheitlich fundierte und aktualisierte Daten- und Methodenbasis gründen.<sup>280</sup> TREMOD enthält sämtliche Daten ab dem Basisjahr 1980 für alle Personen- und Güterverkehrsmittel (Lkw und Zugmaschinen, Bahnen, Schiffe, Flugzeuge) die in Deutschland betrieben werden.<sup>281</sup> Diese Basisdaten umfassen die Fahrleistungen und Auslastungsgrade, die technischen Merkmale der Fahrzeuge sowie die spezifischen Energieverbräuche und die Emissionsfaktoren. Mit dem Softwaretool TREMOD werden außer dem Energieverbrauch auch die direkten Emissionen der Fahrzeugnutzung einschließlich der Verdunstungsemissionen ausgewiesen sowie diejeni-

<sup>276</sup> Vgl. KNÖRR, W.; HÖPFNER, U.; KNISCH, H.; LAMBRECHT, U.; NAGEL, H.-J.; PATYK, A. (1997), S. 13.

<sup>277</sup> Vgl. SCHMIDT, M.; KNÖRR, W.; PATYK, A.; HÖPFNER, U. (1998), S. 286.

<sup>278</sup> Vgl. Ebenda, S. 286.

<sup>279</sup> Vgl. KNÖRR, W.; HÖPFNER, U.; KNISCH, H.; LAMBRECHT, U.; NAGEL, H.-J.; PATYK, A. (1997), S. 14.

<sup>280</sup> Vgl. SCHMIDT, M.; KNÖRR, W.; PATYK, A.; HÖPFNER, U. (1998), S. 286.

<sup>281</sup> Vgl. UMWELTBUNDESAMT (2006b), TREMOD.



gen vorgelagerten Prozessketten, beispielsweise die der Raffinerie oder der Kraftwerke, die zur Energiebereitstellung von Nöten sind.<sup>282</sup> Genauer betrachtet, werden bezüglich der Emissionen zurzeit Stickstoffoxide, Kohlenwasserstoffe, Benzol, Kohlenmonoxid, Partikel, Kohlendioxid und Schwefeldioxid berücksichtigt.<sup>283</sup> Mit Hilfe des Daten- und Rechenmodell sind somit auch genaue Berechnungen der Emissionsfaktoren möglich.<sup>284</sup>

Da eine Hauptaufgabe des Modells in der Vorausschau von Verkehrs- und Emissionsdaten unter gewissen Randbedingungen besteht, müssen eine möglichst hohe Anzahl Detailergebnisse verfügbar sein, die Eingangsdaten flexibel veränderbar sein sowie eine Szenarienverwaltung mit umfassender Dokumentation der Eingangsdaten und der Ergebnisse vorhanden sein. Des Weiteren ist hervorzuheben, dass das Modell alle wichtigen motorisierten Verkehrssysteme vollständig erfasst, was beispielsweise die Berechnung von Effekten, die aus Verkehrsverlagerungen zwischen den Systemen resultieren, ermöglicht. Das Modell verfügt ebenso über eine jahresfreie Analyse der Ergebnisse in einem hohen Detaillierungsgrad. Dadurch kann überprüft werden, welche Effekte wann und in welcher Höhe auftreten. Eine weitere Stärke des Modells besteht darin, die erwarteten Effekte von beabsichtigten Maßnahmen flexibel zu modellieren.<sup>285</sup>

TREMODO ermöglicht aufgrund der stark differenzierten Eingangsdaten, unter Zuhilfenahme von Rechercheergebnissen und Szenariobetrachtungen, die Betrachtung ebenfalls stark differenzierter Sachverhalte. Es kann hinsichtlich folgender Problemstellungen weitere Erkenntnisse zu deren Lösung liefern:

Mit TREMOD kann beispielsweise untersucht werden, welchen Effekt beabsichtigte Grenzwerte auf zukünftigen Schadstoffemissionen auch unter Berücksichtigung unterschiedlicher angenommener Fahrleistungen haben, woraus abgeleitet werden kann, ob Grenzwerte überhaupt das geeignete Mittel zur Erreichung von Luftqualitätszielen sind. Zudem lassen sich Aussagen über zukünftige Benzolemissionen innerorts in Ost-, West- und Gesamtdeutschland hinsichtlich der Hauptverursacher und der möglichen Verschiebung des Anteils der Pkw zu anderen Fahrzeugkategorien treffen. Daraufhin ließe sich ableiten, ob entweder Benzolabsenkungen im Kraftstoff, technische Lösungen am Fahrzeug oder Verschrottungsaktionen eher zielführend sind hinsichtlich der Verringerung der Benzolemissionen. Mit dem Daten- und Rechenmodell lassen sich ebenso die vergangene und die zukünftige Entwicklung der Diesel-Partikelemissionen ermitteln. Dies ist vor dem Hintergrund interessant, da sich dadurch erklären lässt, welche Konsequenzen die Förderung von Diesel-Pkw aufgrund der aus heutiger Sicht niedrigen CO<sub>2</sub>-Emissionen hat. Es kann somit abgesehen werden, ob sich die Qualität des Kraftstoffes oder eher die Technik der Fahrzeuge verbessern wird. Des Weiteren lassen sich mittels TREMOD die wichtigsten Verursacher bei den Ozonvorläufersubstanzen identifizieren und wie sich die Minderungsraten der Stickoxidemissionen und der CO<sub>2</sub>-Emissionen gegenüber den Minderungszielen der Bundesregierung bezüglich der Vermeidung von Sommersmog verhalten. Das Daten- und Rechenmodell gibt ebenfalls Aufschluss darüber, ob Kurzstreckenfahrten wirklich so bedeutsam für die Emissionsentwicklung sind, wie wichtig Emissionen infolge des kalten Motors angesichts der technischen Entwicklung in Zukunft

<sup>282</sup> Vgl. SCHMIDT, M.; KNÖRR, W.; PATYK, A.; HÖPFNER, U. (1998), S. 288.

<sup>283</sup> Vgl. UMWELTBUNDESAMT (2006b), TREMOD.

<sup>284</sup> Vgl. SCHMIDT, M.; KNÖRR, W.; PATYK, A.; HÖPFNER, U. (1998), S. 289.

<sup>285</sup> Vgl. KNÖRR, W.; HÖPFNER, U.; KNISCH, H.; LAMBRECHT, U.; NAGEL, H.-J.; PATYK, A. (1997), S. 15.

sein werden, welchen Einfluss die Verringerung von Staus auf den Kraftstoffverbrauch und die Emissionen haben oder welche Rolle Verdunstungsemissionen spielen. TREMOD gibt außerdem einen Ausblick auf die zukünftige Entwicklung der CO<sub>2</sub>-Emissionen je Verkehrsmittel und ob die gesetzten Minderungsziele erreicht werden können, beziehungsweise welche Maßnahmen hinsichtlich Fahrleistung und technische Effizienz zu deren Erfüllung ergriffen werden müssen.<sup>286</sup>

### 5.3 Gegenüberstellung der Emissionsfaktoren ausgewählter Bewertungstools

Nachdem in den vorangegangenen Abschnitten die Verfügbarkeit der verwendeten Daten untersucht wurde, wird im folgenden im Rahmen einer Studie von SCHMIDT, M. et al (1998) einige bereits beschriebene Softwaretools beziehungsweise Datenbasen erneut aufgegriffen, um exemplarisch die Datenvalidität anhand der jeweils zugrunde gelegten Emissionsfaktoren miteinander zu vergleichen. Ziel der Analyse ist es zu untersuchen, inwieweit die Instrumente vergleichbare Ergebnisse liefern. Bei den Instrumenten handelt es sich um das Gesamt-Emissions-Modell Integrierter Systeme (GEMIS), in diesem Fall um die Version 3.0, das Programm Ecoinvent, das Ökoinventar Transporte, sowie das Softwaretool Umberto, bei dem es sich jedoch um die ältere Version 2.0 handelt. Die aktuelle Version 3.0 stützt sich auf Daten der TREMOD-Datenbank, deren Daten für diese Analyse als Referenzdaten herangezogen werden.<sup>287</sup>

Zum Vergleich diente ein fiktiver Lkw-Gütertransport mit einer Transportleistung von 1 Tkm. Dabei wurde von einem Lkw der größten Fahrzeugklasse mit einem zulässigen Gesamtgewicht mindestens 32 Tonnen, einem Auslastungsgrades von 50 Prozent (Ökoinventar Transporte: 40 Prozent) sowie von der EURO-1-Abgasnorm ausgegangen. In die Betrachtungen wurden lediglich die direkten Emissionen in der Betriebsphase und nicht die der vor- und nachgelagerten Prozesse einbezogen. Die Ergebnisse des Vergleichs sind in Tabelle 41 dargestellt.<sup>288</sup>

Datenquelle	Schadstoff					
	(CO <sub>2</sub> ) Kohlendioxid	(NO <sub>x</sub> ) Stickoxide	(CO) Kohlenmonoxid	(NMVOC) Flüchtige organische Verbindungen ohne Methan	(SO <sub>2</sub> ) Schwefeldioxid	Partikel
<b>Referenz</b>	82,9 g/Tkm	0,89 g/Tkm	0,14 g/Tkm	0,072 g/Tkm	0,024 g/Tkm	0,036 g/Tkm
<b>Gemis 3</b>	+ 19 %	- 6 %	+ 34 %	+ 3 %	+ 33 %	+/- 0 %
<b>Ecoinvent</b>	- 9 %	+ 10 %	+ 36 %	+ 26 %	+ 166 %	+ 40 %
<b>Ökoinventar Transporte</b>	+ 15 %	- 1 %	+ 55 %	+ 45 %	+ 129 %	+ 44 %
<b>Umberto 2</b>	- 2 %	+ 8 %	+ 34 %	+ 21 %	+ 228 %	+ 23 %

Tabelle 41: Ergebnisabweichungen verschiedener Datenquellen zu spezifischen Emissionen eines Lkw.

(in Anlehnung an: SCHMIDT, M.; KNÖRR, W.; PATYK, A.; HÖPFNER, U. (1998), S. 284)

Aus Tabelle 41 geht hervor, dass sich die Ergebnisse verschiedener Bewertungsinstrumente hinsichtlich der spezifischen Emissionen in Gramm pro Tkm deutlich voneinander unterscheiden. Während beispielsweise der Referenzwert bei Kohlendioxid bei 83 g/Tkm liegt, variieren die anderen Werte zwischen -9 und +19 %. Im Falle der Stickoxidemissionen werden ähnli-

<sup>286</sup> Vgl. KNÖRR, W.; HÖPFNER, U.; KNISCH, H.; LAMBRECHT, U.; NAGEL, H.-J.; PATYK, A. (1997), S. 16.

<sup>287</sup> Vgl. SCHMIDT, M.; KNÖRR, W.; PATYK, A.; HÖPFNER, U. (1998), S. 282.

<sup>288</sup> Vgl. Ebenda, S. 283.

che Abweichungen deutlich, die in Anbetracht der Abweichungen bezüglich der Schadstoffe Kohlenmonoxid, Kohlenwasserstoffe (NMVOC), Schwefeldioxid oder Partikel als verhältnismäßig gering angesehen werden können. Die höchste Übereinstimmung mit den Referenzwerten ergab sich beim Gesamt-Emissions-Modell Integrierter Systeme (GEMIS). Die verhältnismäßig großen Differenzen bei Schwefeldioxid können auf die aktuellen Minderungen des Schwefelgehaltes im Kraftstoff erklärt werden, die bei den Referenzdaten bereits enthalten sind. Die Datensätze von Umberto basieren dagegen auf den technischen Stand Anfang der 1990er Jahre.<sup>289</sup>

Aus dieser kurzen Analyse wird das Dilemma der Emissionsberechnungen im Verkehrsbereich deutlich. Es besteht darin, dass sich bei der Berechnung einer Verkehrsleistung mit zu Hilfenahme verschiedener Datengrundlagen oder Softwaretools abweichende Ergebnisse ergeben könnten, die demzufolge in Einzelfällen zu unterschiedlichen Entscheidungen führen, da weder für den Anwender noch für den "Konsumenten" die Validität der Eingangsdaten der generischen Datensätze beziehungsweise der Softwaretools nachvollziehbar sind. Es muss sich also auf die Belastbarkeit der Daten verlassen werden, obwohl bei der Bereitstellung der Daten die Komplexität der Transportsysteme, der Einflussfaktoren sowie die sich stets verändernden Emissionsdaten ungenügend Berücksichtigung finden.<sup>290</sup>

Zusammenfassend lässt sich feststellen, dass es trotz dem Einsatz von Softwaretools und der öffentlichen Bereitstellung von Datenbanken in der Transportbewertung infolge nicht aktueller oder ungenauer Eingangsdaten zu fehlerhaft berechneten Emissionen kommen kann. Es ist daher zu empfehlen, dass sich Datenbanken und Softwaretools an dem vom Umweltbundesamt entwickelten Modell TREMOD orientieren. Es verfügt über fundierte und validierte Energieverbrauchs- und Emissionsdaten für den Verkehr in Deutschland. Außerdem hat sich dieses Modell in den vergangenen Jahren in Deutschland bewährt, Emissionsberechnungen und Immissionsmessungen im Vergleich stimmen in hohem Maße überein, und es hat sich schließlich als neuer Standard der Verkehrsemissionsmodellierung durchgesetzt. Es gilt jedoch darauf zu achten, dass bei der Verwendung der von TREMOD gelieferter Daten, die stetige Entwicklung der Emissionen im Verkehr beachtet werden und stets aktuelle Emissionsfaktoren zu Berechnungen herangezogen werden. Dies trifft vor allem für die Anbieter öffentlich zugänglicher Datenbanken oder Softwaretools, wie beispielsweise GEMIS, Ecoinvent oder Umberto, zu.<sup>291</sup>

---

<sup>289</sup> Vgl. SCHMIDT, M.; KNÖRR, W.; PATYK, A.; HÖPFNER, U. (1998), S. 285.

