

**Externe Kosten
des Verkehrs:
Grenz- und
Gesamtkosten durch
Luftschadstoffe und
Lärm in Deutschland**

Stephan A. Schmid

Externe Kosten des Verkehrs: Grenz- und Gesamtkosten durch Luftschadstoffe und Lärm in Deutschland

Von der Fakultät Maschinenbau der Universität Stuttgart zur Erlangung der Würde eines
Doktor-Ingenieurs (Dr.-Ing.) genehmigte Abhandlung

Vorgelegt von
Stephan Andreas Schmid
geboren in Mutlangen

Hauptberichter: Prof. Dr.-Ing. Rainer Friedrich
Mitberichter: Prof. Dr. rer. nat. Reinhard Kühne

Tag der Einreichung: 9. Mai 2005
Tag der mündlichen Prüfung: 7. Oktober 2005

Institut für Energiewirtschaft und Rationelle Energieanwendung
Prof. Dr.-Ing. A. Voß
Abteilung Technikfolgenabschätzung und Umwelt (TFU)
Prof. Dr.-Ing. R. Friedrich

2005

Danksagung

Die vorliegende Arbeit entstand während meiner Tätigkeit als wissenschaftlicher Mitarbeiter am Institut für Energiewirtschaft und Rationelle Energieanwendung der Universität Stuttgart (IER).

Ich bedanke mich herzlich bei Herrn Prof. Dr.-Ing. Rainer Friedrich für die jederzeit gewährte Unterstützung und Förderung meiner Ideen sowie für den Hauptbericht. Ebenso ein herzliches Dankeschön an Herrn Prof. Dr. rer. nat. Reinhard Kühne für das Interesse an der Arbeit und die Übernahme des Mitberichts.

Meinen Dank und Gruß an die internationalen Experten des ExternE-Projektteams für den wissenschaftlichen Austausch und die gute Zusammenarbeit. Besonders erwähnen möchte ich Herrn Prof. Dionysis Assimacopoulos für die Überlassung des Roadpol Ausbreitungsmodells und Frau Drs. Willy Passchier-Vermeer für die Expertise bei der Quantifizierung der Lärmwirkungen.

Bedanken möchte ich mich auch bei den ehemaligen Kollegen und Kolleginnen am IER und der Abteilung Technikfolgenabschätzung und Umwelt für den wissenschaftlichen Austausch, die Diskussionen und Hilfestellungen sowie die kollegiale Atmosphäre, vor allem bei Herrn Dr.-Ing. Peter Bickel, Herrn Dr.-Ing. Bert Droste-Franke, Herrn Dipl.-Phys. Alfred Trukenmüller, Herrn Dr.-Ing. Wolfram Krewitt, Herrn Dr.-Ing. Burkhard Wickert und Frau Dipl.-Ing. Petra Blank. Ein Dankeschön auch an die ehemaligen studentischen Mitarbeiter und Mitarbeiterinnen, insbesondere Frau Dipl.-Ing. Michaela Hirschle und Herrn Dipl.-Ing. Mathieu Riegger für ihre Beiträge.

Schließlich danke ich Frau Anke Schrogl für das Korrekturlesen des Manuskripts und nicht zuletzt meiner Lebensgefährtin Simone Ullrich für ihre „Eselsgeduld“!

Stuttgart, im Oktober 2005

Stephan Schmid

Inhaltsverzeichnis

Verzeichnis der Abkürzungen.....	v
Verzeichnis der Formelzeichen	vii
Verzeichnis der Einheiten.....	viii
Kurzfassung	ix
Abstract	x
1 Problemstellung und Zielsetzung	1
1.1 Problemstellung.....	1
1.2 Stand des Wissens	1
1.3 Zielsetzung der Arbeit.....	3
1.4 Aufbau der Arbeit.....	5
2 Grundlagen.....	6
2.1 Begriff der „externen Kosten“	6
2.1.1 Externe Grenzkosten.....	7
2.1.2 Gesamtkosten.....	8
2.2 Bewertung von Umwelt- und Gesundheitswirkungen	8
2.2.1 Grundlagen.....	9
2.2.2 Methoden zur Erfassung von Zahlungsbereitschaften.....	10
2.3 Der Wirkungspfadansatz zur Berechnung externer Umweltkosten	11
3 Ansatz zur Berechnung externer Kosten durch Luftschadstoffemissionen des Verkehrs	13
3.1 Modellierung von Luftschadstoffemissionen.....	13
3.1.1 Straßenverkehr	13
3.1.2 Schienenverkehr.....	16
3.1.3 Flugverkehr.....	20
3.1.4 Binnenschiffsverkehr	21
3.2 Quellspezifischer Beitrag zur Exposition von Schadensgütern.....	23
3.2.1 Der Nahbereich der Quelle	23
3.2.2 Der Ferntransport von Luftschadstoffen und chemische Umwandlung	26
3.3 Wirkungsmodelle	29
3.3.1 Öffentliche Gesundheit	29
3.3.2 Schädigung von Sachgütern.....	33
3.3.3 Auswirkungen auf Feldpflanzen.....	34
3.4 Monetäre Bewertung der physischen Wirkungen	35
3.4.1 Bewertung von Gesundheitseffekten.....	35
3.4.2 Bewertung von Auswirkungen auf landwirtschaftliche Erträge.....	38
3.4.3 Bewertung von Materialschäden.....	39
3.5 Bewertung von Treibhausgasemissionen	39
3.5.1 Schadenskosten.....	39
3.5.2 Vermeidungskosten.....	40
3.5.3 Zusammenfassung der Bewertung von Treibhausgasemissionen.....	41
3.6 Impact-Assessment-Modell “EcoSense-Transport”.....	41
3.7 Unsicherheiten.....	42

4	Ansatz zur Berechnung externer Kosten durch Verkehrslärm	46
4.1	Modellierung von Verkehrslärm	46
4.1.1	Straßenverkehr	47
4.1.2	Schienenverkehr	53
4.1.3	Flugverkehr	57
4.2	Modellierung der betroffenen Bevölkerung	60
4.2.1	Modelle für den Straßenverkehr innerorts	60
4.2.2	GIS-Modelle	61
4.3	Wirkungsmodelle	63
4.3.1	Belästigung	64
4.3.2	Gesundheitliche Beeinträchtigungen durch Verkehrslärm	65
4.3.3	Störung des Nachtschlafes	68
4.3.4	Gesprächsstörung	70
4.3.5	Weitere mögliche Wirkungen	71
4.4	Monetäre Bewertung	72
4.4.1	Bewertung von Belästigung	72
4.4.2	Bewertung von Gesundheitseffekten	77
4.4.3	Bewertung von Schlafqualität	78
4.4.4	Bewertung von Gesprächsstörung	79
4.4.5	Bewertung durch Wertverlust von Immobilien und Mietpreisminderung... ..	80
4.4.6	Empfohlene Bewertungsansätze der Europäischen Kommission	81
4.4.7	Zusammenfassung der monetären Bewertung von Lärm	81
4.5	Berechnung von Grenzkosten	83
4.6	Unsicherheiten	84
5	Fallstudien zur Berechnung externer Grenzkosten durch Luftschadstoffe.....	85
5.1	Straßenverkehr	85
5.1.1	Stuttgart, Hohenheimer Straße: innerorts	85
5.1.2	Berlin, Frankfurter Allee: innerorts	88
5.1.3	Basel-Karlsruhe: Autobahn	89
5.1.4	Strasburg-Neubrandenburg: Überland	91
5.1.5	Ergebnisse	93
5.2	Schienenverkehr: Fallstudie Basel-Karlsruhe	95
5.2.1	Externe Kosten der Strombereitstellung	96
5.2.2	Ergebnisse	97
5.3	Flugverkehr: Fallstudie Flughafen Frankfurt/Main	98
5.4	Binnenschiffsverkehr: Fallstudie Basel-Rotterdam	100
5.5	Zusammenfassung	101
6	Fallstudien zur Berechnung externer Grenzkosten durch Verkehrslärm.....	103
6.1	Straßenverkehr	103
6.1.1	Stuttgart, Hohenheimer Straße: innerorts	104
6.1.2	Berlin, Frankfurter Allee: innerorts	106
6.1.3	Basel-Karlsruhe: Autobahn	108
6.1.4	Strasburg-Neubrandenburg: Überland	110
6.1.5	Exkurs: Berechnung von Durchschnittskosten	113
6.1.6	Zusammenfassung der Ergebnisse	114
6.2	Schienenverkehr: Fallstudie Basel-Karlsruhe	118
6.2.1	Beschreibung der Fallstudie	118
6.2.2	Ergebnisse	119
6.3	Flugverkehr: Fallstudie Flughafen Frankfurt/Main	120