<sup>290</sup> Vgl. Ebenda, S. 285.

<sup>291</sup> Vgl. SCHMIDT, M.; KNÖRR, W.; PATYK, A.; HÖPFNER, U. (1998), S. 292.

## 6 Schlussbemerkung

Im Rahmen der Schlussbetrachtung dieser Arbeit werden die gewonnenen Erkenntnisse in kurzer Form dargestellt und zusammengefasst und einer kritischen Würdigung unterzogen.

Aus der Tatsache einer sich stets verstärkenden Überlastung des europäischen Verkehrsnetzes und der damit verbunden steigenden externen Kosten der Verkehrsüberlastung ergibt sich die Handlungsnotwendigkeit hinsichtlich einer Umgestaltung des europäischen Verkehrssystems. Neben den externen Kosten, die durch Staus oder Unfälle verursacht werden, entstehen der Volkswirtschaft zudem Kosten durch Umwelteinwirkungen des Verkehrs, wie Lärm- oder Schadstoffemissionen sowie Flächenverbrauch beziehungsweise Flächenversiegelung. Die externen Kosten der Umweltwirkungen des Verkehrs betragen für das Jahr 2004 ungefähr 8 Prozent, gleichzusetzen mit rund 680 Mrd. Euro, des Bruttoinlandsprodukts der Europäischen Union der 15 Mitgliedstaaten (EU 15). Im Fall Deutschland belaufen sich die externen Kosten auf 8,17 Prozent, gleichzusetzen mit rund 165 Mrd. Euro, des Bruttoinlandsprodukts (vgl. Abschnitt 1.1). Diese Daten unterstreichen hinreichend die Relevanz des in dieser Arbeit behandelten Themenschwerpunktes.

Die Untersuchungen decken jedoch nicht den gesamten Umfang des Verkehrssektors ab, sondern konzentrieren sich lediglich auf den Güterverkehr. Dieser unterscheidet sich gegenüber dem Personenverkehr hauptsächlich dadurch, dass ihm eine höhere Wachstumsprognose hinsichtlich der Transportleistung (Anstieg zwischen 1998 und 2010 um 38 Prozent; Personenverkehr: 24 Prozent) zugeschrieben wird. Des Weiteren wird für den gleichen Zeitraum ein Anstieg der durch den Güterverkehr verursachten CO<sub>2</sub>-Emissionen von 48 Prozent vorausgesagt, der ebenfalls über dem des Personenverkehrs liegt (14 Prozent). Darüber hinaus wurden die Verkehrsmittel Lkw, Bahn und Schiff als relevant für die vorliegende Betrachtung erachtet und das Verkehrsmittel Flugzeug sowie der Rohrleitungstransport nicht in die Untersuchung einbezogen (vgl. Abschnitt 1.1). Weiterhin wurde festgestellt, dass die Transportkette beziehungsweise zur Themenstellung einen Transportprozess darstellt, woraufhin im Verlauf der Arbeit von der Bewertung von Transportketten ausgegangen wird (vgl. Abschnitt 1.4.2).

Das Ziel der Arbeit bestand darin, zu zeigen wie Transportketten hinsichtlich ökologischer Gesichtspunkte zu bewerten sind, und wie dies in der Praxis einerseits im Rahmen von Fallstudien und andererseits in EDV-gestützten Bewertungstools umgesetzt wird. Die Problemstellung wurde um den ökonomischen Aspekt erweitert. Begründet wird dies mit den Bestrebungen der Europäischen Union nach einer Optimierung des Verkehrssystems, welches wirtschaftlichen, ökologischen und sozialen Ansprüchen dauerhaft genügen soll. Es ist also beabsichtigt eine europäische Verkehrspolitik zu implementieren, die sich an dem Konzept der Nachhaltigen Entwicklung orientiert. Somit müssen bezüglich der Transportbewertung, neben ökologischen und sozialen Gesichtspunkten, auch ökonomische Aspekte betrachtet werden (vgl. Abschnitt 1.2). Weiterhin wird anhand einer Studie gezeigt, dass eine am Konzept der Nachhaltigkeit ausgerichtete Verkehrspolitik zu einer positiven Entwicklung der Wirtschaft sowie zur Verbesserung der Beschäftigungslage führen kann. Voraussetzung hierfür ist jedoch eine Strategie, in der restriktive Maßnahmen und Anreize zur technologischen Entwicklung gleichermaßen verfolgt werden (vgl. Abschnitt 1.3).

In einem ersten Schritt der Transportbewertung wurden Modellverfahren identifiziert, die sich grundsätzlich für die ökologische Bewertung von Transportketten eignen. Aus einer Evaluierung und Auswahl der betrachteten Modellverfahren ging die Ökobilanzierung als das am besten geeignete Verfahren hervor. In der Ökobilanzierung werden nicht nur die Umweltwirkungen von Transportprozessen einer speziellen Transportkette erfasst, sondern auch die Umweltwirkungen des gesamten Lebenszyklus der eingesetzten Verkehrsmittel von der Produktion über die Nutzung bis hin zur Entsorgung sowie alle Umweltwirkungen, welche mit der Extraktion und Bereitstellung der benötigten Treibstoffe in Verbindung stehen (vgl. Abschnitt 2.1).

Im zweiten Schritt wurden die für die Transportbewertung relevanten Umweltwirkungen erfasst und deren Konsequenzen für den Menschen, die Tier- und Pflanzenwelt sowie für Bauwerke beschrieben. Die Umwelteinflüsse des Verkehrs gliedern sich in physische Umweltwirkungen und atmosphärische Emissionen. Als physische Umwelteinflüsse werden in dieser Arbeit Lärm und Erschütterungen, Unfälle, Staus, Ökologische Trennwirkung beziehungsweise Flächenverbrauch und -versiegelung und die damit verbundene Abwasserentstehung sowie dem daraus folgenden Eintrag von Schwermetallen und Salzen bezeichnet. Hinsichtlich der atmosphärischen Emissionen sind Stickoxide ( $\text{NO}_x$ ), Schwefeldioxid ( $\text{SO}_2$ ), flüchtige organische Verbindungen (VOC), Staub und Rußpartikel, Ozon ( $\text{O}_3$ ), Kohlenmonoxid (CO) sowie Kohlendioxid ( $\text{CO}_2$ ) elementar für die ökologische Transportbewertung (vgl. Abschnitt 2.2).

Neben den ökologischen Bewertungskriterien müssen, wie bereits erwähnt, auch ökonomische Kriterien in die Bewertung einfließen. Die ökonomischen Bewertungskriterien wurden sowohl aus theoretisch als auch empirisch fundierten Erkenntnissen abgeleitet. Hierbei lassen sich drei Arten von Bewertungskriterien feststellen. Dabei handelt es sich um Zeitkriterien, Kostenkriterien und Qualitätskriterien. Zu den Zeitkriterien zählen die Transportdauer, die sich aus der Fahrzeit, der Umschlagszeit, der Abfertigungszeit und der Wartezeit zusammensetzt, sowie die Verlässlichkeit und die Häufigkeit, also die Anzahl der Transporte pro Zeiteinheit zwischen einer Quelle und einem Ziel. Die Kostenkriterien setzen sich aus Einzelkosten, wie Fahrerpersonalkosten oder Fahrzeugeinsatzkosten, und Gemeinkosten, wie beispielsweise Verwaltungskosten zusammen. Die Qualitätskriterien werden bestimmt durch die Sicherheit, den Service, wie beispielsweise die Sendungsverfolgung oder die Bedingungen für das Fahrpersonal, sowie durch die Kapazitätsflexibilität (vgl. Kapitel 3).

Ein weiterer wichtiger Punkt der Transportbewertung stellt die Berücksichtigung technischer Parameter, wie die Fahrzeugtechnik, das Fahrmuster, der Auslastungsgrad oder das Zulässige Gesamtgewicht beim Lkw, die Traktionsart, die Zuggattung, der Lokomotivtyp, der Waggon-typ und ebenfalls der Auslastungsgrad und das Fahrmuster beim Bahntransport dar. In der Schifffahrt spielt auch der Auslastungsgrad eine wichtige Rolle, aber ebenso Parameter wie die Motortechnik und die Strömungsverhältnisse. Exemplarisch belegt wird die Bedeutung der technischen Parameter mit dem Einfluss der Lkw-Größenklasse, also dem Zulässigen Gesamtgewicht. Hier beträgt beispielsweise die Abweichung des  $\text{NO}_x$ -Emissionsfaktors bei einer Auslastung von 50 Prozent zwischen einem Lkw mit mehr als 32 Tonnen Gesamtgewicht und einem Lkw mit mehr als 7,5 Tonnen Gesamtgewicht bis zu 130 Prozent. Um Emissionen richtig berechnen zu können, müssen die technischen Parameter so detailliert wie möglich in die Bewertung einfließen (vgl. Abschnitt 4.1).

Als letzten Schritt zu einem integrierten Bewertungsansatz für Transportketten, welcher alle drei Dimensionen der Nachhaltigkeit in sich vereint, muss eine Monetarisierung der Umweltwirkungen vorgenommen werden, um schließlich eine Bewertungsgrundlage zu liefern, die sich in einer Einheit ausdrücken lässt - in Geldeinheiten. Die Bewertung der externen durch den Verkehr verursachten Kosten erwies sich jedoch als problematisch. Es existieren zwar Methoden wie der Wirkungspfadansatz, oder auch Impact-Pathway-Methode genannt, dennoch gestaltet sich die Ermittlung der Kosten durch Umweltschäden in der Praxis schwierig. Die aktuell zur Verfügung stehenden wissenschaftlichen Möglichkeiten liefern noch zu breit gestreute Ergebnisse. Beispielsweise schwanken Studien zufolge die Werte für die externen Kosten einer Tonne emittierten Kohlendioxids zwischen 19 und 135 Euro je Tonne CO<sub>2</sub> (vgl. Abschnitt 4.2). Nach Meinung des Autors kommt in der Literatur neben der Diskussion der Internalisierung externer Kosten der Aspekt der Externalisierung internen (volkswirtschaftlichen) Nutzens zu kurz. Dabei handelt es sich um positive externe Effekte wie beispielsweise die Schaffung oder Erhaltung von Arbeitsplätzen im Straßenbau beziehungsweise im Gleisbau, der Zusammenhang von Verkehrsaufkommen auf der Autobahn und der Umsätze an Raststätten, oder der Zusammenhang zwischen dem Fahrzeugbestand und Umsätzen bei Dienstleistern rund um Straßenfahrzeuge, wie Tankstellen, Waschanlagen oder Werkstätten.

Aus den gewonnenen Erkenntnissen hinsichtlich der Modellverfahren zur ökologischen Bewertung von Transportketten, relevanter Umweltwirkungen, ökonomischer Kriterien, technischer Parameter sowie der Monetarisierung schädlicher Umwelteinflüsse des Verkehrs konnte ein integrierter Bewertungsansatz im Sinne der Nachhaltigen Entwicklung abgeleitet werden. Dieser Bewertungsansatz ist jedoch als ein Idealmodell zu sehen. Für die Praxis vermutet der Autor Probleme mit der Erhebung und stetigen Aktualisierung der erforderlichen Datenkomplexität und -qualität, die dieser Bewertungsansatz voraussetzt. Dennoch wurde dieser Ansatz im abschließenden Kapitel dazu verwendet, um zu analysieren, wie nahe Fallstudien zu Transportketten sowie EDV-gestützte Bewertungstools dem Idealmodell kommen. Es galt bezüglich der Fallstudien und Softwaretools zu zeigen, an welcher Bewertungsmethodik sie sich orientieren, ob alle ökologisch relevanten Umweltwirkungen berücksichtigt werden, ob eine ökonomische Betrachtung erfolgt, und ob es zu einer Zusammenführung der ökologischen und ökonomischen Bewertungen kommt und dabei die technischen Parameter berücksichtigt werden (vgl. Abschnitt 4.3).

Die Literaturrecherchen ergaben insgesamt eine Anzahl von 56 Studien. Dabei erwiesen sich 13 Studien (vgl. Tabelle 28) als themenrelevant, da sie sich explizit mit der Bewertung von Transportketten an Fallbeispielen beschäftigten. Die ferner ermittelten Studien wurden entweder der Rubrik „Szenarien, Prognosen, Volkswirtschaftliche Studien“ oder der Rubrik „Studien zu externen Kosten des Verkehrs“ zugeordnet, jedoch nicht weiter betrachtet. Bei der Analyse stellte sich heraus, dass sich der Großteil der Studien auf Relationen, die über Transportalternativen der Straße und der Schiene verfügen, beschränkt. Darüber hinaus kristallisierten sich jedoch nur drei von dreizehn Studien heraus, welche annähernd sämtliche als relevant angesehen Umweltwirkungen in die Betrachtungen einbezogen. Die restlichen Studien konzentrierten sich entweder auf die Erhebung der atmosphärischen Emissionen (6 von 13) oder ausschließlich auf die CO<sub>2</sub>-Emissionen (3 von 13). Weiterhin konnte nur für drei von dreizehn Fallstudien die Anwendung einer kompletten Lebenszyklusbetrachtung nach dem

Muster der Ökobilanzierung festgestellt werden. Aufgrund abweichender Untersuchungsdesigns mit unterschiedlichen Referenzstrecken, Datengrundlagen und Untersuchungsgegenständen, was die Wahl der Verkehrsmittel und der betrachteten Umweltwirkungen betrifft, lassen sich zudem nur schwer die Ergebnisse dieser Fallstudien verallgemeinern. Einige generelle Aussagen können dennoch gemacht werden. So kann zum einen eine ökologische und auch gesamtwirtschaftliche Vorteilhaftigkeit der Bahn und des Schiffes respektive des Binnenschiffes gegen über dem Straßentransport abgeleitet werden, wobei die Bahn in Vergleichen mit dem Wassertransport stets in ökologischer Hinsicht vorteilhafter ist. Andererseits kann dies nur für lange Transportwege angenommen werden. Unterschiedliche Untersuchungen kommen diesbezüglich zu der Schlussfolgerung, dass der Lkw bis zu 100 km beziehungsweise bis zu 500 km das umweltverträglichste Verkehrsmittel darstellt. Dies gilt es jedoch stets von Einzelfall zu Einzelfall zu überprüfen (vgl. Abschnitt 5.1).