6.3.1	Beschreibung des Flugverkehrs am Flughafen Frankfurt/Main	120
6.3.2	Berechnung der Grenzkosten durch Fluglärm	122
6.3.3	Ergebnisse	123
6.4	Zusammenfassung	130
7	Gesamtkosten durch Luftschadstoffemissionen des Verkehrs in Deutschland	133
7.1	Straßenverkehr	133
7.1.1	Mengengerüst	133
7.1.2	Berechnungsmethode	135
7.1.3	Ergebnisse	137
7.2	Schienenverkehr	141
7.2.1	Mengengerüst	141
7.2.2	Ergebnisse	143
7.3	Flugverkehr	144
7.3.1	Mengengerüst	144
7.3.2	Ergebnisse	145
7.4	Binnenschiffsverkehr	146
7.4.1	Mengengerüst	146
7.4.2	Ergebnisse	147
7.5	Zusammenfassung	147
7.6	Unsicherheiten	148
8	Gesamtkosten des Verkehrslärms in Deutschland	151
8.1	Straßenverkehr	151
8.1.1	Fallstudien einzelner Städte und Gemeinden	151
8.1.2	Zusammenfassung der Fallstudien	157
8.1.3	Hochrechnung für Deutschland	159
8.2	Schienenverkehr	160
8.2.1	UIC-Projekt zur Kosten-Nutzen-Analyse von Lärmbekämpfung	160
8.2.2	Fallstudie Karlsruhe-Basel	161
8.2.3	Hochrechnung für Deutschland	161
8.3	Flugverkehr	161
8.3.1	Fallstudie Flughafen Frankfurt/Main	161
8.3.2	Abschätzungen für weitere deutsche Verkehrsflughäfen	162
8.4	Alternative Datengrundlagen	164
8.4.1	Umfrageergebnisse zur Belästigung durch Verkehrslärm	164
8.4.2	Literaturdaten zur Exposition der Bevölkerung	165
8.5	Zusammenfassung	166
8.6	Unsicherheiten	167
9	Zusammenfassung	169
9.1	Externe Grenzkosten	169
9.2	Externe Gesamtkosten	173
9.3	Schlussfolgerungen	176
9.4	Ausblick	180
10	Literaturverzeichnis	183
Anhang 1:	Luftschadstoffe	198
Anhang 2:	Verkehrslärm	201

Verzeichnis der Abkürzungen

ACCEXP	Akkumulierte Exposition
Anm.	Anmerkung
App	Engl. approach: Anflugphase beim Flugverkehr
AzB	Anleitung zur Berechnung von Lärmschutzbereichen nach dem Gesetz zum Schutz gegen Fluglärm
BAB	Bundesautobahn
BAP	Benzo(a)pyrene
BMVBW	Bundesministerium für Verkehr, Bau- und Wohnungswesen
BUWAL	Bundesamt für Umwelt Wald und Landschaft in der Schweiz
C/O	Engl. climb-out: Steigflug beim Flugverkehr
C	Konzentration
Capita	Kopf
CI	Konfidenzintervall (engl. confidence interval)
COI	Engl. cost of illness
D	Diesel
DALY	Engl. Disability Adjuste Life Years
DES	Datenerfassungssystem
DFS	Deutsche Flugsicherung GmbH
DME	Dieselmotoremissionen
DTV	Durchschnittliche tägliche Verkehrsstärke
DW	Engl. disability weight
EFAB	Emissionsfaktoren für beschleunigte Fahrt
EFAK	Emissionsfaktoren für konstante Fahrt
EMPA	Eidgenössische Materialprüfungs- und Forschungsanstalt
EMEP	Co-operative programme for monitoring and evaluation of the long range transmission of air pollutants in Europe
EUR	Euro
Euro1, Euro2, usw.	Bezeichnung europäischer Abgasrichtlinien
ERF	Engl. exposure-response function: Expositions-Wirkungsbeziehung
ExternE	Akronym für eine Serie von Forschungsprojekten, die sich mit der Quantifizierung von externen Kosten beschäftigte (ExternE – External costs of Energy)
Fzg	Fahrzeug
FZK	Fahrzeugkategorie
GBM	Geräuschbelastungsmodell
GIS	Geographisches Informationssystem
gK	Bezeichnet Fahrzeuge mit geregelter Katalysator

GZ	Güterzug
GZE	Güterzug mit Elektrotraktion
HLUG	Hessische Landesanstalt für Umwelt
ICAO	International Civil Aviation Organization
ICE	Intercity Express
Idle	Leerlaufbetrieb beim Flugverkehr
INM	Integrated Noise Model
KBM	Kontingente Bewertungsmethode
KV	Kraftstoffverbrauch
LAZ	Lärmklassifizierung von Flugzeugen für Flughafentgelte der Fraport AG
L _{den}	Zusammengesetztes Lärmmaß mit Gewichtungen für Tag (<u>day</u>), Abend (<u>evening</u>) und Nacht (<u>night</u>)
LI	Lieferwagen
Lkw	Lastkraftwagen
Lkw leicht Diesel	Lastkraftwagen ohne Anhänger und LI/LNF mit Dieselmotor
Lkw schwer	Lastkraftwagen mit Anhänger und Sattelzüge
LNF	Leichtes Nutzfahrzeug
LSS	Luftschadstoffe
LTO	Engl. landing / take-off cycle
MIV	Motorisierter Individualverkehr
MTOM	Engl. maximum take-off weight
NACCEXP	Engl. normalised accumulated exposure: Auf eine Einheit Schadstoff bezogene akkumulierte Exposition
NEMOBFStra	Netzmodell Bundesfernstraßen
ngK	Bezeichnet Fahrzeuge mit Ottomotor ohne geregelten Katalysator, d.h. Fahrzeuge mit ungeregeltem Katalysator, ohne Schadstoffminderung und Fahrzeuge mit Zweitaktmotor
NN	Normal Null
nv	Nicht vorhanden
Pass	Passagier
Pers	Person
Pers _{SRG}	Person aus einer Risikogruppe
Pkw	Personenkraftwagen
REE	Regionalexpress mit Elektrotraktion
REM	Engl. rapid eye movement
RG	Risikogruppe
RR	Relatives Risiko
SA	Streckenabschnitt
sek	Sekundär

SEL	Engl. sound exposure level: Einheit zur Beschreibung von einzelnen Schallereignissen
SID	Engl. Standard Instrument Departure Route: Instrumentenabflugstrecke
SGV	Straßengüterverkehr
SK	Straßenkategorie
SMB	Stadtmodellbaustein
SRO	Source-Receptor-Ozone Model
STMC	Engl. short-term marginal costs
SW	Schwellwert
SZ	Sattelzug
T/O	Engl. take-off: Abkürzung für die Startphase beim Flugverkehr
TAM	Telefon-Anschluss-Modell
Taxi-In	Zeit, die ein Flugzeug nach der Landung braucht, bis es am Flugsteig geparkt hat und die Triebwerke abgeschaltet werden
Taxi-Out	Zeitraum vom Anlassen der Triebwerke bis zum Start
TEU	Engl. twenty feet equivalent unit: Entspricht einem 20 Fuß langen Container
THG	Treibhausgase
VLYL	Engl. value of a life year lost: Wert eines verlorenen Lebensjahres
VSL	Engl. value of a statistical life: Wert eines statistischen Menschenlebens
VPF	Engl. value of a statistical prevented fatality: Wert eines statistischen verhinderten Todesfalles
WMI	Windrose Model Interpreter (Modellname)
YOLL	Engl. years of life lost: Verlorene Lebensjahre
ZB	Zahlungsbereitschaft (engl. willingness to pay, WTP)
ZG	Zentralitätsgrad

Verzeichnis der Formelzeichen

Σ	Summe
CH ₄	Methan
CO	Kohlenmonoxid
CO ₂	Kohlendioxid
H ₂ SO ₄	Schwefelsäure
HC	Engl. hydrocarbons: Kohlenwasserstoffe
HNO ₃	Salpetersäure
N ₂ O	Lachgas
NH ₃	Ammoniak
NMHC	Engl. non-methan hydrocarbons

NMVOC	Engl. non-methan volatile organic compounds
NO _x	Stickoxide
O ₃	Ozon
PM ₁₀	Engl. particulate matter: Feinstaub mit einem Durchmesser < 10µm
PM _{2.5}	Engl. particulate matter: Feinstaub mit einem Durchmesser < 2,5µm
SO ₂	Schwefeldioxid
τ _a	Mittlere Verweildauer in der Atmosphäre

Verzeichnis der Einheiten

µg	10 ⁻⁶ Gramm
dB(A)	Dezibel (mit A-Kurve ähnlich der menschlichen Wahrnehmung bewertet)
Fzg-km	Fahrzeugkilometer
g	Gramm
h	Stunde
kg	Kilogramm
km	Kilometer
kt	Knoten
kWh	Kilowattstunde
m ³	Kubikmeter
min	Minuten
mg	Milligramm, 10 ⁻³ Gramm
Nm	Nanometer
pkm	Personenkilometer
ppb	Parts per billion
Schiff-km	Schiffskilometer
t	Tonne
tkm	Tonnenkilometer
Trkm	Trassenkilometer: Zurückgelegte Kilometerstrecke der Züge

Kurzfassung

Mobilität ist ein wesentliches Element unserer Gesellschaft. Ohne den Güterverkehr wäre ein arbeitsteiliges Wirtschaften und der damit einhergehende hohe Lebensstandard undenkbar. Jedoch bringt der ständige Anstieg von Verkehrsleistung neben dem Nutzen auch vermehrt negative Effekte für die Umwelt und die Gesundheit durch Luftverschmutzung und Lärm mit sich. Maßnahmen sind daher gefordert, die dieser Entwicklung entgegenwirken. Ein Kernprinzip der Ökonomie ist die Preise richtig zu setzen, d.h. der Nutzer soll für die wahren Kosten einschließlich der externen Kosten aufkommen. Voraussetzung dafür ist jedoch, dass die externen Wirkungen bekannt, quantitativ erfasst und in Geldeinheiten ausgedrückt sind, so dass sie dem jeweiligen Fahrzeug und der Situation gerecht erhoben werden können.