Die Analyse der Softwaretools zur Evaluierung von Transportketten anhand des eigens entwickelten Bewertungsansatzes kommt zu dem Schluss, dass in der Praxis Softwaretools existieren, die eine ökologische Bewertung von Transportketten zumindest hinsichtlich der atmosphärischen Emissionen ermöglichen. Die Konzeptionen der Bewertungstools beinhalten jedoch nur in Einzelfällen Umweltwirkungen wie Staus, Unfälle, Lärmemissionen und Flächenverbrauch. Auch die Monetarisierung der Umweltwirkungen wird lediglich von GEMIS und SimaPro unterstützt. Daher ist es nur mit diesen Softwaretools möglich, zusammen mit der ökonomischen Bewertung eine gesamtwirtschaftliche Entscheidungsgrundlage zur Beurteilung von der Vorteilhaftigkeit betrachteter Transportalternativen zu geben. Abschließend wurde festgestellt, dass die analysierten Bewertungstools keinesfalls unabhängig voneinander existieren. Die Untersuchung zeigt eine Vernetzung einiger Softwaretools zur Bewertung von Transportketten untereinander beziehungsweise mit den Datenbasen und Datenbanken (vgl. Abschnitt 5.2). Eine zusätzliche Problematik der Transportbewertung wurde in Form der Validität der Daten der verschiedenen Softwaretools beziehungsweise Datenbasen festgestellt. Mittels einer Untersuchung ausgewählter Bewertungsinstrumente wurde deutlich, dass sich die Ergebnisse jener Bewertungsinstrumente hinsichtlich der spezifischen Emissionen in Gramm pro Tkm deutlich voneinander unterscheiden. Während beispielsweise der Referenzwert, welcher aus der TREMOD-Datenbank stammt, bei Kohlendioxid bei 83g/Tkm liegt, variieren die Werte der anderen Softwaretools beziehungsweise Datenbasen zwischen -9 und +19 Prozent. Dieses Beispiel zeigt, dass sich bei der Berechnung einer Verkehrsleistung mit zu Hilfenahme verschiedener Datengrundlagen oder Softwaretools abweichende Ergebnisse ergeben könnten, die demzufolge in Einzelfällen zu unterschiedlichen Entscheidungen führen (vgl. Abschnitt 5.3).

Zusammenfassend lässt sich feststellen, dass es der bisherige Forschungsstand bereits erlaubt, die durch den Verkehr verursachten Umweltwirkungen und die mit dem Transport verbundenen ökonomischen Daten zu erheben und zuzuordnen. Wesentlich komplexer gestaltet sich hingegen die Monetarisierung von Umweltwirkungen, da Umweltbelastungen oft keinen Marktmechanismen unterliegen und sich so kein Preis für die einzelnen Auswirkungen des Verkehrs auf die Umwelt bildet. Dies erschwert auch die Bewertung von Transportketten im Sinne einer Nachhaltigen Entwicklung. Hieraus leitet der Autor einerseits einen Forschungs-

bedarf hinsichtlich der Monetarisierung externer Effekte des Verkehrs ab, da es auf diesem Gebiet große Bandbreiten an monetären Bewertungen für Umweltwirkungen existieren. Darin wird auch ein möglicher Grund gesehen, weshalb die Monetarisierung von Umweltwirkungen des Verkehrs in den betrachteten Fallstudien und Bewertungsinstrumenten selten Berücksichtigung finden. Andererseits leitet der Autor einen Handlungsbedarf für Politik und Wirtschaft ab, die Rahmenbedingungen zu schaffen, welche es ermöglichen externe Kosten des Verkehrs zu internalisieren und verursachergerecht anzulasten.



## Anhang

	Externe Kosten des Verkehrs				
	BIP (in Mrd. Euro)	Bevölkerung (in Tsd.)	Gesamt (in Mrd. Euro)	Anteil am BIP (in %)	pro Kopf (in Euro)*
Belgien	248,34	10.239	24,48	9,86	2.390,76
Dänemark	176,49	5.330	11,90	6,74	2.232,27
Deutschland	2.025,53	82.164	165,41	8,17	2.013,14
Finnland	131,67	5.171	7,26	5,51	1.403,40
Frankreich	1.404,78	59.226	97,00	6,90	1.637,71
Griechenland	122,99	10.543	14,46	11,76	1.371,43
Großbritannien	1.547,90	59.623	114,73	7,41	1.924,21
Irland	103,47	3.777	7,17	6,93	1.897,80
Italien	1.165,68	57.680	95,24	8,17	1.651,14
Luxemburg	20,93	436	1,57	7,48	3.591,74
Niederlande	401,09	15.864	34,73	8,66	2.189,30
Österreich	204,84	8.103	17,80	8,69	2.196,35
Portugal	115,26	9.998	13,38	11,61	1.338,57
Schweden	246,62	8.861	14,45	5,86	1.630,40
Spanien	608,79	39.442	62,04	10,19	1.572,97
EU 15	8.524,38	376.457	681,59	8,00	1.810,55

\*eigene Berechnung

Tabelle 42: Vergleich der externen Kosten der Europäischen Union 15  
(in Anlehnung an: RAMOS, D. H. (2004), S. 263)

	<b>Straße</b>	<b>Schiene</b>	<b>Binnenschifffahrt</b>	<b>Pipelines</b>
<b>Belgien</b>	70,0 %	12,9 %	14,3 %	2,8 %
<b>Tschechien</b>	70,7 %	25,6 %	0,9 %	2,8 %
<b>Dänemark</b>	74,1 %	7,7 %	-	18,2 %
<b>Deutschland</b>	69,7 %	14,5 %	12,8 %	3,0 %
<b>Estland</b>	31,3 %	68,7 %	-	-
<b>Griechenland</b>	98,1 %	1,9 %	-	-
<b>Spanien</b>	89,3 %	6,4 %	-	4,3 %
<b>Frankreich</b>	77,8 %	14,0 %	2,3 %	5,8 %
<b>Irland</b>	96,1 %	3,9 %	- %	-
<b>Italien</b>	86,3 %	9,1 %	0,1 %	4,5 %
<b>Zypern</b>	100,0 %	-	-	-
<b>Lettland</b>	22,4 %	54,7 %	-	22,9 %
<b>Litauen</b>	42,2 %	38,5 %	-	19,3 %
<b>Luxemburg</b>	77,3 %	15,2 %	7,5 %	-
<b>Ungarn</b>	59,9 %	27,2 %	5,8 %	7,1 %
<b>Malta</b>	100,0 %	-	-	-
<b>Niederlande</b>	44,9 %	4,4 %	44,2 %	6,5 %
<b>Österreich</b>	51,3 %	29,7 %	4,9 %	14,0 %
<b>Polen</b>	52,1 %	32,5 %	0,8 %	14,6 %
<b>Portugal</b>	87,0 %	13,0 %	-	-
<b>Slowenien</b>	59,8 %	40,2 %	- %	-
<b>Slowakei</b>	66,4 %	30,8 %	2,8 %	
<b>Finnland</b>	74,4 %	24,8 %	0,8 %	-
<b>Schweden</b>	62,6 %	37,4 %	-	-
<b>Großbritannien</b>	84,1 %	10,0 %	0,1 %	5,8 %
<b>EU 25</b>	<b>72,2 %</b>	16,3 %	6,0 %	5,6 %
<b>EU 15</b>	<b>75,5 %</b>	12,9 %	6,9 %	4,6 %

Tabelle 43: Modal Split des Güterverkehrs in der EU 25 im Jahr 2002

(Quelle: EU-KOMMISSION (2004), S. 38)

	Straße		Schiene		Binnen- schifffahrt		Pipelines		Total	
	abs.	rel.	abs.	rel.	abs.	rel.	abs.	rel.	abs.	rel.
<b>1970</b>	602	22,4 %	1.117	41,5 %	343	12,8 %	629	23,4 %	<b>2.691</b>	100 %
<b>1980</b>	810	23,6 %	1.342	39,1 %	422	12,3 %	859	25,0 %	<b>3.433</b>	100 %
<b>1985</b>	891	26,2 %	1.280	37,6 %	410	12,0 %	824	24,2 %	<b>3.405</b>	100 %
<b>1990</b>	1.073	27,2 %	1.510	38,2 %	516	13,1 %	853	21,6 %	<b>3.951</b>	100 %
<b>1995</b>	1.345	28,8 %	1.906	40,9 %	534	11,5 %	878	18,8 %	<b>4.663</b>	100 %
<b>1996</b>	1.423	29,4 %	1.985	41,1 %	518	10,7 %	906	18,8 %	<b>4.832</b>	100 %
<b>1997</b>	1.458	30,0 %	1.974	40,7 %	520	10,7 %	901	18,6 %	<b>4.853</b>	100 %
<b>1998</b>	1.499	30,4 %	2.010	40,7 %	521	10,5 %	905	18,3 %	<b>4.935</b>	100 %
<b>1999</b>	1.546	30,5 %	2.093	41,3 %	528	10,4 %	902	17,8 %	<b>5.069</b>	100 %
<b>2000</b>	1.568	30,9 %	2.140	42,2 %	526	10,4 %	843	16,6 %	<b>5.077</b>	100 %
<b>2001</b>	1.534	30,3 %	2.183	43,1 %	505	10,0 %	841	16,6 %	<b>5.064</b>	100 %
<b>1990-01</b>	<b>+ 43,0 %</b>		<b>+ 44,6 %</b>		<b>- 2,2 %</b>		<b>- 1,4 %</b>		<b>+ 28,1 %</b>	

Absolute Angaben jeweils in 1.000 Mio. Tkm

Tabelle 44: Entwicklung des Güterverkehrs in den USA bis 2001 (ohne Seeverkehr)

(Quelle: EU-KOMMISSION (2004), S. 75)

Verantwortung	Untersuchungsraum
UMWELTBUNDESAMT; WUPPERTAL INSTITUT FÜR KLIMA, UMWELT, ENERGIE GmbH (1997)	Deutschland
BMUJF; BUWAL; ADEME (1999)	Österreich, Frankreich, Schweiz
BMUJF; BUWAL; ADEME (1997)	Österreich, Frankreich, Schweiz
IBI GROUP (1998)	Kanada
VAN WEE, B.; GEURS, K.; VAN DEN BRINK, R.; VAN DER WAARD, J. (1996)	Niederlande
RAMJERDI, F. (1997)	Norwegen
STØLAN, A.; NÆSS, M. (1996)	Norwegen
SWEDISH EPA (1996)	Schweden

Tabelle 45: Studien im Rahmen des OECD-Projektes „Environmentally Sustainable Transport (EST)“

(Quelle: OECD (1999), S. 7)

Titel	Maßnahmen	Wirkungen	Verantwortlichkeit
Weniger CO <sub>2</sub> durch Straßenverkehr: CO <sub>2</sub> -Ausstoß bei Pkw begrenzen	CO <sub>2</sub> -Grenzwerte und verbrauchsabhängige Kfz-Steuer	75 Prozent weniger Kraftstoffverbrauch und CO <sub>2</sub> -Emission	EU-Kommission und Fahrzeughersteller
Benzin verteuern, um Benzin zu sparen	Verdoppelung der Kraftstoffkosten pro gefahrenen Kilometer im Jahr 2030	Halbierung der Fahrleistung der Pkw	Bundesregierung
Kostengerechtigkeit durch fahrleistungsabhängige Schwerverkehrsabgabe	Eine Schwerverkehrsabgabe, die sich nach Fahrleistung und Umweltstandard der Lkw richtet (max. 1,25 €/km)	Reduzierung des Straßengüterverkehrs im Vergleich zu 1990 um 50 Prozent, vorausgesetzt die Bahn verbessert ihr Angebot	Bundesregierung
Fairer Wettbewerb zwischen Straße und Schiene	Neue Gleise für den Güterfernverkehr, Einsatz moderner Technik für den Personenverkehr	Versetzt die Bahn in die Lage, massiv Verkehrsleistungen der Straße zu übernehmen	Bund, Länder, Bahn
Verkehrsberuhigung für alle	Tempo 30 in der Stadt, veränderte Straßenraumaufteilung zugunsten von Fußgängern, Fahrradfahrern und öffentlichen Verkehrsmitteln, lokale Verbote für Kraftfahrzeuge, Bevorzugung von umweltfreundlichen Verkehrsträgern	8 Prozent weniger Verkehrsaufkommen in der Stadt, weniger Lärm und weniger Unfälle	In erster Linie die Kommunen. Die Bundesregierung für die Einführung der flächendeckenden Tempo 30-Regelung
Mobil sein ohne Auto, den Öffentlichen Personennahverkehr attraktiver gestalten	Flächendeckende Angebote des ÖPNV sowie kurze Taktzeiten und transparente Tarifgestaltung	Individualverkehr auf ÖPNV verlagern	Länder, Kommunen, Verkehrsbetriebe
Die Bahn mit Service	Aufbau bahneigener Service- und Logistikzentren, Verbesserung der Schnittstellen zwischen Schiene und Straße	Über die Wirkungen lassen sich derzeit keine Aussagen treffen	Bund und Bahn
Globale Wirtschaft - lokale Wirtschaft	Förderung regionaler Wirtschaftskreisläufe	Verringerung des Straßengüterverkehrs um fünf Prozent	EU, Bund, Länder
Naherholung statt Fernreise	Verstärkte Ausweisung von Naturschutzgebieten, Sicherung verkehrsarmer Ausflugsziele in Ballungsräumen	Erhöhung der Attraktivität der Naherholung	Bund, Länder, Gemeinden, Fremdenverkehrsämter
Verdichten statt Streuen, verkehrsarme Siedlungsstrukturen	Integrierte Raum- und Verkehrsplanung, Verbesserung der regionalen Kooperation, Abgaben auf den Flächenverbrauch und Parkplatz-Steuer	Abnahme der Verkehrsleistungen um zehn bis 15 Prozent	Bund, Kommunen, Verkehrsbetriebe
Sonne, Wind und Wasser, die Stromquellen der Zukunft	CO <sub>2</sub> -abhängige Energiesteuer	Minderung des CO <sub>2</sub> -Ausstoßes um mehr als 80 Prozent, die Hälfte des erzeugten Stroms wird aus erneuerbaren Energieträgern gewonnen	der Bund
Lärminderung	Senkung der Lärmgrenzwerte für neue Verkehrswege und Fahrzeuge, Einführung von Lärmgrenzwerten für bestehende Verkehrswege, geräuscharme Straßenbeläge und Schienen, passiver Schallschutz, Verkehrsberuhigung	Reduzierung des Lärmpegels innerörtlich um 16 bis 18 dB(A)	Bund, EU für Grenzwerte, Kommunen für verkehrsregulierende Maßnahmen
Emissionsgrenzwerte für neue Flugzeuge	Einführung von Emissionsgrenzwerten sowie eine neue Zertifizierungsmethodik für Triebwerke in Abhängigkeit von Transportleistung und Flughöhe, Nachrüstungsprogramme für alte Maschinen, verschärfte Lärmgrenzwerte	Emissionsminderung von NO <sub>x</sub> um 70 Prozent und von CO <sub>2</sub> um 50 Prozent im Vergleich zu heutigen Werten	Bund, EU, Internationale Staatengemeinschaft, Internationale Organisation für den zivilen Luftverkehr (ICAO)
Ökonomische Maßnahmen	Erhebung einer Mineralöl- und Mehrwertsteuer für alle industrialisierten Länder, streckenbezogene Emissionsabgaben, emissionsabhängige Start- und Landegebühren, Optimierungen in der Organisation des Flugverkehrs	Zunahme der geflogenen Personenkilometer wird gebremst, die Emissionen pro Personenkilometer sinken	Bund, EU, Internationale Staatengemeinschaft, Internationale Organisation für den zivilen Luftverkehr (ICAO)
Handelbare Emissionszertifikate	Handelbare Emissionszertifikate	Einhaltung der CO <sub>2</sub> -Zielvorgaben	Bund, EU, Internationale Staatengemeinschaft, Internationale Organisation für den zivilen Luftverkehr (ICAO)

Tabelle 46: Maßnahmen für einen dauerhaft umweltgerechten Verkehr

(in Anlehnung an: UMWELTBUNDESAMT (2001), S. 22-48)

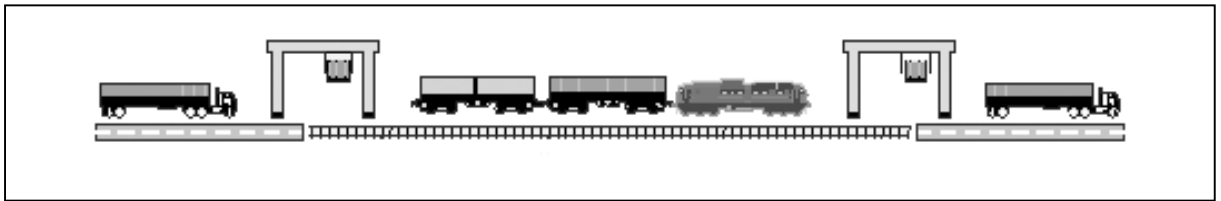


Abbildung 12: Unbegleiteter Kombiniertes Ladungsverkehr

(Quelle: INTERNATIONALE VEREINIGUNG DER GESELLSCHAFTEN FÜR DEN KOMBINIERTEN VERKEHR  
SCHIENE-STRASSE (UIC) (2003), S. 4)

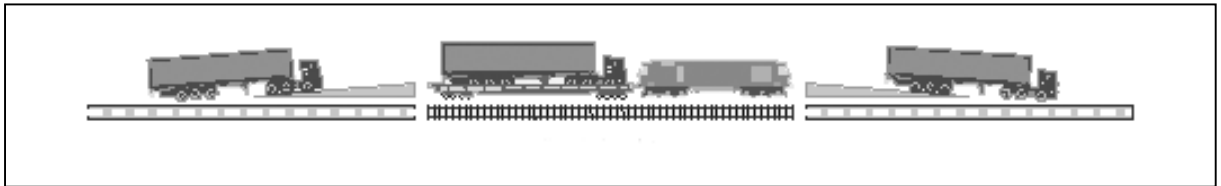


Abbildung 13: Rollende Landstraße

(Quelle: INTERNATIONALE VEREINIGUNG DER GESELLSCHAFTEN FÜR DEN KOMBINIERTEN VERKEHR  
SCHIENE-STRASSE (UIC) (2003), S. 4)

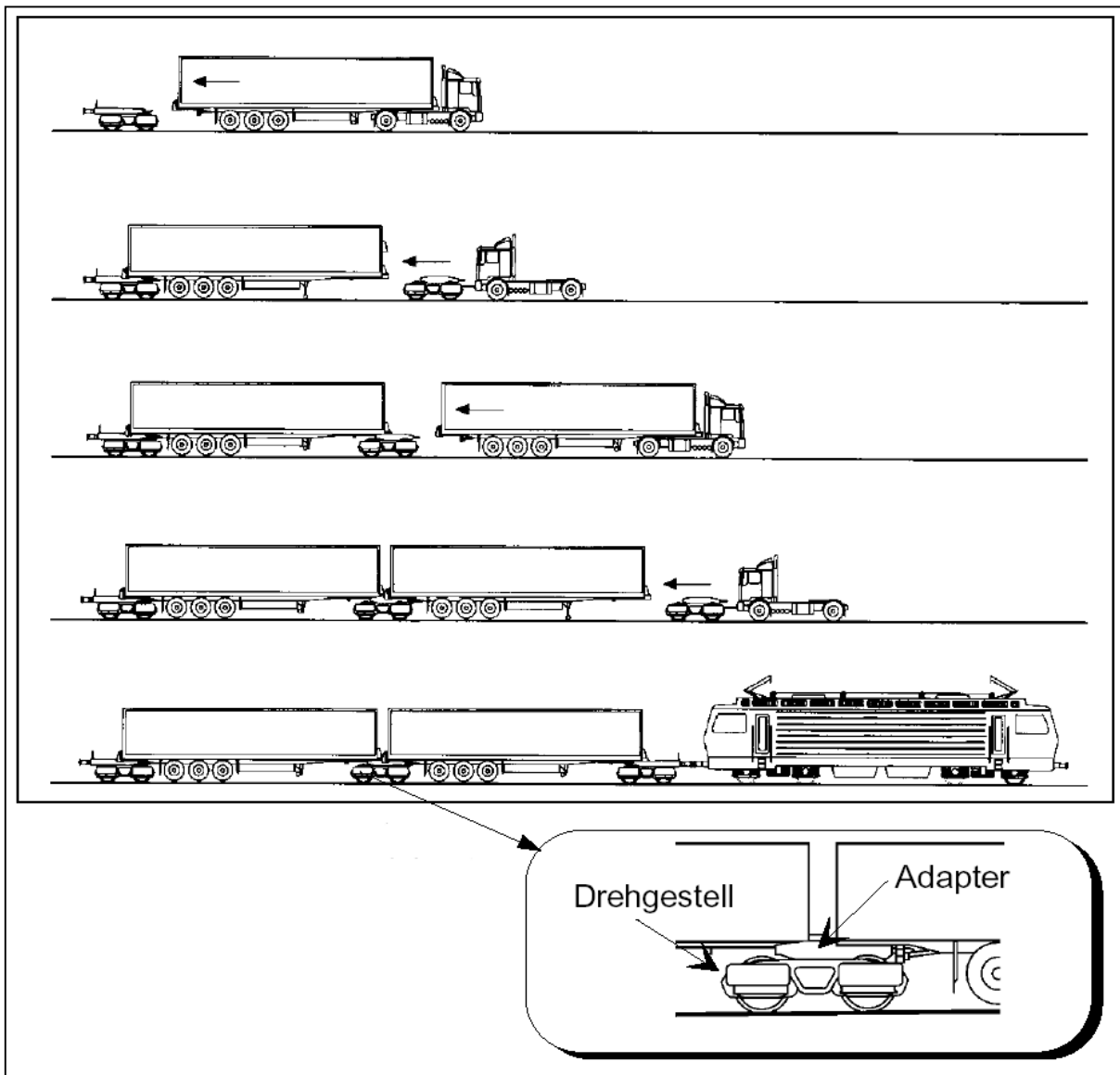


Abbildung 14: Bimodales System Kombirail

(Quelle: DORMANN, S. (1995), S. 3)

**Datenquelle**

- WebOpac der Sächsischen Landesbibliothek - Staats- und Universitätsbibliothek Dresden
- EBSCO HOST Research Databases
- Karlsruher Virtueller Katalog
- www.sciencedirect.com
- www.elsevier.com
- Litarat Lehrstuhl Betriebliche Umweltökonomie
- Literatur Datenbank Umweöko
- Homepage Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit (BMU)
- Homepage Umweltbundesamt
- www.wiso-net.de
- Hochschulschriftenserver HSSS der Sächsischen Landesbibliothek - Staats- und Universitätsbibliothek Dresden
- www.google.de

**Suchbegriffe**

- Bewertung von Transportketten
- Bewertung von Transportprozessen
- Bewertungstools Transport
- Bewertungsverfahren ökologische Transportkette
- Bewertungsverfahren Transport
- Bewertungsverfahren Transportkette
- Ecological Assessment
- Ecological Transport
- Ecological Transport Evaluation
- Ecological Valuation
- Evaluation Tools Transport
- External Costs of Transport
- Externe Kosten des Verkehrs
- Fallstudien Transportketten
- Fallstudien Transportketten/ -prozesse
- Kombiniertes Verkehr
- Life Cycle Assessment Transport
- Nachhaltigkeit
- Ökologische Bewertung von Transport
- Ökologische Bewertung von Transportketten
- Ökologische Bewertung von Transportprozessen
- Ökologische Transportketten
- Ökologische Transportprozesse
- Software Tools Transportketten
- Software Tools Transportprozesse
- Studien zur Transport Bewertung
- Studien zur Transportbewertung
- Supply Chain Ecological Evaluation
- Supply Chain Evaluation
- Transport
- Transport Assessment
- Transport Evaluation
- Transport Evaluation Software Tools
- Transport Evaluation Studies
- Transport Process Evaluation
- Transport und Bewertung
- Transport und Umwelt
- Transportbewertung
- Transportevaluation
- Transportketten
- Transportkettenbewertung
- Transport process
- Transportprozessbewertung
- Transportprozesse
- Transportprozesse und Bewertung
- Umweltverträglichkeit von Transportketten

Tabelle 47: Verwendete Datenquellen und Suchwörter

(eigene Darstellung)