Die vorliegende Arbeit stellt für Deutschland repräsentative Werte der externen Grenzkosten und der externen Gesamtkosten des Straßen-, Schienen-, Flug- und Binnenschiffsverkehrs bereit, die durch Luftschadstoff- und Lärmemissionen verursacht werden.

Die externen Kosten durch Luftschadstoffe basieren auf den Berechnungsschritten Emissionsberechnung, Luftschadstoff-Ausbreitungsrechnung einschließlich Ozon und NO_x/SO_x Chemie sowie primäre und sekundäre Partikel, und in Folge die Berechnung der Auswirkungen auf Gesundheit, Material und Feldpflanzen mit einer abschließenden monetären Bewertung. Treibhausgasemissionen sind mit einem Vermeidungskostenansatz bewertet. Mit in die Berechnungen einbezogen sind vor- und nachgelagerte Prozesse wie z.B. Kraftstoff- und Fahrzeugbereitstellung sowie die Strombereitstellung beim Schienenverkehr.

Zur Berechnung der externen Kosten von Verkehrslärm wird ein Wirkungspfadansatz entwickelt, der die Kette kausaler Beziehungen nachbildet, angefangen von den Geräuschemissionen, der Ausbreitung und Exposition der Bevölkerung bis hin zur Berechnung der Wirkungen mittels Expositions-Wirkungsbeziehungen. In Erweiterung früherer Arbeiten werden verschiedene Stufen der Belästigung, Gesundheitswirkungen einschließlich Herzinfarkt und Bluthochdruck, und Minderung der Schlafqualität explizit quantifiziert und bewertet. Die Expositions-Wirkungsbeziehungen hängen von der Art des Lärms ab und werden daher spezifisch für Straßen-, Schienen- und Fluglärm eingesetzt.

Grenzkosten werden für verschiedene Technologien und Situationen berechnet, um Unterschiede zwischen Fahrzeugkategorien, Verkehrssituationen, Innerorts-/Außerortsverkehr sowie das Fahren zu verschiedenen Tageszeiten im Kontext von Lärm herauszuarbeiten. Addiert man die externen Grenzkosten zu den privaten, internen Kosten, so erhöhen sich die Kosten je nach Verkehrsmittel, Technologie und Situation sehr wenig und maximal bis zu etwa einem Viertel.

Die externen Gesamtkosten werden erstmalig ebenfalls mit einem Bottom-up Ansatz und der gleichen Detaillierung wie Grenzkosten berechnet. Die Gesamtkosten belaufen sich auf 1,7 % des Bruttoinlandsprodukts Deutschlands mit Luftverschmutzung als wichtigstem Problem, dicht gefolgt von Lärm und an dritter Stelle von Treibhausgasen.

Abstract

Mobility is a key part of our society. Transport of goods plays a vital role for the economy. The increase in both in the past underpinned growth of welfare. However transport also causes alarming negative impacts to environment, public health and well-being due to air pollution and noise. Policy measures need to be implemented to address inefficiency and unfairness in the transport system. A major principle is “getting the prices right”, i.e. making the user pay the true price for transport including the so called external costs. Prerequisite for doing so is, that the impacts are known, quantitatively measured, expressed in monetary units to be allocated to the respective mode and activities.

This thesis aims at providing representative values for marginal external costs and total external costs due to air pollution and noise for the German road, rail, aviation and inland waterways transport sector. Starting from given knowledge for emissions of the energy sector, the bottom-up methodology known as the impact-pathway-approach, is significantly extended to air pollution emissions of transport. In the same way, a bottom-up methodology was set up for noise impacts, addressing especially health impacts, sleep quality and annoyance.

For external costs of air pollution the impact-pathway-approach comprises detailed emission modelling, local and regional dispersion modelling including ozone and NO_x/SO_x chemistry, primary and secondary particles and acid depositions, and quantification of impacts on human health, man made materials and crops. Monetary valuation of impacts leads to external costs. Greenhouse gas impacts are included using avoidance costs. System boundaries not only contain emissions on-site, but also up- and downstream processes, e.g. provision of fuel and vehicles as well as electricity generation for the rail sector.

For external costs of transport noise, the approach developed aims to reproduce the chain of causal relationships, starting with noise emissions, propagation, exposure of the population, up to the quantification of noise impacts via exposure-response functions. The explicit quantification and valuation of different levels of noise annoyance, health impacts including ischaemic heart disease and high blood pressure, and sleep quality is derived and applied.

Marginal external costs are expressed to reflect major differences in technology and situation taking into account e.g. different vehicle categories, traffic situations, urban, extra urban and motorway driving as well as day, evening and night time driving for noise impacts. The values add near zero to up to one quarter to the internal costs of persons or goods transport. The results show that fair internalisation of external costs to all modes could contribute to a modal shift towards more environmentally friendly rail transport.

Total external costs of transport are addressed in a unique way with the same level of detail as marginal costs via the impact-pathway-approach. The total amounts to 1,7 percent of the German gross domestic product with the air pollution as the most important problem, followed by noise and greenhouse gas emissions.

1 Problemstellung und Zielsetzung

1.1 Problemstellung

Mobilität ist eine der größten Errungenschaften unserer Zeit und ein wesentliches Element unserer Gesellschaft und unserer Lebensweise. Ohne Verkehrsleistungen wäre ein arbeitsteiliges Wirtschaften und der damit einhergehende hohe Lebensstandard undenkbar. Jedoch bringt der Transport von Personen und Gütern neben dem Nutzen auch negative Effekte mit sich, wie beispielsweise Emission von Luftverunreinigungen mit Folgen für die Gesundheit, wie Verkehrslärm, dem wir in Ballungsgebieten kaum noch entgehen können, oder wie schlimmstenfalls Unfälle, verbunden mit schwerwiegendem menschlichem Leid für die Betroffenen.

Diese negativen Effekte können weitgehend als „extern“ für den Verursacher bezeichnet werden, da er die Folgen zum großen Teil nicht selbst trägt, sondern davon überwiegend Dritte betroffen sind. Diese sind an dem einzelnen Transportvorgang nicht beteiligt und haben höchstens einen indirekten Nutzen davon – jedenfalls können sie auf die Art und Weise und die Zeit des Vorgangs keinen Einfluss ausüben. Daher wäre ein „Mechanismus“ sinnvoll, der dafür sorgt, dass der Veranlassende eines Transportvorgangs diesen in der bestmöglichen Art und Weise und unter Berücksichtigung der Interessen der anderen durchführt.

Das Konzept der „externen Kosten“ bietet dafür einen Lösungsansatz. Das Ziel ist, die negativen Folgen in Geldwerten auszudrücken und sie in den Preisen zu berücksichtigen, d.h. sie zu „internalisieren“. Dies hätte zur Folge, dass der Nachfrager nach Verkehrsleistung die Konsequenzen seiner Entscheidung in seiner Kosten-Nutzen-Abwägung mit berücksichtigt.

Zum Stand dieses Sachverhaltes wird von der Europäischen Kommission (1995) sinngemäß festgestellt: Den wichtigsten Verkehrsproblemen – Überlastung, Unfälle, Luftverschmutzung, Lärm – ist gemeinsam, dass deutliche Unterschiede zwischen den vom Einzelnen bezahlten Gebühren und den auf andere Verkehrsnutzer und die Gesellschaft abgewälzten Kosten bestehen.

Um die Höhe der zu zahlenden externen Kosten in Abhängigkeit des Verkehrsmittels und weiterer Einflussfaktoren festzulegen, werden in dieser Arbeit Methoden und Modelle zur Quantifizierung externer Kosten des Verkehrs für den Bereich Luftschadstoffe und Verkehrslärm untersucht, weiterentwickelt und damit quantitative Berechnungen durchgeführt. Insbesondere in diesen Bereichen fehlen fundierte Ergebnisse, während andere Problemfelder, wie die externen Kosten von Unfällen beispielsweise von Bickel (2004) und Staukosten von Berger (2000) detailliert untersucht werden.

1.2 Stand des Wissens

Verschiedene Studien haben von Ende der 70er Jahre bis in die 90er Jahre versucht die sozialen Kosten der Umweltbelastungen durch den Verkehr zu quantifizieren. Neben anderen Effekten wurden hier Luftschadstoffe und Lärm behandelt. Diesen Studien war ein „Von-oben nach unten“-Ansatz (top-down) gemeinsam, bei dem zunächst die Summe des Schadens abgeschätzt und anschließend auf ein Einzelfahrzeug heruntergebrochen wird. Dieser Ansatz ermöglicht jedoch nicht, die nach der ökonomischen Theorie benötigten Grenzkosten zu berechnen, sondern lediglich die Berechnung der Durchschnittskosten pro Personen- oder Fahrzeugkilometer.

Die erste umfassende Abschätzung für Deutschland legte Grupp (1986) vor. Die letzte Studie in dieser Art über die externen Effekte des Verkehrs wurde von IWW/Infras (1995) erstellt. Eine ausführliche Darstellung verschiedener anderer Studien in dieser Zeit findet sich bei Bickel (2004). Die Defizite bisheriger Studien werden nachfolgend für die Bereiche Luftschadstoffe und Lärm getrennt dargestellt.