Verfasser	Titel
<b>Studien zur Bewertung von Transportketten</b>	
1. BAHN-UMWELTZENTRUM (2001)	Railways and Environment - Contribution to Sustainable Mobility, Berlin 2001.
2. BENZ, M. (1999)	Umweltverträglichkeit von Transportketten, Diss. Berlin 1999.
3. BUND FÜR UMWELT UND NATUR-SCHUTZ DEUTSCHLAND (2001):	Hintergrundpapier Binnenschifffahrt, Überarbeitete Neuauflage, Berlin 2001.
4. DORMANN, S. (1995)	Herausforderung Bimodal. Abstrakt zur Diplomarbeit "Ökologische und ökonomische Gesamtbetrachtung temperaturgeführter Lebensmitteltransporte". Online im Internet. < <a href="http://www.usf.uos.de/~sabine/abstrakt5.pdf">http://www.usf.uos.de/~sabine/abstrakt5.pdf</a> >, Stand 1995, Abfrage 31-01-2006.
5. ECORYS; METTLE (2005)	Charging and pricing in the area of inland waterways. Practical guideline for realistic transport pricing, Final report, Rotterdam 2005:
6. FONGER, M. (1993)	Gesamtwirtschaftlicher Effizienzvergleich alternativer Transportketten. Eine Analyse unter besonderer Berücksichtigung des multimodalen Verkehrs Schiene-/Straße, Göttingen 1993.
7. IFEU (1999)	Mobilitäts-Bilanz für Personen und Güter, Heidelberg 1999.
8. IFEU; STUDIENGESELLSCHAFT FÜR DEN KOMBINIERTEN VERKEHR e.V. (2002)	Comparative Analysis of Energy Consumption and CO <sub>2</sub> -Emissions of Road Transport and Combined Transport Road/Rail. Final Report, Heidelberg 2002.
9. INTERNATIONALE VEREINIGUNG DER GESELLSCHAFTEN FÜR DEN KOMBINIERTEN VERKEHR SCHIENE-STRASSE (UIRR) (2003)	CO <sub>2</sub> -Reduzierung durch Kombinierten Verkehr, Kurzfassung, Brüssel 2003.
10. INTRAPLAN (1996)	Gesamtwirtschaftliche Bewertung der Rollenden Landstraße Dresden-Lobositz, München 1996.
11. LEMKE, A. (1998)	Ökoprofil als Bewertungsmodell für die Transportlogistik, Berlin 1998.
12. SCHULZ, J. (1996)	Bewertung des Güterfernverkehrs auf Straße und Schiene. Vergleich von Transportqualität und Energieverbrauch bei ausgewählten Transportketten auf Straße, Schiene und im Kombinierten Verkehr, Frankfurt 1996.
13. SWINARSKI, B. (2005)	Bewertung see- und landgestützter Transportketten im Ostseeraum. Wirtschaftliche und umweltbezogene Aspekte, Diss. Hamburg 2005.
<b>Studien zu externen Kosten des Verkehrs</b>	
14. ALEXANDERSSON, A. et al (1993):	Exhaust Gas Emissions from Sea Transportation, TFB report 1993:1, Stockholm 1993.
15. BICKEL, P.; SCHMID, S. (2002)	Unification of accounts and marginal costs for Transport Efficiency. Marginal Cost Case Study 9e. Inter-Urban Road and Rail Case Studies Germany, Stuttgart 2002.
16. BUNDESAMT FÜR UMWELT, WALD UND LANDSCHAFT (1997):	Kombiniertes Road Pricing-/ Parkplatzabgaben-System für die Stadt Bern. Projekt im Rahmen des europäischen Forschungsprogramms COST 616/ CITAIR, Bern 1997.
17. DE NOCKER, L.; PANIS, L. I.; TORFS, R. (1998)	ExternE: A European Accounting Framework for Life Cycle Impact Assessment and External Costs of Transport, Mol 1998.
18. DOGS, E.; PLATZ, H. (1991)	Externe Kosten des Verkehrs - Schiene, Straße, Binnenschifffahrt, Essen 1991.
19. FERROVIE DELLO STATO; AMICI DELLA TERRA (2002)	The environmental and social costs of mobility in Italy, Rom 2002.
20. FORKENBROCK, D. J. (2001)	Comparison of external costs of rail and truck freight transportation, In: Transportation Research, Part A: Policy and Practice, 35. Jg, 2001, Heft 4, S. 321-337.
21. FRIEDRICH, R. (2001)	External costs of energy conversion - improvement of the ExternE methodology and assessment of energy-related transport externalities, Stuttgart 2001.
22. FRIEDRICH, R.; BICKEL, P. (2001)	Environmental External Costs of Transport, Berlin 2001.
23. GÜHNEMANN, A. (1999)	SEA and Sustainable Development. OECD/ECMT Conference on Strategic Environmental Assessment for Transport, Warschau 1999.
24. HUCKESTEIN, B.; VERRON, H. (1996)	Externe Effekte des Verkehrs in Deutschland, In: Umweltbundesamt (Hrsg.): Mobilität um jeden Preis? Expertenworkshop zu den externen Kosten des Verkehrs und den Möglichkeiten sie zu verringern, UBA-Texte 66/96, Berlin 1996.
25. INFRAS; IWW (2000)	External Costs of Transport. Accident, Environmental and Congestion Costs in Western Europe, Zürich 2000.



26. INFRAS; IWW (2004)	Externe Kosten des Verkehrs. Aktualisierungsstudie - Zusammenfassung, Zürich Oktober 2004.
27. RAMOS, D. H. (2004):	La Estimacion de Costes Externos del Transporte, Una Aplicacion para Euskadi, In: <i>Ekonomiaz</i> , 57. Jg, 2004, Heft 3, S. 240-267.
28. SCHMID, S. A. (2005)	Externe Kosten des Verkehrs: Grenz- und Gesamtkosten durch Luftschadstoffe und Lärm in Deutschland, Diss. Stuttgart 2005.
<b>Szenarien, Prognosen, Volkswirtschaftliche Studien</b>	
29. BMUJF; BUWAL; ADEME (1997)	Preliminary Study on Alpine Freight. In OECD (Hrsg.): <i>Environmentally Sustainable Transport. Individual project case studies for phase 2</i> , Paris 1999, S. 117-250.
30. BMUJF; BUWAL; ADEME (1999)	Synthesis report on Passenger and Freight Transport. In OECD (Hrsg.): <i>Environmentally Sustainable Transport. Individual project case studies for phase 2</i> , Paris 1999, S. 9-116.
31. BUNDESMINISTERIUM FÜR VERKEHR, BAU- UND WOHNUNGSWESEN (2001)	Verkehrsbericht 2000. Integrierte Verkehrspolitik: Unser Konzept für die Zukunft, Berlin 2000.
32. DE-AN, Q. (2000):	Vergleich der Gütertransportsysteme von China und Deutschland. Diss. Dresden 2000.
33. DIW, IFEU; IVU/HACON; UMWELTBUNDESAMT (1994)	Verminderung der Luft- und Lärmbelastungen im Güterfernverkehr 2010, Berlin 1994.
34. EUROPEAN ENVIRONMENT AGENCY (EEA) (2000)	Are we moving in the right direction? Indicators on transport and environment in the EU, Kopenhagen 2000.
35. EUROPEAN POSTGRADUATE COURSE IN ENVIRONMENTAL MANAGEMENT (EPCEM) (1998)	Shifting Freight from Road to Rail: the Potential of intermodal Transport in Europe, Leiden 1998.
36. GOTTARDI, G. (2000)	Der Wert der Zeit im Güterverkehr. Pilotstudie auf Basis des Kostenersparnisansatzes, Zürich 2000.
37. GUANGQING, C.; STONE, B. (2005)	Sustainable Transport Planning: Estimating the Ecological Footprint of Vehicle Travel in Future Years, In: <i>Journal of Urban Planning &amp; Development</i> , 131. Jg., Jahr 2005, Heft 3, S. 170-180.
38. HARRISON, D.; RADOV, D. (2005)	Economic Instruments for Reducing Ship Emissions in the European Union
39. IBI GROUP (1998)	Environmentally Sustainable Transportation Study. Quebec Windsor Corridor. In OECD (Hrsg.): <i>Environmentally Sustainable Transport. Individual project case studies for phase 2</i> , Paris 1999, S. 251-348.
40. INTERNATIONAL ENERGY AGENCY (IEA) (2001)	Saving Oil and Reducing CO <sub>2</sub> Emissions in Transport, Paris 2001
41. KRITZINGER, S.; RIEDLE, H.; ROMMERSKIRCHEN, S. (2001)	Erarbeitung von Entwürfen alternativer verkehrspolitischer Szenarien zur Verkehrsprognose 2015, Schlussbericht, Basel 2001.
42. NIJKAMP, P.; REGGIANI, A.; BOLIS, S. (1997)	European freight transport and the environment: empirical applications and scenarios, In: McKinnon, A.; Button, K.; Nijkamp, P. (Hrsg.): <i>Transport Logistics</i> , Northampton 2002, S. 412-423.
43. OECD (1996)	Pollution Prevention and Control. Environmentally Criteria for Sustainable Transport. Report on Phase 1 of the Project on Environmentally Sustainable Transport (EST), Paris 1996.
44. PEARMAN, A.; MACKIE, P.; NELLTHORP, J. (2003)	Transport Projects, Programmes and Policies. Evaluation Needs and Capabilities, Ashgate 2003.
45. PEHNT, M. (2001)	Ökologische Nachhaltigkeitspotenziale von Verkehrsmitteln und Kraftstoffen. Deutsches Zentrum für Luft- und Raumfahrt, STB-Bericht Nr. 24., Stuttgart 2001.
46. PETERSEN, R. (1998)	An Agenda 21 for the Baltic Sea region. Transport Sector Report. Berlin 1998.
47. RAMJERDI, F. (1997)	Environmentally Sustainable Transport Case Study. The Grater Oslo Area - 1. In OECD (Hrsg.): <i>Environmentally Sustainable Transport. Individual project case studies for phase 2</i> , Paris 1999, S. 481-575.
48. STØLAN, A.; NÆSS, M. (1996)	Environmentally Sustainable Transport Case Study. The Grater Oslo Area - 2. In OECD (Hrsg.): <i>Environmentally Sustainable Transport. Individual project case studies for phase 2</i> , Paris 1999, S. 481-575.
49. SWEDISH EPA (1996)	Towards an Environmentally Sustainable Transport System. In OECD (Hrsg.): <i>Environmentally Sustainable Transport. Individual project case studies for phase 2</i> , Paris 1999, S. 576-633.
50. TIMM, I. J. (1998)	Multi-Agentensysteme zur Unterstützung ökologischer Transportlogistik, In: Haasis, H.-D.; Ranze, K. C. (Hrsg.): <i>Umweltinformatik '98. Vernetzte Strukturen in Informatik, Umwelt und Wirtschaft. 12. Internationales Symposium "Informatik für den Umweltschutz" der Gesellschaft für Informatik</i> , Marburg 1998, S. 293-303.

51. TRAFICO (2000)	Verkehrs- und Umweltpolitische Bedeutung der ROLA für Österreich, Wien 2000.
52. UMWELTBUNDESAMT (2001)	Dauerhaft umweltgerechter Verkehr. Deutsche Fallstudie zum OECD Projekt „Environmentally Sustainable Transport (EST)“, Berlin 2001.
53. UMWELTBUNDESAMT (2003)	CO <sub>2</sub> -Minderung im Verkehr. Ein Sachstandsbericht des Umweltbundesamtes. Beschreibung von Maßnahmen und Aktualisierung von Potenzialen, Berlin 2003.
54. UMWELTBUNDESAMT (2005)	Energierferenzszenario 2000-2020 für Emissionsberechnungen des Umweltbundesamtes, UBA Texte 30/05, Dessau 2005.
55. UMWELTBUNDESAMT; WUPPERTAL INSTITUT FÜR KLIMA, UMWELT, ENERGIE GmbH (1997)	German Case-Study. In: OECD (Hrsg.): Environmentally Sustainable Transport. Individual project case studies for phase 2, Paris 1999, S. 349-404.
56. VAN WEE, B.; GEURS, K.; VAN DEN BRINK, R.; VAN DER WAARD, J. (1996)	Transport Scenarios for the Netherlands for 2030. In OECD (Hrsg.): Environmentally Sustainable Transport. Individual project case studies for phase 2, Paris 1999, S. 405-480.

*Tabelle 48: Übersicht recherchierter Studien zur Transportbewertung*

*(Quelle: eigene Darstellung)*

Fallstudie/ Variante	Begleitet		Unbegleitet
	Westeurop.	Osteurop.	
<b>F1 Hamburg - St. Petersburg</b>			
Kiel - St. Petersburg	2.684	1.935	1.350
Kiel - Klaipeda	2.204	1.395	1.144
Lübeck - Helsinki -	2.240	1.667	1.230
Lübeck - Riga	2.099	<b>1.316</b>	<b>935</b>
Rostock - Hanko	<b>2.077</b>	1.534	1.319
Rostock - Liepaja	2.293	1.499	1.231
Saßnitz - Klaipeda	2.352	1.488	1.323
Polen - Litauen - Lettland	<b>2.356</b>	<b>1.236</b>	
Polen - Weißrussland	2.850	1.513	
<b>F2 Hamburg - Moskau</b>			
Kiel - St. Petersburg	3.340	2.280	1.702
Kiel - Klaipeda	2.633	1.642	1.396
Lübeck - Helsinki	3.028	2.073	1.647
Lübeck - Riga	<b>2.443</b>	<b>1.496</b>	<b>1.119</b>
Rostock - Hanko	2.934	1.972	1.769
Rostock - Liepaja	2.744	1.729	1.467
Saßnitz - Klaipeda	2.781	1.735	1.575
Polen - Weißrussland	<b>2.617</b>	<b>1.393</b>	
<b>F3 Hamburg - Vilnius</b>			
Kiel - Klaipeda	<b>1.385</b>	<b>983</b>	719
Lübeck - Riga	1.622	1.078	<b>689</b>
Rostock - Liepaja	1.725	1.214	937
Saßnitz - Klaipeda	1.534	1.076	898
Polen	<b>1.481</b>	<b>792</b>	
<b>F4 Köln - St. Petersburg</b>			
Kiel - St. Petersburg	3.031	2.146	1.697
Kiel - Klaipeda	2.551	1.605	1.491
Lübeck - Helsinki -	2.592	1.881	1.582
Lübeck - Riga	2.450	<b>1.529</b>	<b>1.286</b>
Rostock - Hanko	<b>2.424</b>	1.738	1.666
Rostock - Liepaja	2.640	1.704	1.578
Saßnitz - Klaipeda	2.763	1.729	1.734
Polen - Litauen - Lettland	<b>2.692</b>	<b>1.424</b>	
Polen - Weißrussland	3.072	1.647	
<b>F5 Köln - Moskau</b>			
Kiel - St. Petersburg	3.687	2.490	2.050
Kiel - Klaipeda	2.980	1.853	1.744
Lübeck - Helsinki	3.380	2.287	1.999
Lübeck - Riga	<b>2.794</b>	<b>1.709</b>	<b>1.470</b>
Rostock - Hanko	3.280	2.177	2.116
Rostock - Liepaja	3.090	1.933	1.814
Saßnitz - Klaipeda	3.192	1.977	1.986
Polen - Weißrussland	<b>2.898</b>	<b>1.555</b>	

<b>F6 Köln - Vilnius</b>			
Kiel - Klaipeda	<b>1.733</b>	<b>1.194</b>	1.066
Lübeck - Riga	1.973	1.291	<b>1.041</b>
Rostock - Liepaja	2.072	1.418	1.283
Saßnitz - Klaipeda	1.945	1.317	1.309
Polen	<b>1.689</b>	<b>919</b>	
<b>F7 Stuttgart - St. Petersburg</b>			
Kiel - St. Petersburg	3.299	2.297	1.965
Kiel - Klaipeda	2.818	1.757	1.759
Lübeck - Helsinki -	2.777	1.993	1.786
Lübeck - Riga	<b>2.637</b>	<b>1.641</b>	<b>1.473</b>
Rostock - Hanko	2.770	1.932	2.012
Rostock - Liepaja	2.986	1.898	1.924
Saßnitz - Klaipeda	3.028	1.879	1.999
Polen - Litauen - Lettland	<b>2.659</b>	<b>1.404</b>	
Polen - Weißrussland	3.023	1.620	
<b>F8 Stuttgart - Moskau</b>			
Kiel - St. Petersburg	3.954	2.642	2.317
Kiel - Klaipeda	3.247	2.004	2.011
Lübeck - Helsinki	3.565	2.399	2.185
Lübeck - Riga	<b>2.980</b>	<b>1.821</b>	<b>1.657</b>
Rostock - Hanko	3.626	2.371	2.462
Rostock - Liepaja	3.436	2.127	2.160
Saßnitz - Klaipeda	3.457	2.126	2.251
Polen - Weißrussland	<b>2.790</b>	<b>1.501</b>	
<b>F9 Stuttgart - Vilnius</b>			
Kiel - Klaipeda	<b>2.000</b>	<b>1.345</b>	1.334
Lübeck - Riga	2.159	1.404	<b>1.227</b>
Rostock - Liepaja	2.418	1.612	1.629
Saßnitz - Klaipeda	2.210	1.467	1.574
Polen	<b>1.657</b>	<b>900</b>	

Zahlenwerte in Euro

*Tabelle 49: Gesamttransportkosten der betrachteten Transportalternativen  
(in Anlehnung an SWINARSKI, B. (2005), S. 205-207)*

**Literaturverzeichnis**

1. ALEXANDERSSON, A.; FLODSTRÖM, E.; ÖBERG, R.; STÄLBERG, P. (1993): Exhaust Gas Emissions from Sea Transportation, TFB report 1993:1, Stockholm 1993.
2. ARNDT, E. H. (1995): Quantensprung. In: Fracht und Materialfluss, 1995, Heft 9, S. 24-25.
3. AVANTTIME CONSULTING GMBH (2006): CO<sub>2</sub>-Handel.de - Das Infoportal zum Emissionshandel. Online im Internet. < <http://www.co2-handel.de/> >, Stand 2006, Abfrage 15-05-2006.
4. BAHN-UMWELTZENTRUM (2001): Railways and Environment - Contribution to Sustainable Mobility, Berlin 2001.
5. BENZ, M. (1999): Umweltverträglichkeit von Transportketten, Diss. Berlin 1999.
6. BICKEL, P.; SCHMID, S. (2002): Unification of accounts and marginal costs for Transport Efficiency. Marginal Cost Case Study 9e. Inter-Urban Road and Rail Case Studies Germany, Stuttgart 2002.
7. BLOECH, J.; IHDE, G. B. (1997): Vahlens Großes Logistik Lexikon, München 1997.
8. BMU und UMWELTBUNDESAMT (Hrsg.) (1995): Handbuch - Umweltcontrolling, München 1995.
9. BMUJF; BUWAL; ADEME (1997): Preliminary Study on Alpine Freight. In: OECD (Hrsg.): Environmentally Sustainable Transport. Individual project case studies for phase 2, Paris 1999, S. 117-250.
10. BMUJF; BUWAL; ADEME (1999): Synthesis report on Passenger and Freight Transport. In: OECD (Hrsg.): Environmentally Sustainable Transport. Individual project case studies for phase 2, Paris 1999, S. 90-116.
11. BORKEN, J.; PATYK, A.; REINHARDT, G. (1998): Basisdaten für ökologische Bilanzierungen. Einsatz mobiler Maschinen in Transport, Landwirtschaft und Bergbau. Braunschweig 1999.
12. BORKEN, J.; HELMS, H.; JUNG, N.; KNÖRR, W. (2003): EcoTransIT. Ecological Transport Information Tool, Heidelberg 2003.
13. BORSCH, P.; WAGNER, H.-J. (1992): Energie und Umweltbelastung, Berlin 1992.
14. BRAUER, K. M. (1979): Betriebswirtschaftslehre des Verkehrs, Berlin 1979.
15. BREITZMANN, K.-H. (2000): Komponenten der nachhaltigen Verkehrsentwicklung - Ausgangspunkte für Mecklenburg-Vorpommern. Beitrag auf der Tagung des Wissenschaftsverbundes Umwelt der Universität Rostock. Rostock 2000.
16. BUND FÜR UMWELT UND NATURSCHUTZ DEUTSCHLAND (2001): Hintergrundpapier Binnenschifffahrt, Überarbeitete Neuauflage, Berlin 2001.
17. BUNDESMINISTERIUM FÜR VERKEHR (2005): Verkehr in Zahlen 2004/2005, Hamburg 2005.

18. BUNDESMINISTERIUM FÜR VERKEHR, BAU- UND WOHNUNGSWESEN (2001): Bericht des Bundesministeriums für Verkehr, Bau- und Wohnungswesen zum Kombinierten Verkehr, Berlin 2001.
19. CAPROS, P.; MANTZOS, L. (2000): Kyoto and Technology at the European Union: Costs of CO<sub>2</sub> Reduction under Flexibility Mechanism and Technical Process. In: International Journal of Global Energy Issues, Heft 14, 2000, S. 169-183.
20. CORINO, C. (1995): Ökobilanzen - Entwurf und Beurteilung einer allgemeinen Regelung. In: Battis, U., Reh binder, E.; Winter, G. (Hrsg.): Umweltrechtliche Studien, Band 19, Düsseldorf 1995.
21. CRIQUI, P.; VIGUIER, L. (2000): Kyoto and Technology at World Level: Costs of CO<sub>2</sub> Reduction under Flexibility Mechanism and Technical Process. In: International Journal of Global Energy Issues, Heft 14, 2000, S. 155-168.
22. DEUTSCHE EMISSIONSHANDELSSTELLE (2006): Emissionshandel. Online im Internet. < <http://www.dehst.de> >, Stand 2006, Abfrage 14-05-2006.
23. DEUTSCHE GESELLSCHAFT FÜR KOMBINIERTEN VERKEHR mbH & Co. KG (1994): Handbuch für den Kombinierten Verkehr, 6. Auflage, Frankfurt am Main 1994.
24. DEUTSCHES INSTITUT FÜR NORMUNG e.V. (1989): DIN 30781: Transportkette, Berlin 1989.
25. DEUTSCHES INSTITUT FÜR NORMUNG e.V. (1997): DIN EN ISO 14040: Ökobilanz. Prinzipien und allgemeine Anforderungen, Berlin 1997.
26. DICHTL, E.; ISSING, O. (1987): Vahlens großes Wirtschaftslexikon. Band 2, München 1987.
27. DOGS, E.; PLATZ, H. (1991): Externe Kosten des Verkehrs - Schiene, Straße, Binnenschifffahrt, Essen 1991.
28. DORA, C.; PHILLIPS, M. (2000): Transport, Environment and Health, Kopenhagen 2000.
29. DORA, H. (1976): Ökonomie und Organisation seewärtiger Transportketten, Diss. Rostock 1976.
30. DORMANN, S. (1995): Herausforderung Bimodal. Abstrakt zur Diplomarbeit "Ökologische und ökonomische Gesamtbetrachtung temperaturgeführter Lebensmitteltransporte". Online im Internet. < <http://www.usf.uos.de/~sabine/abstrakt5.pdf> >, Stand 1995, Abfrage 31-01-2006.
31. DORNIER SYSTEM CONSULT (1997): Markt- und Machbarkeitsstudie Shuttlezug „Berlin-Moskau“, Bonn 1997.
32. DUERINCK, J. (2000): Prospective Study of Emissions in Belgium until 2008/ 2012 of the Greenhouse Gases included in the Kyoto Protocol. Costs and Potential Measures and Policy Instruments to reduce GHG Emissions, Leuven 2000.
33. ECMT (1998): Efficient Transport in Europe. Policies for Internalization of External Costs, Paris 1998.

34. ECORYS; METTLE (2005): Charging and pricing in the area of inland waterways. Practical guideline for realistic transport pricing, Final report, Rotterdam 2005.
35. EU-KOMMISSION (1998): Weisbuch. Faire Preise für die Infrastrukturbenutzung. Ein abgestuftes Konzept für einen Gemeinschaftsrahmen für Verkehrsinfrastrukturgebühren in der EU, Brüssel 1998.
36. EU-KOMMISSION (2001): Weisbuch. Die europäische Verkehrspolitik bis 2010. Weichenstellungen für die Zukunft, Brüssel 2001.
37. EU-KOMMISSION (2004): Energy & Transport In Figures. Part 3: Transport. Online im Internet. < [http://europa.eu.int/comm/dgs/energy\\_transport/figures/pocketbook/doc/2004/pb2004\\_part\\_3\\_transport.pdf](http://europa.eu.int/comm/dgs/energy_transport/figures/pocketbook/doc/2004/pb2004_part_3_transport.pdf) >, Stand 2004, Abfrage 02-02-2006.
38. EU-KOMMISSION (2005): ExternE - Externalities of Energy. Methodology 2005 Update, Luxemburg 2005.
39. EU-KOMMISSION (2006): REMOVE. Description of model and baseline version 2.41, Draft Report, Brüssel 2006.
40. EWERS, H.-J. (1973): Systemorientierte Integration von Transportabläufen im Güterverkehr. In: Seidenfuss, H. S. (Hrsg.): Systemorientierte Verkehrspolitik. Beiträge aus dem Institut für Verkehrswissenschaft an der Universität Münster. Heft 72, Göttingen 1973. S. 33-57.
41. FAHL, U.; LÄGE, E.; REMME, U.; SCHAUMANN, P. (1999): E3Net. In: Forum für Energiemodelle und Energiewirtschaftliche Systemanalysen in Deutschland. Energiemodelle zum Klimaschutz in Deutschland, Heidelberg 1999.
42. FISCHER, M. (1995): Ökologische Dimension der Logistik, Wiesbaden 1995.
43. FONGER, M. (1993): Gesamtwirtschaftlicher Effizienzvergleich alternativer Transportketten. Eine Analyse unter besonderer Berücksichtigung des multimodalen Verkehrs Schiene/Straße, Göttingen 1993.
44. FRAUNHOFER-INSTITUT FÜR MATERIALFLUSS UND LOGISTIK (IML) (2000): ECO2L, Planungsinstrument zur ökonomischen und ökologischen Optimierung von Entsorgungsnetzwerken. Online im Internet. < <http://www.eco2l.de/index.html> >, Stand 2000, Abfrage 13-05-2006.
45. FRIEDRICH, R.; BICKEL, P. (2001): Environmentally External Costs of Transport, Berlin 2001.
46. FRISCHKNECHT, R.; JUNGBLUTH, N. (2004): Ecoinvent Report No. 1. Overview and Methodology, Data v1.1 (2004), Dübendorf 2004.
47. FRITSCHKE, U. R.; LEUCHTNER, J.; MATTHES, F. C.; RAUSCH, L.; SIMON, K.-H. (1994): Umweltanalyse integrierter Energie-, Stoff- und Transportsysteme, Gesamt-Emissions-Modell Integrierter Systeme (GEMIS), Version 2.1 - Aktualisierter und erweiterter Endbericht, Darmstadt 1994.
48. FRITSCHKE, U. R.; SCHMIDT, K. (2006): Globales Emissions-Modell Integrierter Systeme (GEMIS). Handbuch zu GEMIS, Darmstadt 2006.