Luftschadstoffe

In den 90er Jahren wurde in einer Reihe von Projekten, die durch die Europäische Kommission gefördert wurden (ExternE – External costs of Energy), versucht, die Umweltauswirkungen der Energieumwandlung zu quantifizieren. Dafür wurde der so genannte „Wirkungspfadansatz“ für Luftschadstoffe entwickelt. Dieser Ansatz ist ein „Von-unten-nach-oben“-Ansatz (bottom-up) und bildet die Kette kausaler Ereignisse ab, beginnend mit den Emissionen, der nachfolgenden Ausbreitung in der Atmosphäre, der Schadwirkung auf Rezeptoren und endet mit einer monetären Bewertung der physischen Schäden. Die dort realisierten Methoden erlauben eine räumlich aufgelöste und eine zeitlich zugeordnete Berechnung von externen Gesamt- als auch von Grenzkosten.

Dieser Ansatz ermöglicht die Vermeidung einer Reihe von Defiziten bisheriger Studien, die sich wie folgt zusammenfassen lassen:

- Berechnung tatsächlicher Grenzkosten durch die Berücksichtigung von Nicht-linearitäten bei der Modellierung der Luftchemie.
- Berechnung ortsabhängiger Grenz- und Gesamtkosten durch die Berücksichtigung von
 - regionalen meteorologischen Einflüssen und der
 - lokalen Verteilung von Schadgütern und der Bevölkerung.

Die bisherige Umsetzung des Ansatzes in einer Modellkette zur Berechnung von Schäden durch Kraftwerksemissionen konnte jedoch nicht direkt auf Verkehrsemissionen angewendet werden. Die Defizite hier waren:

- Keine Berücksichtigung verkehrsspezifischer Luftschadstoffe wie krebserregender Stoffe und Feinstaub $PM_{2,5}$;
- Keine angemessene Modellierung der Ausbreitung von Luftschadstoffen aus bodennahen, verkehrsspezifischen Quellen;
- Keine Möglichkeit, neben Punktquellen auch Linienquellen wie Straßen oder Schienenwege bei der Ausbreitungsrechnung zu berücksichtigen;
- Keine Nutzung räumlich hoch aufgelöster Bevölkerungsdaten für eine genaue räumliche Differenzierung der Emissionsquellen (innerorts/außerorts, unterschiedliche Bevölkerungsdichten);
- Keine flächendeckend vorhandenen meteorologischen Daten zur Berechnung der lokalen Ausbreitung über dem gesamten Bundesgebiet.

Verkehrslärm

Bisherige Studien zur Bewertung von Verkehrslärm beschränken sich auf die Verwendung von Wertansätzen je Dezibel, die sich aus Studien über die lärmbedingte Miet- oder Marktpreisminderung von Wohnungen oder Immobilien ableiten lassen, oder aus direkten

Befragungsstudien zur Zahlungsbereitschaft für eine Lärminderung. Beide Ansätze haben Defizite, die im Kapitel 4 näher ausgeführt werden und hier in Stichworten genannt sind:

- Keine Bewertung von lärmbedingten Gesundheitseffekten;
- Unzureichende Bewertung von Schlafstörungen und Minderung der Schlafqualität durch Verkehrslärm.

Generell sind folgende weitere Defizite zu nennen:

- Externe Kosten durch Verkehrslärm sind oft als Durchschnittskosten und nicht als Grenzkosten dargestellt (Straßen- und Schienenverkehr);
- Die Verkehrslärmemissionen des Straßenverkehrs sind veraltet und sind nicht Fahrzeugtypspezifisch und entsprechend der Verkehrssituation dargestellt;
- Technologie-, Flugzeugtyp- und ortsabhängige marginale externe Kosten sind nicht verfügbar;
- Die Schätzung der Exposition der Bevölkerung durch Straßen-, Schienen- und Fluglärm beruht für Deutschland auf unzureichenden Modellen.

1.3 Zielsetzung der Arbeit

Das Ziel dieser Arbeit ist die Quantifizierung von externen Grenzkosten und Gesamtkosten des Verkehrs, die durch Luftschadstoff- und Lärmemissionen in Deutschland verursacht werden. Ausgehend von dem Stand methodischer Entwicklungen bisheriger Studien wird eine Modellkette für Luftschadstoffe aus verkehrsspezifischen Emissionsquellen entwickelt. Das Ziel im Bereich Verkehrslärm ist die Neuentwicklung eines Ansatzes, der auf den methodischen Überlegungen für Luftschadstoffe aufbaut und die Trennung zwischen physischer Wirkung und monetärer Bewertung erlaubt. Insbesondere sollen hier Gesundheitseffekte quantifiziert werden. Insgesamt soll berücksichtigt werden, dass die Ansätze für Luftschadstoffe und Lärm auf die unterschiedlichen Verkehrsträger wie Straßen-, Schienen-, Binnenschiffs- und Luftverkehr konsistent angewendet werden können, um einen möglichst objektiven Vergleich auf Technologieebene zu ermöglichen.

Die Ansätze werden anschließend angewendet, um sowohl für Deutschland repräsentative Grenzkosten als auch, soweit die Datenlage es erlaubt, die Gesamtkosten des Verkehrs in Deutschland zu ermitteln. Im Folgenden werden für die Bereiche Luftschadstoffe und Lärm die jeweiligen Zielsetzungen dargestellt.

Luftschadstoffe

Für den Themenkomplex Luftschadstoffe kann auf methodische Vorarbeiten aus dem Bereich der Berechnung externer Kosten der Energieumwandlung aufgebaut werden. Die Aufgabe besteht in der Übertragung des Ansatzes auf die spezifischen Gegebenheiten des Verkehrs, vor allem des Individualverkehrs auf der Straße, sowie des Flugverkehrs und des lokal emittierenden Dieselizeugverkehrs. Die kritische Untersuchung der Möglichkeiten und die Anpassung und Ergänzung des Wirkungspfadansatzes für Luftschadstoffemissionen des Verkehrs stehen im Vordergrund. Folgende Bereiche werden für die Übertragung des bestehenden Ansatzes neu bearbeitet:

- Emissionsberechnung für den Straßen-, Schienen-, Binnenschiffs- und Luftverkehr auf Technologieebene und unter Berücksichtigung unterschiedlicher Verkehrssituationen;

- Berechnung der Ausbreitung von Luftschadstoffen aus bodennahen Quellen (Straßen-, Schienen- und Binnenschiffsverkehr) und aus startenden und landenden Flugzeugen in der Atmosphäre;
- Berechnung der räumlich hoch aufgelösten Exposition der Bevölkerung, da die Konzentrationen aus bodennahen Luftschadstoffemissionen einen hohen Konzentrationsabfall nahe der Emissionsquelle aufweisen;
- Integration der Berechnungsmodelle in einem Softwaresystem, das die Berechnung marginaler externer Kosten durch Luftschadstoffe des Verkehrs erlaubt;
- Entwicklung einer Modellkette zur Berechnung von technologie- und ortsabhängigen externen Gesamtkosten auf sehr großräumigen Straßennetzen.

Die erarbeiteten Ansätze und Modelle sollen angewendet werden zur Berechnung von:

- externen Grenzkosten für den Personenverkehr je Personenkilometer für die Verkehrsträger Straße-, Schienen-, Binnenschiffs- und Flugverkehr;
- externen Grenzkosten für den Güterverkehr je Tonnenkilometer für die Verkehrsträger Straße-, Schienen- und Binnenschiffsverkehr;
- externen Gesamtkosten für die genannten Verkehrsträger für Deutschland für das Bezugsjahr 1998;
- durchschnittlichen marginalen Kosten für die jeweiligen Verkehrsträger.

Verkehrslärm

Im Hinblick auf Verkehrslärm ist das Ziel die Neuentwicklung eines Bottom-up-Ansatzes zur Quantifizierung von externen Grenz- und Gesamtkosten von Verkehrslärm sowie die anschließende Berechnung von externen Kosten anhand ausgewählter Fallstudien. Analog zu dem Ansatz für Luftschadstoffe soll die Methode folgende Eigenschaften aufweisen:

- Berechnung physischer Wirkungen getrennt von der monetären Bewertung, womit die Transparenz der Berechnung wesentlich erhöht wird;
- Untersuchung und wenn möglich Quantifizierung von Gesundheitswirkungen, die durch Verkehrslärm hervorgerufen werden;
- Möglichkeit der verkehrsträger- und technologiespezifischen Berechnung externer Lärmkosten für Straßen-, Schienen- und Flugverkehr mit konsistenten Wertansätzen, um einen direkten Vergleich zu ermöglichen.

Für die Umsetzung der Anforderungen sind folgende Schritte notwendig:

- Überprüfung vorhandener und etablierter Lärmmodelle auf ihre Eignung und Verwendung zur Berechnung marginaler Kosten;
- Entwicklung von Methoden zur Berechnung des durch Verkehrslärm exponierten Teils der Bevölkerung;
- Recherche nach Ergebnissen der Lärmwirkungsforschung im Bereich Gesundheit und Belästigung und Untersuchung auf ihre Anwendbarkeit für die Wirkungsberechnung sowie die Berechnung von Expositions-Wirkungsbeziehungen basierend auf entsprechenden epidemiologischen Studien.

Die Erarbeitung der Methoden und Ansätze mündet in die Berechnung der externen Grenzkosten für konkrete, realitätsnahe Fallstudien für den Straßen-, Schienen- und Luftverkehr. Diese sollen die Bandbreite möglicher Einflussfaktoren wie Verkehrssituation, Fahrzeugtechnologie und Ortsabhängigkeit aufzeigen. Schließlich werden die Gesamtkosten berechnet, um die Bedeutung des Problems der externen Kosten des Verkehrslärms gegenüber anderen Verkehrs- und Umweltproblemen aufzuzeigen.