49. GOEDKOOPT, M.; DE SCHRYVER, A.; OELE, M. (2006): Introduction to LCA with SimaPro 7, Amersfoort 2006.
50. GOTTARDI, G. (2000): Der Wert der Zeit im Güterverkehr. Pilotstudie auf Basis des Kostenersparnisansatzes, Zürich 2000.
51. HARZER, B. (2004): PTV AG stellt „intermodal guide“ vor, das erste Planungstool für die gesamte Transportkette. Online im Internet. < [http://www.geobranchen.de/index2.php?option=com\\_content&do\\_pdf=1&id=914](http://www.geobranchen.de/index2.php?option=com_content&do_pdf=1&id=914) >, Stand Juni 2004, Abfrage 29-04-2006.
52. HEINZE, G. W.; KILL, H. (1996): Anforderungen an zukunftsfähige Verkehrskonzepte für Berlin-Brandenburg. In: Raumforschung und Raumplanung, 54. Jg., 1996, Heft 2/3, S. 172-183.
53. HEINZE, G. W.; KILL, H. (1997): Freizeit und Mobilität, Hannover 1997.
54. HOFFMANN, M. (2006): Logistikwörterbuch. Online im Internet: < <http://www.logistik-woerterbuch.de/> >, Stand 2006, Abfrage 27-05-2006.
55. IBI GROUP (1998): Environmentally Sustainable Transportation Study. Quebec Windsor Corridor. In: OECD (Hrsg.): Environmentally Sustainable Transport. Individual project case studies for phase 2, Paris 1999, S. 251-348.
56. IFEU (1999): Mobilitäts-Bilanz für Personen und Güter, Heidelberg 1999.
57. IFEU (2002): Wissenschaftlicher Grundlagenbericht zum „UmweltMobilCheck“ und zum Softwaretool „Reisen und Umwelt in Deutschland“ Heidelberg, Heidelberg 2002.
58. IFEU (2006): Umberto. Online im Internet. < <http://www.ifeu.org/index.php?bereich=oek&seite=umberto> >, Stand 2006, Abfrage 21-04-2006.
59. IFEU; STUDIENGESELLSCHAFT FÜR DEN KOMBINIERTEN VERKEHR e.V. (2002): Comparative Analysis of Energy Consumption and CO<sub>2</sub>-Emissions of Road Transport and Combined Transport Road/Rail. Final Report, Heidelberg 2002.
60. IFU (2006): Umberto - Know the Flow. Online im Internet. < <http://www.umberto.de/de/home/index.htm> >, Stand 2006, Abfrage 23-04-2006.
61. IFU (2006b): Umberto 5demo. Guide, Hamburg 2006.
62. IHDE, G. B. (1984): Transport, Verkehr, Logistik. Gesamtwirtschaftliche Aspekte und einzelwirtschaftliche Handhabung, München 1984.
63. ILLETSCSKO, L. L. (1966): Transport-Betriebswirtschaftslehre, 2. Auflage, Wien 1966.
64. INFRAS (1995): Ökoinventar Transporte, Grundlagen für den ökologischen Vergleich von Transportsystemen und für den Einbezug von Transportsystemen in Ökobilanzen, SPP Umwelt, Zürich 1995.
65. INFRAS; IWW (2004): Externe Kosten des Verkehrs. Aktualisierungsstudie - Zusammenfassung, Zürich Oktober 2004.



66. INTERNATIONALE VEREINIGUNG DER GESELLSCHAFTEN FÜR DEN KOMBINIERTEN VERKEHR SCHIENE-STRASSE (UIRR) (2003): CO<sub>2</sub>-Reduzierung durch Kombinierten Verkehr, Kurzfassung, Brüssel 2003.
67. INTRAPLAN (1996): Gesamtwirtschaftliche Bewertung der Rollenden Landstraße Dresden-Lobositz, München 1996.
68. IVE (2006): EcoTransIT. Umweltvergleich für den Güterverkehr. Online im Internet. < [http://www.ive.uni-hannover.de/software/ecotransit/index\\_de.shtml](http://www.ive.uni-hannover.de/software/ecotransit/index_de.shtml) >, Stand 2006, Abfrage 09-06-2006.
69. KAGESON, P. (1999): Economic instruments for reducing emissions from sea transport. In: European Federation for Transport and Environment (Hrsg.): Air pollution and climate series, Band 11, T&E Report 99/7, Stockholm 1999.
70. KATHOLIEKE UNIVERSITEIT LEUVEN (2006): TREMOVE. Online im Internet. < <http://www.tremove.org/index.htm> >, Stand 2006, Abfrage 23-05-2006.
71. KELLER, M.; DE HAAN, P.; KNÖRR, W.; HAUSBERGER S.; STEVEN, H. (2004): Handbuch Emissionsfaktoren des Straßenverkehrs, Version 2.1, Berlin 2004.
72. KELLER, M.; MAUCH C.; HEEB, J.; HUBER, F. (2000): MODUM: Modell Umwelt-Mobilität. Ein systemdynamischer Ansatz für die Schweiz. Schlussbericht Kurzfassung, Bern 2000.
73. KLATT, S. (1997): Verkehrsqualität. In: Bloech, J.; Ihde, G. B. (Hrsg.): Vahlens Großes Logistik Lexikon, München 1997, S. 1208-1211.
74. KNÖRR, W.; HÖPFNER, U. (1998): TREMOD - Schadstoffe aus dem motorisierten Verkehr in Deutschland. In: Schmidt, M.; Höpfner, U. (Hrsg.): 20 Jahre IFEU-Institut. Engagement für die Umwelt zwischen Wissenschaft und Politik, Sonderdruck, Wiesbaden 1998, S. 115-128.
75. KNÖRR, W.; HÖPFNER, U.; KNISCH, H.; LAMBRECHT, U.; NAGEL, H.-J.; PATYK, A. (1997): Daten- und Rechenmodell. Energieverbrauch und Schadstoffemissionen des motorisierten Verkehrs in Deutschland 1980-2020, Berlin 1997.
76. KNÖRR, W.; REUTER, C. (2005): EcoTransIT. Ecological Transport Information Tool Environmentally Methodology and Data. Update, Heidelberg 2005.
77. LAHMANN, E. (1996): Umweltmedium Luft. In: Brauer, H. (Hrsg.): Handbuch des Umweltschutzes und der Umweltschutztechnik, Band 1: Emissionen und ihre Wirkungen, Berlin 1996. S. 56-189.
78. LASCH, R. (2003): Logistik-Management und Informationssysteme, Vorlesungsskript, Dresden 2003.
79. LASCH, R.; GÜNTHER, E. (2004): Effiziente Transportketten in Entsorgungsnetzwerken modular und umweltgerecht gestaltet. Eingehende Darstellung der Projektarbeiten und Projektergebnisse. Endbericht, Dresden 2004.
80. LAUE, U. (1997): Begriff, Struktur und Bestimmbarkeit von Verkehrsqualität. In: Internationales Verkehrswesen, 49. Jg., 1997, Nr. 10, S. 491-494.

81. LEMKE, A. (1998): Ökoprofil als Bewertungsmodell für die Transportlogistik, Berlin 1998.
82. LEWIN, B. (1993): CO<sub>2</sub>-Emissionen von Energiesystemen zur Stromerzeugung unter der Berücksichtigung von Energiewandlungsketten, Diss. Berlin 1993.
83. LINDBERG, G. (1999): Calculating Transport Accident Costs. Final Report of the Expert Advisors to the high Level Group on Infrastructure Charging, Borlänge 1999.
84. LINK, H.; DODGSON, J. S.; MAIBACH, M.; HERRY, M. (1999): The Costs of Road Infrastructure and Congestion in Europe, Heidelberg 1999.
85. LOGISTIC-INSIDE (2006): Lexikon. Online im Internet: < [http://www.logistic-inside.com/sixcms/detail.php?template=de\\_lexikon\\_suche](http://www.logistic-inside.com/sixcms/detail.php?template=de_lexikon_suche) >, Stand 2006, Abfrage 27-05-2006.
86. LUCKO, C. (1957): Beiträge zur Ökonomik des Transportwesens unter besonderer Berücksichtigung des Vertragsystems im Bereich der Eisenbahn, Schifffahrt und des Kraftverkehrs. Reihe: Verkehrswissenschaft und Verkehrspraxis, Heft 8, Berlin 1957.
87. MAIBACH, M.; BANFI, S.; DOLL, C.; SCHENKEL, P.; SIEBER, N.; ZUBER, J.; ROTHENGATTER, W. (2000): External Costs of Transport - Accident Environmentally and Congestion Costs in Western Europe, Zürich 2000.
88. MAIBACH, M.; PETER, D.; SEILER, B. (1995): Ökoinventar Transporte. Grundlagen für den Vergleich von Transportsystemen und den Einbezug von Transportsystemen in Ökobilanzen. Technischer Schlussbericht, Zürich 1995.
89. MANGAN, J. (1998): Introductory Report. In: European Conference of Ministers of Transport (ECMT) (Hrsg.): Land access to sea ports. Report of the 113. Round Table on Transport Economics, Paris 1998, S. 89-119.
90. MAUCH, S.; BANFI, S. (1995): Externe Effekte des Verkehrs, Paris 1995.
91. OECD (1999): Environmentally Sustainable Transport. Individual project case studies for phase 2, Paris 1999.
92. ÖKO-INSTITUT (2006): Globales Emissions-Modell Integrierter Systeme (GEMIS) Version 4.3. Online im Internet. < <http://www.oeko.de/service/gemis/de/index.htm> >, Stand Mai 2006, Abfrage 08-05-2006.
93. PETERSEN, R. (1998): An Agenda 21 for the Baltic Sea region. Transport Sector Report. Berlin 1998.
94. PRÉ CONSULTANTS BV (2006): Ecoinvent Database fully integrated in SimaPro. Online im Internet. < <http://www.pre.nl/ecoinvent/default.htm#Documentation> >, Stand Mai 2006, Abfrage 22-06-2006.
95. PTV AG (2004): PTV berechnet günstige Alternative für gesamte Transportkette. Erster intermodaler Transportplaner. Online im Internet. < [http://www.ptv.de/cgi-bin/news/news\\_archiv.pl?nr=1\\_06\\_04](http://www.ptv.de/cgi-bin/news/news_archiv.pl?nr=1_06_04) >, Stand Juni 2004, Abfrage 29-04-2006.
96. PTV AG (2004b): Bedienungsanleitung für das EDV-Tool EVALENT, Karlsruhe 2004.

97. RAMJERDI, F. (1997): Environmentally Sustainable Transport Case Study. The Grater Oslo Area - 1. In: OECD (Hrsg.): Environmentally Sustainable Transport. Individual project case studies for phase 2, Paris 1999, S. 481-575.
98. RAMOS, D. H. (2004): La Estimacion de Costes Externos del Transporte, Una Aplicacion para Euskadi, In: *Ekonomiaz*, 57. Jg, 2004, Heft 3, S. 240-267.
99. RENTZ, O.; NUNGE, S.; KARL, U.; HOLTSMANN, T.; ZUNDEL, T. (1999): Machbarkeitsstudie zur Entwicklung eines Emissionsprojektionsmodells auf der Grundlage des CORINAIR-Ansatzes. Endbericht, Berlin 1999.
100. ROI MANAGEMENT CONSULTING AG (2006): Logistik-Lexikon. Online im Internet: < <http://www.logistik-lexikon.de/> >, Stand 2006, Abfrage 27-05-2006.
101. ROTHENGATTER, W.; GÜHNEMANN, A., KUCHENBECKER, K.; SCHADE, W. (1998): Entwicklung eines Verfahrens zur Aufstellung umweltorientierter Fernverkehrskonzepte als Beitrag zur Bundesverkehrswegeplanung, Kurzfassung, Berlin 1998.
102. SCHADE, B.; ROTHENGATTER, W.; SCHADE, W. (2002): Strategien, Maßnahmen und ökonomische Bewertung einer dauerhaft umweltgerechten Verkehrsentwicklung. Bewertung der dauerhaft umweltgerechten Verkehrsentwicklung mit dem systemdynamischen Modell ESCOT (Economic Assessment of Sustainability Policies of Transport), Berlin 2002.
103. SCHIEMENZ, B. (1997): Systemtheorie. In: Bloech, J.; Ihde, G. B. (Hrsg.): Vahlens Großes Logistik Lexikon, München 1997, S. 1048-1050.
104. SCHMID, S. A. (2005): Externe Kosten des Verkehrs: Grenz- und Gesamtkosten durch Luftschadstoffe und Lärm in Deutschland, Diss. Stuttgart 2005.
105. SCHMID, S.; BICKEL, P.; FRIEDRICH, R. (2001): RECORDIT - Real Cost Reduction of Door-to-door Intermodal Transport. Deliverable 4: External cost calculation for selected corridors, Stuttgart 2001.
106. SCHMIDT, M.; KNÖRR, W.; PATYK, A.; HÖPFNER, U. (1998): Evaluierung gängiger Datenmodelle zur Ermittlung verkehrlicher Umweltbelastungen. In: Haasis, H.-D.; Ranze, K. C. (Hrsg.): Umweltinformatik 98: Vernetzte Strukturen in Informatik, Umwelt und Wirtschaft, Band 1, Marburg 1998, S. 280-292.
107. SCHULZ, J. (1996): Bewertung des Güterfernverkehrs auf Straße und Schiene. Vergleich von Transportqualität und Energieverbrauch bei ausgewählten Transportketten auf Straße, Schiene und im Kombinierten Verkehr, Frankfurt 1996.
108. SPIELMANN, S.; KÄGI, T.; STADLER, P.; TIETJE, O. (2003): Folienpräsentation: Transport Systems. 20. Diskussionsforum Ökobilanzen, Lausanne 2003.
109. SPRIENSMA, R. (2004): SimaPro Database Manual. The BUWAL 250 library, Amersfoort 2004.
110. STABENAU, H. (1981): Verkehrsbetriebslehre: Betriebswirtschaftliche Grundlagen für eine langfristig orientierte Unternehmenspolitik in strukturell sich ändernden Verkehrsmärkten. Düsseldorf 1981.