1.4 Aufbau der Arbeit

Zunächst werden in Kapitel 2 die Definition der externen Kosten sowie die Grundlagen des verwendeten Wirkungspfadansatzes dargestellt, die zum Verständnis der weiteren Ausführungen in Kapitel 3 und 4 notwendig sind.

Kapitel 3 beschäftigt sich mit dem Ansatz zur Berechnung externer Kosten durch Luftschadstoffemissionen des Verkehrs. Dargestellt werden die einzelnen Wirkungspfadsschritte und ihre Modelle sowie allgemeine Daten, die den späteren Berechnungen zugrunde gelegt sind. Erklärt werden Emission-, Ausbreitungs- und Wirkungsmodelle sowie Ansätze zur Bewertung physischer Wirkungen.

Kapitel 4 beschreibt den Ansatz und die erarbeiteten Modelle zur Berechnung externer Kosten durch Verkehrslärm. Nach einer kurzen Übersicht zur Lärmmodellierung folgen die Modellierung der betroffenen Bevölkerung und die Ableitung der quantitativen Modelle zur Abschätzung der physischen Auswirkung von Verkehrslärm. Das Kapitel endet mit der Bewertung von Verkehrslärm.

Kapitel 5 und 6 stellen Fallstudien zur Berechnung marginaler Kosten durch Luftschadstoffe und Verkehrslärm vor. Es werden ausgewählte Situationen des Straße-, Schienen-, Binnenschiffs- und Flugverkehrs betrachtet. Ausgehend von der detaillierten Darstellung der Zusammensetzung der Ergebnisse und der lokalen Gegebenheiten werden diese am Ende auf Technologieebene zusammengefasst und bezogen auf die Verkehrsleistung präsentiert.

In Kapitel 7 und 8 ist die Berechnung der Gesamtkosten für Luftschadstoffe und Lärm dargestellt. Entsprechend dem Vorgehen bei den marginalen Studien werden zunächst die Berechnungen und ihre Annahmen aufgezeigt und schließlich aggregiert als Gesamtkosten für den Straßen-, Schienen-, Flug- und Binnenschiffsverkehr dargestellt sowie bezogen auf die Verkehrsleistung berechnet.

2 Grundlagen

In diesem Kapitel werden die methodischen Grundlagen der externen Kosten, die zum Verständnis der Arbeit erforderlich sind, dargestellt. Die Definition externer Effekte und externer Kosten wird in Kapitel 2.1 behandelt. Hier wird ebenfalls auf die Begriffe der „externen Grenzkosten“ und der „externen Gesamtkosten“ eingegangen. Da die Bewertung von Umwelt- und Gesundheitswirkungen ein zentraler Punkt bei der Berechnung externer Kosten sowohl für Luftschadstoffe als auch für Lärm ist, werden allgemeine methodische Grundlagen zusammengefasst in Kapitel 2.2 dargestellt. Der prinzipielle Aufbau des so genannten „Wirkungspfadansatzes“, der in dieser Arbeit angewendet und weiterentwickelt wird, ist in Kapitel 2.3 erläutert.

2.1 Begriff der „externen Kosten“

Externe Effekte liegen vor, wenn von Aktivitäten eines Wirtschaftssubjektes (Produktion oder Konsum) positive oder negative Einflüsse auf andere Wirtschaftssubjekte ausgehen, ohne dass Gegenleistungen (Bezahlungen oder Entschädigung) erfolgen.

Im Einzelnen wird zwischen technologischen und pekuniären (geldlichen) externen Effekten unterschieden. Um pekuniäre externe Effekte handelt es sich, wenn Vor- und Nachteile für Wirtschaftssubjekte durch Aktionen eines anderen vor allem über Preisbewegungen verursacht werden. Dies ist beispielweise der Fall, wenn die Erhöhung der Produktion in einem Wirtschaftszweig zu Preiserhöhungen bei Vorleistungen (z. B. bei Rohstoffen) führt, die auch von anderen Wirtschaftszweigen in Anspruch genommen werden (Nowotny 1996). Pekuniäre externe Effekte sind unserem Wirtschaftssystem inhärent und müssen daher hier nicht betrachtet werden.

Technologische externe Effekte liegen vor, wenn die Einflüsse sich nicht in Änderungen von Faktor- oder Produktpreisen niederschlagen, sondern sich diese in anderer Form auf die Produktions- oder Nutzenfunktion eines oder mehrerer Wirtschaftssubjekte auswirken. Dies ist bei den Umwelteffekten durch die Emission von Luftschadstoffen und Lärm der Fall, indem sich die Qualität der Umwelt durch die Aktionen anderer ändert.

Durch eine Monetarisierung von externen Effekten, d.h. durch eine Bewertung in Geldeinheiten, können die externen Effekte in externe Kosten umgerechnet werden. Die Umrechnung in ein gemeinsames Maß ermöglicht, dass unterschiedliche Effekte (z. B. Gesundheitsschäden und Materialschäden) miteinander verglichen und auch in Relation zu Einkommen und Preisen gesetzt werden können.

Das Auftreten von technologischen externen Effekten führt dazu, dass die vom Konsumenten oder Produzenten zu tragenden Kosten (die internen oder privaten Kosten) nicht den gesamten volkswirtschaftlichen Kosten (den sozialen Kosten) entsprechen müssen. Handelt es sich um negative Effekte, so wird die Differenz zwischen den tatsächlichen sozialen Kosten und den internen Kosten als externe Kosten bezeichnet. Da diese nicht in den Preisen enthalten sind und somit angenommen wird, dass sie weder in Produktions- noch in Konsumententscheidungen eingehen, kommt es zu Fehlallokationen, d.h. einem zu hohen Verbrauch eines oder mehrerer Kostenfaktoren.

Im Weiteren werden externe Effekte und Kosten als technologische externe Effekte verstanden.

2.1.1 Externe Grenzkosten

Externe Grenzkosten im Verkehr – auch als marginale Kosten bezeichnet – sind die Kosten, die einer kleinen Änderung der Verkehrsnachfrage zuzuordnen sind, z.B. der Fahrt eines letzten zusätzlichen Fahrzeugs oder dem Transport einer zusätzlichen Ladeinheit.

Die Berechnung von marginalen externen Kosten ist erforderlich, weil die Internalisierung mit marginalen und nicht mit Durchschnittskosten erfolgen muss. Die Begründung hierfür entstammt den Optimalitätsbedingungen des totalen Konkurrenzgleichgewichts aus der mikroökonomischen Theorie. Eine der Optimalitätsbedingungen besagt, dass die (pareto)-optimale Produktionsmenge dadurch gekennzeichnet ist, dass die (volkswirtschaftlichen, d.h. Summe aus internen und externen) Grenzkosten gleich dem Grenzerlös sind; der Grenzerlös entspricht aber dem Marktpreis und somit der marginalen Zahlungsbereitschaft des „letzten“ Nachfragers. Somit ist die Höhe der externen Grenzkosten die relevante Größe, die sich durch die Internalisierung im Preis widerspiegeln muss (Schmid, Preiss et al. 2003).

Grenzkosten werden in dieser Arbeit unabhängig vom Verkehrsträger über die Auswirkungen eines zu der bestehenden Verkehrsnachfrage zusätzlichen Fahrzeugs berechnet. Diese werden für den intermodalen Vergleich über eine mittlere Auslastung auf die beförderten Personen oder Güter heruntergebrochen.

Für den Straßenverkehr folgt daraus, dass ein zusätzliches Straßenfahrzeug (Pkw, Motorrad, Bus, leichter Lkw, schwerer Lkw) betrachtet wird. Für den Schienenverkehr wird mit einem zusätzlichen Zug gerechnet, für den Binnenschiffsverkehr mit einem zusätzlichen Schiff. Für Straße, Schiene und Schiff werden dabei die Kosten als Mittelwert je Fahrzeugkilometer ausgedrückt. Für den Flugverkehr werden die Grenzkosten als die Kosten berechnet, die durch eine bestimmte zusätzliche Flugbewegung (Start oder Landung) innerhalb des LTO-Zyklus (landing/take-off cycle) entstehen. Die Bilanzgrenze des LTO-Zyklus wird gewählt, da in etwa durch das Erreichen der Mischungsschicht in der Troposphäre die Luftschadstoffemissionen oberhalb einer natürlichen Grenze freigesetzt werden. Da Schadstoffe nur sehr langsam nach unten gemischt werden, ist die Bevölkerung ihnen nicht mehr unmittelbar ausgesetzt. Dies trifft nicht auf Wirkungen von Luftschadstoffemissionen auf den Treibhauseffekt zu, welche jedoch hier nicht im Zentrum der Untersuchung stehen. Die Betrachtung des Start- bzw. Landevorgangs ist für Fluglärm beim gegenwärtigen Stand der Wirkungsforschung und der Bewertung ebenfalls ausreichend.

Die Betrachtung eines zusätzlichen Passagiers bzw. einer zusätzlichen Ladeinheit wäre theoretisch ebenfalls möglich. Dies würde die Auslastung erhöhen und die externen Kosten pro Kopf bzw pro Tonne senken. Wenn zu einem bestimmten Zeitpunkt aus Kapazitätsgründen ein zusätzlicher Zug, Bus oder ein Flugzeug eingesetzt wird, senkt dieser zunächst kurzzeitig die mittlere Auslastung des jeweiligen Verkehrsmodes. Für das Ziel der Internalisierung der externen Kosten ist die Berechnung eines über alle Passagiere bzw. der Gesamtfracht gemittelten Werts aufgrund einer mittleren Auslastung jedoch sinnvoll. Daher wird ein letztes zusätzliches Fahrzeug mit der mittleren Auslastung betrachtet.

Im Hinblick auf andere Kostenkategorien, insbesondere Infrastrukturkosten, werden Grenzkosten in so genannte „Kurzzeit“- (short-run marginal costs, SRMC) und „Langzeit“-Kosten (long-term marginal costs) unterschieden. SRMC berücksichtigen keine Kapazitätserweiterung und beziehen sich nur auf den Verkehr, der die existierende

Infrastruktur nutzt, während die Langzeitkosten eine Kapazitätserhöhung bei steigender Nachfrage berücksichtigen.

2.1.2 Gesamtkosten

Die externen Gesamtkosten, als Summe für den gesamten Verkehr oder eines bestimmten Teils des Verkehrs einer territorialen Einheit und bezogen auf einen bestimmten Zeitraum, sind neben den Grenzkosten ein weiteres Instrument der Verkehrspolitik. Externe Umweltkosten sollen zukünftig neben anderen Kostenkategorien wie Staukosten oder Infrastrukturkosten in einem Kontensystem geführt werden, um in Form einer Zeitreihe den Erfolg oder Misserfolg der Entwicklung kontrollieren zu können.

Als Politikziele für ein volkswirtschaftliches Kontensystem des Verkehrs, für die externe Gesamtkosten benötigt werden, können für die Umwelteffekte folgende Punkte genannt werden (Sansom, Nellthorp et al. 2000):

- Kontrolle der Kostendeckung durch den Vergleich von internalisierten externen Kosten zu den Gesamtkosten;
- Optimale Auswahl von gesetzlichen Regelungen durch Kosten-Nutzen-Analyse, um eine angemessene Höhe der Intervention festzulegen;
- Festlegung der Rangfolge von Maßnahmen durch Berücksichtigung der Bedeutung im Vergleich zu anderen Kostenkategorien;
- Rechtfertigung der Festlegung neuer Preisinstrumente durch Vergleich des Gesamtaufwands der Erhebung mit dem Nutzen.

Um diese Anforderungen für ein Kontensystem des Verkehrs zu erfüllen, müssen die externen Gesamtkosten entsprechend detailliert dargestellt werden. Für eine verursachergerechte Zuordnung ist eine disaggregierte Darstellung bis auf die technologische Ebene notwendig.

Aufgrund von Nichtlinearitäten bei der Berechnung von externen Kosten durch Luftschadstoffe und Verkehrslärm können diese nicht von der Hintergrundbelastung unabhängig dargestellt werden. Die Gesamtkosten GK eines Teils i des Verkehrs werden daher definiert als:

$$GK_i = GK_{gesamt} - GK_{(gesamt-i)}.$$

Für Luftschadstoffe bedeutet dies beispielsweise, dass die Gesamtkosten des Straßengüterverkehrs SGV mit den Emissionen E_{SGV} aus der Differenz zwischen den externen Kosten der Luftschadstoffemissionen aller Sektoren E_S und den externen Kosten der Emissionen ($E_S - E_{SGV}$) berechnet werden.

Für Lärm gilt dies analog, wobei diese Detailtiefe aufgrund nicht verfügbarer Daten und Modellierungsmöglichkeiten in dieser Arbeit teilweise nicht erreicht werden kann.

2.2 Bewertung von Umwelt- und Gesundheitswirkungen

Für die Bestimmung externer Kosten müssen Umweltgüter und Gesundheit monetär bewertet werden. Die folgenden beiden Abschnitte skizzieren allgemeine Grundlagen und Methoden im Zusammenhang mit der Bewertung, die zum Verständnis dieser Arbeit als notwendig erachtet werden. Eine umfassende Darstellung sozioökonomischer Verfahren ist beispielsweise bei Endres (1998) nachzulesen.

2.2.1 Grundlagen

Ein wesentliches Problem bei der Bewertung von Umwelt- und Gesundheitswirkungen ist, dass es für bestimmte Güter keine Marktpreise gibt. Diese werden als so genannte intangible Güter bezeichnet im Gegensatz zu tangiblen Gütern, deren Wert beim Kauf klar bestimmt ist (z.B. landwirtschaftliche Produkte). Im Allgemeinen zählen öffentliche Güter, wie z.B. Luft oder Ruhe, zu den intangiblen Gütern, aber auch der Wert der Beeinträchtigung des physischen und psychischen Wohlbefindens und der Verlust an Lebenszeit sind immaterieller Natur, abgesehen von Krankenhaus-, Arznei- und Erwerbsausfallkosten.

Ein Ansatz, um für intangible Güter dennoch einen ökonomischen Wert zu bestimmen, ist die Ermittlung der Zahlungsbereitschaft (ZB, engl. willingness to pay, WTP) der Bevölkerung für eine Verbesserung der Umweltsituation, bzw. die Höhe der Entschädigungsforderungen (engl. willingness to accept, WTA) für eine Verschlechterung der Umweltsituation (Pearce und Howarth 2000).

Das monetäre Maß für eine Änderung der Wohlfahrt durch eine Änderung des Umweltzustandes kann durch verschiedene Komponenten beschrieben werden, welche in der Summe als ökonomischer Gesamtwert (engl. total economic value) bezeichnet werden kann. Der ökonomische Gesamtwert ergibt sich als Summe aus nutzungsabhängigen Werten und nicht-nutzungsabhängigen Werten.

Der nutzungsabhängige Wert beinhaltet (Pearce und Howarth 2000):

- Den direkten Nutzwert, z.B. saubere Luft zur Vermeidung von Auswirkungen auf die Gesundheit;
- Den indirekten Nutzwert, z.B. den Wert des Erhalts von Ökosystemen, und somit Erhalt von Lebensgrundlagen;
- Den Optionswert, als Wertschätzung für den Erhalt einer Ressource (z.B. Wald) für eine spätere Nutzung.

Der nicht-nutzungsabhängige Wert beinhaltet:

- Den Existenzwert, der die Wertschätzung für Güter aus moralischen oder altruistischen (selbstlosen) Gründen widerspiegelt und unabhängig von der eigenen heutigen oder zukünftigen Nutzung ist;
- Den Vermächtniswert, der die positive Wertschätzung damit begründet, das Gut den Nachkommen zu erhalten (allerdings nur aus der eigenen Sicht, da die Präferenzen zukünftiger Generationen unbekannt sind).

Der nicht-nutzungsabhängige Wert kommt insbesondere bei der Bewertung von Ökosystemen im Zusammenhang mit geographisch weit entfernten oder nicht-reversiblen Änderungen zum Einsatz, wie auch der Optionswert. Allerdings ist interessant, dass auch für Ruhe, als ein jederzeit wiederherstellbares Gut, Zahlungsbereitschaften ermittelt wurden, die dem Existenzwert oder Optionswert zuzuordnen sind. Bei der Ermittlung von Zahlungsbereitschaften müssen also die möglichen Komponenten ausreichend berücksichtigt werden. Die Methoden hierzu werden in Abschnitt 2.2.2 erläutert.

Für die Bewertung von Gesundheitseffekten wie z.B. Lungenkrebs, Herzinfarkt oder Schlafstörung müssen jedoch auch so genannte „harte“ Kosten berücksichtigt werden. In

dieser Arbeit werden daher monetäre Werte für Gesundheitsrisiken verwendet, die sich aus der Summe folgender Komponenten ergeben (nach Hunt 2001):

- (i) Kosten für Ressourcen: Medizinische Kosten, die durch das Gesundheitswesen oder durch Versicherungen gedeckt werden, und weitere persönliche Ausgaben des Individuums oder der Familie.
- (ii) Opportunitätskosten: Kosten durch Produktivitätsausfall (Arbeitszeitausfall oder reduzierte Leistung) und durch Freizeitverlust, z.B. ehrenamtliche Tätigkeit.
- (iii) Nutzenverlust: Weitere soziale und ökonomische Kosten, einschließlich Beschränkungen oder verminderter Genuss von Freizeitaktivitäten, eigenes Unbehagen und eigene Umstände (Schmerz und Leiden), Angst vor der Zukunft und Unbehagen, Sorge und Umstände der Familie und anderer.

Die Komponenten (i) und (ii) ergeben sich aus Marktpreisen. In der Literatur werden diese Komponenten als Krankheitskosten (Cost of Illness, COI) bezeichnet. Zu diesem Teil muss ein Maß für den Verlust des individuellen Nutzens addiert werden, das sich z.B. in einer Zahlungsbereitschaft widerspiegelt, den Nutzenverlust, der mit der Krankheit verbunden ist, zu vermeiden.

2.2.2 Methoden zur Erfassung von Zahlungsbereitschaften

Prinzipiell lassen sich für die Erfassung von Zahlungsbereitschaften zwei Methoden unterscheiden:

- Die Ermittlung der offenbarten Präferenzen (engl. revealed preferences): Diese werden aus tatsächlichen, beobachteten Marktinformationen direkt oder indirekt abgeleitet, z.B. der Wert von Wohneigentum in Abhängigkeit von der Schallexposition, und
- Die Ermittlung von geäußerten Präferenzen (engl. stated preferences): Diese werden mit Hilfe von Befragungen ermittelt.