111. STINNES LOGISTIK (2005): Online-Tool EcoTransIT im Güterverkehr, Ihre Umweltbilanz per Mausklick. Online im Internet. < <http://www.stinnes-freight-logistics.de/deutsch/eStinnes/transportplanung/ecoTransIT.html> >, Stand 2005, Abfrage 02-06-2006.
112. STINNES LOGISTIK (2006): Der Vergleich lohnt sich. Online im Internet. < <http://www.ecotransit.org/deutsch.html> >, Stand 2006, Abfrage 14-06-2006.
113. STØLAN, A.; NÆSS, M. (1996): Environmentally Sustainable Transport Case Study. The Grater Oslo Area - 2. In: OECD (Hrsg.): Environmentally Sustainable Transport. Individual project case studies for phase 2, Paris 1999, S. 481-575.
114. SWEDISH EPA (1996): Towards an Environmentally Sustainable Transport System. In: OECD (Hrsg.): Environmentally Sustainable Transport. Individual project case studies for phase 2, Paris 1999, S. 576-633.
115. SWINARSKI, B. (2005): Bewertung see- und landgestützter Transportketten im Ostseeraum. Wirtschaftliche und umweltbezogene Aspekte, Diss. Hamburg 2005.
116. TECHNICAL RESEARCH CENTRE OF FINLAND (VTT) (2004): Inventory of the traffic emissions. Online im Internet. < <http://lipasto.vtt.fi/indexe.htm> >, Stand 2004, Abfrage 02-05-2006.
117. TERVONEN, J.; HÄMEKOSKI, K.; OTTERSTRÖM, T.; ANTON, P.; BICKEL, P.; SCHMID, S. (2002): Unification of accounts and marginal costs for Transport Efficiency. Deliverable 11: Appendix Marginal Cost Case Study 9b. Heavy Goods Vehicle for Finland, Leeds 2002.
118. TERVONEN, J.; HÄMEKOSKI, K.; OTTERSTRÖM, T.; ANTON, P.; BICKEL, P.; SCHMID, S. (2002b): Unification of accounts and marginal costs for Transport Efficiency. Deliverable 11: Appendix Marginal Cost Case Study 9c. Nordic Maritime Shipping, Leeds 2002.
119. TROGE, A. (1997): Materialien zu Ökobilanzen und Lebensweganalysen. In: Umweltbundesamt (Hrsg.): Texte des Umweltbundesamtes 26/97, Berlin 1997.
120. UMWELTBUNDESAMT (2000): Verkehr im Umweltmanagement: Anleitung zur betrieblichen Erfassung verkehrsbedingter Umwelteinwirkungen Berlin 2000.
121. UMWELTBUNDESAMT (2001): Dauerhaft umweltgerechter Verkehr. Deutsche Fallstudie zum OECD Projekt „Environmentally Sustainable Transport (EST)“, Berlin 2001.
122. UMWELTBUNDESAMT (2005): Hintergrundinformation: Sommersmog, Berlin 2005. Online im Internet. < [http://www.umweltbundesamt.de/uba-info-presse/hintergrund/sommersmog\\_2005.pdf](http://www.umweltbundesamt.de/uba-info-presse/hintergrund/sommersmog_2005.pdf) >, Stand Juni 2005, Abfrage 02-03-2006.
123. UMWELTBUNDESAMT (2006): Stichwort und Verkehr - Lärm. Online im Internet. < <http://www.umweltbundesamt.de/verkehr/index-laerm-2.htm> >, Stand März 2006, Abfrage 02-03-2006.

124. UMWELTBUNDESAMT (2006b): Umwelt und Verkehr - Daten und Modelle. Online im Internet. < <http://www.umweltbundesamt.de/verkehr/index-daten.htm> >, Stand April 2006, Abfrage 21-04-2006.
125. UMWELTBUNDESAMT (2006c): Citair- Computergestütztes Instrument zur Prognose der Auswirkung verkehrlicher Maßnahmen zur Immissionsreduzierung. Kurzbeschreibung. Online im Internet. < <http://www.umweltbundesamt.de/verkehr/downloads/citair-dok.pdf> >, Stand April 2006, Abfrage 26-04-2006.
126. UMWELTBUNDESAMT; WUPPERTAL INSTITUT FÜR KLIMA, UMWELT, ENERGIE GmbH (1997): German Case-Study. In: OECD (Hrsg.): Environmentally Sustainable Transport. Individual project case studies for phase 2, Paris 1999, S. 349-404.
127. UMWELTMINISTERIUM MECKLENBURG-VORPOMMERN (1998): Lüftgütebericht 1996/1997, Schwerin 1998.
128. VAN WEE, B.; GEURS, K.; VAN DEN BRINK, R.; VAN DER WAARD, J. (1996): Transport Scenarios for the Netherlands for 2030. In: OECD (Hrsg.): Environmentally Sustainable Transport. Individual project case studies for phase 2, Paris 1999, S. 405-480.
129. VOIGT, F. (1973): Verkehr. Die Theorie der Verkehrswirtschaft, Berlin 1973.
130. VTT COMMUNITIES AND INFRASTRUCTURE TRANSPORT RESEARCH (2002): Calculation system for traffic emissions and energy consumption (LIPASTO), Technical Research Centre of Finland - Building and Transport. Online im Internet. < <http://lipasto.vtt.fi/indexe.htm> >, Stand Mai 2003, Abfrage 19-05-2006.
131. WICHMANN, H.-E. (2003): Abschätzung positiver gesundheitlicher Auswirkungen durch den Einsatz von Partikelfiltern bei Dieselfahrzeugen in Deutschland, Berlin 2003. Online im Internet. < <http://www.umweltbundesamt.org/fpdf-1/2352.pdf> >, Stand Juni 2003, Abfrage 02-03-2006.
132. WICKE, L. (1987): Umwelt. In: Dichtl, E.; Issing, O. (Hrsg.): Vahlens großes Wirtschaftslexikon. Band 2, München 1987, S. 747.
133. WILLECKE, R. (1996): Mobilität, Verkehrsmarkordnung, externe Kosten und Nutzen des Verkehrs. Schriftenreihe des Verbandes der Automobilindustrie e.V. (VDA), Band 81, Frankfurt am Main 1996.
134. WOLF, D. (1997): Transportkette. In: Bloech, J.; Ihde, G. B. (Hrsg.): Vahlens Großes Logistik Lexikon, München 1997, S. 1089-1093.
135. ZIBELL, R. M. (1990): Just-in-Time. In: Baumgarten, H.; Ihde, G. B. (Hrsg.): Schriftenreihe der Bundesvereinigung Logistik, München 1990.







In dieser Reihe sind bisher erschienen:

<i>Nummer</i>	<i>Autoren</i>	<i>Titel</i>
01/1996	Günther, T. / White, M. / Günther E. (Hrsg.)  Schill, O.	Ökobilanzen als Controllinginstrument  <a href="#">Download</a>
02/1998	Günther, E. (Hrsg.)  Salzmann, O.	Revisionäre Zeit- und Geschwindigkeitsbetrachtungen im Dreieck des Sustainable Development  <a href="#">Download</a>
I/2000	Günther, E. (Hrsg.)  Schmidt, A.	Auszug aus der Diplomarbeit: Umweltmanagement und betriebswirtschaftlicher Nutzen. Eine theoretischen Analyse und empirische Untersuchung am Beispiel ÖKOPROFIT München  <a href="#">Download</a>
03/2000	Günther, E. / Schill, O. (Hrsg.)  Klauke, I.	Kommunales Umweltmanagement: Theoretische Anforderungen und Einordnung vorhandener Ansätze  <a href="#">Download</a>
04/2000	Günther, E. (Hrsg.)  Krebs, M.	Aufgaben- und Organisationsstruktur der Umweltpolitik in der Bundesrepublik Deutschland  <a href="#">Download</a>
05/2000	Günther, E. / Schill, O. (Hrsg.)  Sicker, B.	Umweltfreundliche Beschaffung und Abfallmanagement in öffentlichen Einrichtungen - Eine Untersuchung am Landratsamt Bautzen und Klinikum Bautzen-Bischofswerda  <a href="#">Download</a>
	Günther, E. / Thomas, P. (Hrsg.)  Wollmann, R.	Integration des Instrumentes Environment-oriented Cost Management in die Controllingprozesse von Unternehmen in Entwicklungsländern  Ergebnisse der Zusammenarbeit mit dem Pilotvorhaben zur Unterstützung umweltorientierter Unternehmensführung in Entwicklungsländern (P3U) der Deutschen Gesellschaft für Technische Zusammenarbeit (GTZ)  Erschienen in den Dresdner Beiträge zur Betriebswirtschaftslehre Nr. 50/01  <a href="#">Download</a>

Fortsetzung:



06/2001	Günther, E. / Berger, A. (Hrsg.)  Kaulich, S.	Ermittlung kritischer Erfolgsfaktoren für die Implementierung der Umweltleistungsmessung in Unternehmen, insbesondere für die Maschinenbaubranche   <a href="#">Download</a>
07/2001	Günther, E. / Berger, A. (Hrsg.)  Scheibe, L.	Konzeption eines Umweltkennzahlensystems zur Umweltleistungsmessung für Prozesse unter Beachtung der in Unternehmen vorliegenden Rahmenbedingungen   <a href="#">Download</a>
08/2001	Krebs, P. / Günther, E. / Obenaus, G. (Hrsg.)  Bölter, C.	Regenwassernutzung im nicht privaten Bereich  Eine technische und wirtschaftliche Analyse dargestellt am Beispiel des Fraunhofer-Institutszentrum Dresden   <a href="#">Download</a>
09/2001	Krause, W. / Günther, E. / Schulze, L. (Hrsg.)  Huber, V.	Ökologische Bewertung von Reinigungsprozessen in der Oberflächentechnik - Möglichkeiten zum Einsatz integrierter Umweltschutztechnologien   <a href="#">Download</a>
10/2001	Wingrich, H. / Günther, E. / Reißmann, F. / Kaulich, S. / Kraft, A. (Hrsg.)  Seidel, T.	Vergleichende Untersuchungen zur Wasseraufbereitung mit getauchten Membranen   <a href="#">Download</a>
11/2002	Koch, R. / Günther, E. / Fröhlich, J. / Jetschny, W. / Klauke, I. (Hrsg.)  Sauer, T.	Aufbau eines integrierten Umweltmanagementsystems im universitären Bereich   <a href="#">Download</a>
12/2003	Günther, E. / Berger, A. / Hochfeld, C. (Hrsg.)  Tröltzsch, J.	Treibhausgas-Controlling auf Unternehmensebene in ausgewählten Branchen   <a href="#">Download</a>

Fortsetzung:

13/2003	<p>Günther, E. /          Neuhaus, R. /          Kaulich, S. (Hrsg.)          Becker, S. / Kornek, S. /          Kreutzfeldt, C. /          Opitz, S. / Richter, L. /          Ulmschneider, M. /          Werner, A.</p>	<p>Entwicklung von Benchmarks für die Umweltleistung innerhalb der Maschinenbaubranche</p> <p>Eine Benchmarkingstudie im Auftrag der Siemens AG</p> <p> <a href="#">Download</a></p>
14/2004	<p>Günther, E. /          Klauke, I. (Hrsg.)          Kreutzfeldt, C.</p>	<p>Herausforderungen für die nachhaltige öffentliche Beschaffung in der Tschechischen Republik im Zuge der EU-Osterweiterung</p> <p> <a href="#">Download</a></p>
15/2004	<p>Günther, E. /          Farkavcová, V. /          Hoppe, H. (Hrsg.)          Jacobi, R. / Scholz, F. /          Umbach, F. /          Wagner, B. /          Warmuth, K.</p>	<p>Entwicklung eines integrierten Managementsystems bei einem mittelständischen Unternehmen der Entsorgungswirtschaft</p> <p>Verknüpfung von Umweltmanagement und Qualitätsmanagement unter besonderer Berücksichtigung der Transportprozesse in der Entsorgungsbranche</p> <p> <a href="#">Download</a></p>
16/2004	<p>Günther, E. /          Will, G. /          Hoppe, H. (Hrsg.)          Ulmschneider, M.</p>	<p>Life Cycle Costing (LCC) und Life Cycle Assessment (LCA) – eine Übersicht bestehender Konzepte und deren Anwendung am Beispiel von Abwasserpumpstationen</p> <p> <a href="#">Download</a></p>
17/2005	<p>Günther, E. / Hoppe, H. /          Klauke, I. (Hrsg.)          Deuschle, T. /          Friedemann, J. /          Kutzner, F. /          Mielecke, T. /          Müller, M.</p>	<p>Einweg- und Mehrwegtextilien im Krankenhaus – das Spannungsfeld zwischen Ökonomie und Ökologie</p> <p> <a href="#">Download</a></p>
18/2005	<p>Günther, T. /          Günther, E. /          Hoppe, H. (Hrsg.)          Mahlendorf, M.</p>	<p>Entwicklung eines Entscheidungsmodells zur Anwendung von Umweltkostenrechnungssystemen: Aktuelle Entwicklungen und Anwendungsbereiche</p> <p> <a href="#">Download</a></p>



Fortsetzung:

19/2006	Günther, E. / Kaulich, S. (Hrsg.)  Kornek, S.	Entwicklung einer Methodik eines integrierten Managementsystems von Umwelt-, Qualitäts- und Arbeitsschutzaspekten unter besonderer Betrachtung des Risikomanagements   <a href="#">Download</a>
20/2006	Günther, E. / Lehmann-Waffenschmidt, W. (Hrsg.)  Bolze, C. / Ernst, T. / Greif, S. / Krügler, S. / Nowotnick, M. / Schneider, A. / Steneberg, B.	Entschleunigung von Konsum- und Unternehmensprozessen   <a href="#">Download</a>