Während nutzungsabhängige Werte sich sowohl durch Methoden der offenbarten Präferenz als auch durch Methoden der geäußerten Präferenz ermitteln lassen, können nicht-nutzungsabhängige Werte nicht aus dem Marktgeschehen isoliert werden, sondern sind nur durch Befragung zu ermitteln (Pearce und Howarth 2000).

Zu den Methoden der offenbarten Präferenz gehören die hedonische Preisbildung (engl. hedonic pricing) und die Marktpreise (engl. market prices) sowie die Reisekostenmethode (engl. travel cost method), Ausweichreaktionen (engl. averting behaviour) und diskrete Auswahlmodelle (engl. discrete choice models), wobei die beiden erstgenannten für diese Arbeit insbesondere interessant sind. Die hedonische Preisbildung wurde in der Vergangenheit sehr häufig zur Bewertung von Verkehrslärm verwendet, während sich der Einsatz von Marktpreisen auf die Bewertung von Ernteeinbußen bei Nutzpflanzen durch Luftschadstoffe beschränkt.

Die weitaus wichtigste Methode zur Ermittlung einer geäußerten Präferenz bildet die Methode der Kontingenten Bewertung (abgekürzt KBM, engl. contingent valuation). Bei der KBM werden Probanden direkt zu ihrer Zahlungsbereitschaft oder Akzeptanzbereitschaft für eine bestimmte Änderung der Umweltsituation befragt. Den Befragten wird eine mögliche (engl. contingent), aber hypothetische Situation geschildert, die eine Änderung in der Bereitstellung des zu bewertenden Gutes darstellt. Damit kann dann die Frage nach der

Zahlungsbereitschaft, um dies zu vermeiden, verbunden (z.B. die Vermeidung von Krankheiten) oder ein Verbesserungsplan dargestellt sein, wobei sich die Fragen letztendlich auf die Finanzierung des Plans beziehen. Letzteres kommt vor allem in Verbindung mit Verkehrslärm zum Einsatz. Unter der Methode der Zusammenhangsanalyse (engl. conjoint analysis) lassen sich mehrere Ansätze zusammenfassen. Dazu gehören: Auswahlexperimente (engl. choice experiments), die Ermittlung einer Rangfolge (engl. contingent ranking) und Experimente mit jeweils paarweisen Vergleichen (engl. paired comparisons). Die Methode der Kontingenten Bewertung kommt im Zusammenhang mit externen Kosten bei der Bewertung von Verkehrslärm und Luftschadstoffen zum Einsatz. Eine Übersicht zur Einordnung verschiedener, in dieser Arbeit genannter Methoden zur Ermittlung einer Zahlungsbereitschaft ist in Abbildung 1 dargestellt.

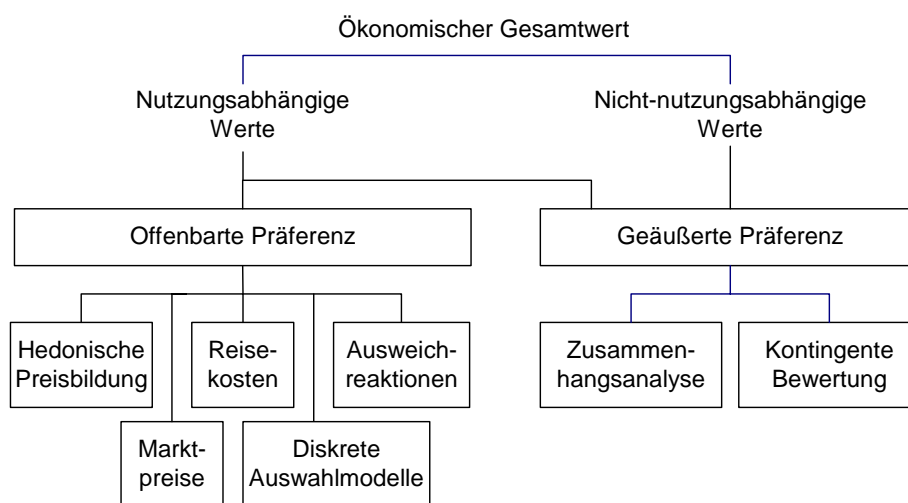


Abbildung 1: Übersicht der Methoden zur Erfassung von Zahlungsbereitschaften (nach Pearce und Howarth 2000).

2.3 Der Wirkungspfadansatz zur Berechnung externer Umweltkosten

Abgesehen von der monetären Bewertung von Umwelt- und Gesundheitseffekten muss für die Berechnung der externen Kosten auch die Quantität der Änderung des Zustandes der Umwelt durch eine Emission ermittelt werden. Also z.B. wie viel „Husten“ durch die Luftschadstoffemission einer ein Kilometer langen Fahrt eines Pkw verursacht wird oder wie viele Menschen sich durch eine zusätzliche Fahrt eines Lkws gestört oder vermehrt gestört fühlen.

Hierzu ist es notwendig, eine so genannte Bottom-up-Methode („Von-unten-nach-oben“-Methode) einzusetzen. Diese folgt bei der Berechnung der realen Wirkungskette der Schadensentstehung und steht im Gegensatz zu früher verwendeten Top-down-Methoden („Von-oben-nach-unten“-Methoden). Bottom-up-Ansätze haben den Vorteil, dass die Zuordnung von Ursache und Schaden bei der Berechnung eindeutig ist. Weiterhin ist es von Vorteil, wenn der Ansatz erlaubt, die physischen Schäden, die durch Emissionen in die Umwelt entstehen, explizit auszudrücken (z.B. als Fälle von chronischer Bronchitis) und eine monetäre Bewertung getrennt vorzunehmen. Dies trägt wesentlich zur Transparenz der ermittelten externen Kosten bei.

Der Wirkungspfadansatz ist ein Bottom-up-Ansatz und bildet die Kette von kausalen Ereignissen ab, beginnend mit den Emissionen, der nachfolgenden Ausbreitung in der Atmosphäre, der Schädigung von Rezeptoren und endet mit einer monetären Bewertung der physischen Schäden. In Abbildung 2 ist der Wirkungspfadansatz graphisch dargestellt.

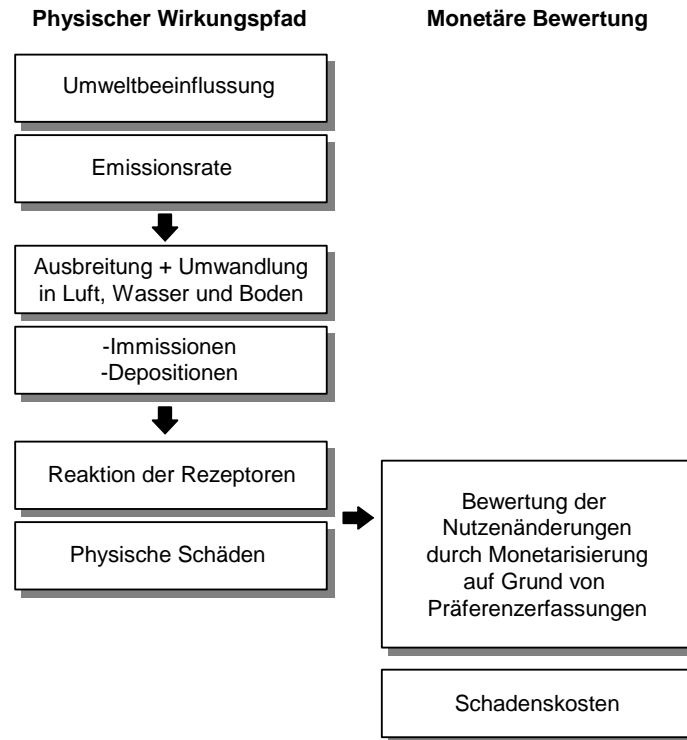


Abbildung 2: Darstellung des Wirkungspfadansatzes zur Berechnung von externen Umwelt- und Gesundheitskosten (nach Friedrich 2002, verändert).

Der Wirkungspfadansatz erlaubt eine räumlich aufgelöste und eine zeitlich zugeordnete Berechnung von externen Kosten, insbesondere durch Luftschadstoffe und Lärm. Der räumliche Aspekt berücksichtigt lokale Gegebenheiten wie Meteorologie und Bevölkerungsverteilung. In zeitlicher Hinsicht werden Einwirkungsdauer, Latenzzeiten und Schadenseintritt in der Zukunft beachtet.

3 Ansatz zur Berechnung externer Kosten durch Luftschadstoffemissionen des Verkehrs

Der Wirkungspfadansatz zur Berechnung externer Kosten durch Luftschadstoffemissionen besteht aus den Rechenschritten Emissionsberechnung, Ausbreitungsrechnung, Expositionsabschätzung von Schadensgütern, Wirkungsmodellierung und monetäre Bewertung der physischen Wirkungen. In diesem Kapitel werden die quantitativen Grundlagen, Methoden und Rechenmodelle beschrieben, die bei der Berechnung der externen Grenz- und Gesamtkosten durch luftgetragene Emissionen des Verkehrs in den Kapiteln 5 und 7 zur Anwendung kommen. Unter dem Begriff „luftgetragene Emissionen“ werden in dieser Arbeit die klassischen Luftschadstoffe wie z.B. CO, NO_x und SO₂ sowie die Treibhausgase CO₂, CH₄ und N₂O zusammengefasst. Der Begriff „Luftschadstoffe“ wird der Einfachheit halber als Synonym für externe Kosten verursachende, luftgetragene Emissionen verwendet.

3.1 Modellierung von Luftschadstoffemissionen

Die Methoden zur Berechnung von Luftschadstoffemissionen unterscheiden sich grundsätzlich nach Verkehrsträger, sodass Straßen-, Schienen-, Flug- und Schiffsverkehr getrennt dargestellt werden müssen. Gemeinsam ist allen Verkehrsmitteln mit Verbrennungsmotor, dass sowohl Emissionen am Fahrzeug am Ort des Fahrens und Abstellens auftreten als auch jeder Fahrt Emissionen aus vor- und nachgelagerten Prozessen zugeordnet werden können. Dies betrifft generell die Fahrzeug-, Kraftstoff- und Infrastrukturbereitstellung. Für Verkehrsmittel wie z.B. dem Schienenverkehr mit Elektrotraktion, bei dem vor Ort keine Abgasemissionen entstehen, muss die vorgelagerte Energiewandlungskette besonders berücksichtigt werden.

Die externen Kosten, die aus der Infrastrukturbereitstellung resultieren, werden in dieser Arbeit nicht betrachtet. Primäres Ziel ist es, so genannte „Kurzzeit-Grenzkosten“ (engl. short-term marginal costs, STMC) zu berechnen, die bei gegebener Infrastrukturkapazität entstehen. Dabei werden externe Kosten, die den Emissionen durch den Bau von Infrastrukturen zuzuordnen sind, als so genannte „vergangene Kosten“ (engl. sunk costs) betrachtet. Diese sind im Nachhinein nicht zu internalisieren und daher bei den STMC nicht zu berücksichtigen.

Da bereits ausreichend Informationen zu Emissionsfaktoren und Sachbilanzen vor- und nachgelagerter Prozesse verfügbar sind, kann auf bestehende Quellen zurückgegriffen werden. Daher beschränkt sich dieser Abschnitt im Wesentlichen auf die Zusammenfassung, Analyse und Darstellung der zugrunde gelegten Daten basierend auf vorhandenen Studien. Zur Einordnung der Ergebnisse und für die Transparenz der berechneten externen Kosten ist die Darstellung der Ausgangsdaten jedoch unumgänglich.

3.1.1 Straßenverkehr

Der Straßenverkehr emittiert eine Vielzahl von Luftschadstoffen. Dies resultiert aus der überwiegenden instationären Betriebsweise heutiger Kraftfahrzeugmotoren, bei der es zur unvollständigen Verbrennung von Kohlenwasserstoffen kommt. Neben der absoluten Höhe der direkten Emissionen, die auch durch das hohe Verkehrsaufkommen insgesamt zustande kommen, tragen die Kraftstoff- und die Fahrzeugbereitstellung nicht unerheblich zu den Gesamtemissionen je Fahrzeugkilometer bei.

3.1.1.1 Emissionen am Fahrzeug

Für die Berechnung von Emissionen am Fahrzeug lassen sich verschiedene Teilprozesse unterscheiden. Der Großteil der Emissionen entsteht für die meisten Schadstoffe im betriebswarmen Zustand. Für leicht flüchtige Kohlenwasserstoffe sind jedoch Kalt- und Kühlstartemissionen, Verdunstungsemissionen des nicht in Betrieb befindlichen Fahrzeugs, Tankatmung, Verdunstungsemissionen während der Fahrt, erhöhte Verdunstungsemissionen nach Abstellen des Fahrzeugs und Betankungsverluste ebenfalls bedeutend (Wickert 2001). Weiterhin sind den Emissionen am Fahrzeug Partikelemissionen aus Reifen-, Brems- und Straßenabrieb zuzuordnen. Diese unterscheiden sich jedoch in ihrer Größe und Struktur wesentlich von den Emissionen aus Verbrennungsprozessen. Da ihr Beitrag zu den Gesundheitswirkungen ungeklärt ist bzw. als gering eingeschätzt wird, werden Partikelemissionen aus Reifen-, Brems- und Straßenabrieb nicht betrachtet.

Abgasemissionen im betriebswarmen Zustand

Die Abgasemissionen im betriebswarmen Zustand sind dem ‚Handbuch Emissionsfaktoren des Umweltbundesamtes‘ (INFRAS 1997) entnommen. Darin ist der so genannte ‚Instantaneous-emission‘-Ansatz zur Berechnung von Emissionsfaktoren implementiert. Dieser Ansatz berücksichtigt, dass es sehr viele unterschiedlich Verkehrssituationen gibt, die nicht alle durch Messungen auf Rollenprüfständen erfasst sind. Daher werden diese rechnerisch modelliert, ausgehend von Daten aus der gleichzeitigen, sekundengetakteten Messung der Emissionen und den emissionsrelevanten Parametern Geschwindigkeit v und Beschleunigung b von wenigen Rollenprüfstandsmessungen (Wickert 2001). In Tabelle 1 sind beispielhaft Emissionsfaktoren verschiedener Straßenfahrzeuge dargestellt, wie sie in den Fallstudien zu den marginalen Kosten in Kapitel 5 verwendet werden.

Tabelle 1: Emissionsfaktoren verschiedener Fahrzeugkategorien bzw. Fahrzeugschichten für die Verkehrssituation ‚Durchschnitt innerorts‘.

g/(Fzg-km)	CO	NO _x	PM _{2,5}	SO ₂	NM-VOC	CO ₂	CH ₄	N ₂ O	Benzol	KV
Motorrad ^a	17,85	0,17	-	0,01	1,88	144	0,060	0,005	0,090	45
Pkw, Otto, Euro1 ^b	1,85	0,36	0,005 ^d	0,021	0,06	227	0,020	0,04	0,007	71
Pkw, Otto, Euro2 ^b	1,80	0,24	0,005 ^d	0,007	0,05	224	0,010	0,03	0,005	70
Pkw, Otto, Euro4 ^b	0,76	0,05	0,005 ^d	0,007	0,02	211	0,008	0,01	0,002	67
Pkw, D, Euro1 ^b	0,59	0,58	0,060	0,035	0,08	157	0,002	0,008	0,002	49
Pkw, D, Euro2 ^b	0,40	0,46	0,050	0,034	0,05	155	0,001	0,008	0,001	49
Pkw, D, Euro4 ^b	0,29	0,23	0,010	0,005	0,04	145	0,001	0,008	0,001	46
LNF, D, EURO2	0,37	0,74	0,070	0,06	0,08	276	0,002	0,008	0,002	87
Sattelzug, Euro2 ^c	1,04	16,07	0,360	0,36	1,28	1628	0,030	0,04	0,020	513
Reisebus (>16t) ^c	1,08	11,07	0,260	0,25	1,38	1130	0,030	0,03	0,020	356
Stadtbus	1,64	13,66	0,250	0,28	0,97	1262	0,020	0,03	0,010	397

Anm.: a.) 4Takt, ECE40-01 >750ccm; b.) Pkw Hubraum 1,4-2l; c.) beladen; D=Diesel; Quelle: INFRAS (1997) außer d.) eigene Annahmen nach (Garben und Wiegand 1993; Klein 1993; Rijkeboer und Hendriksen 1993).

3.1.1.2 Vor- und nachgelagerte Prozessstufen des Straßenverkehrs

Zusätzlich zu den direkten Emissionen am Fahrzeug müssen für die externen Kosten des Straßenverkehrs auch die Emissionen aus der Fahrzeugbereitstellung und der Kraftstoffbereitstellung berücksichtigt werden. Eine schematische Darstellung vor- und nachgelagerter Prozesse beim Betrieb von Straßenfahrzeugen zeigt Abbildung 3.

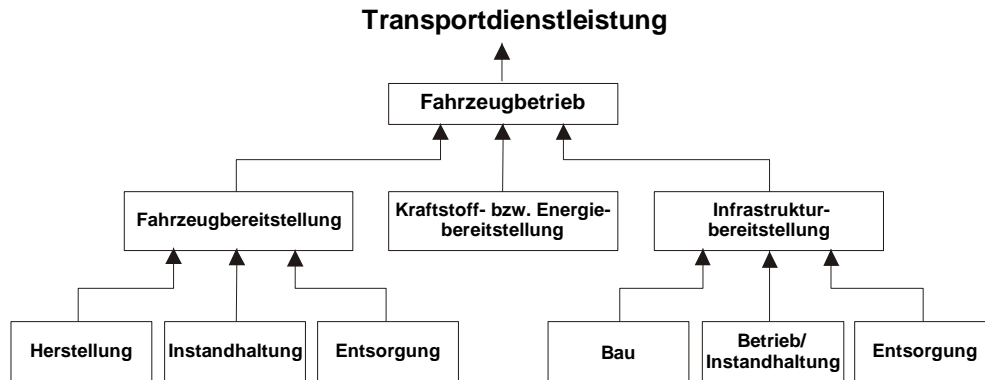


Abbildung 3: Vor- und nachgelagerte Prozesse beim Betrieb von Straßenfahrzeugen (in Anlehnung an Kürbis et al. (2001)).

Kraftstoffbereitstellung

Lewis (1997) beschäftigt sich mit den kumulierten Emissionen der Kraftstoffbereitstellung. Unterschieden werden die Prozessschritte Extraktion, Rohöltransport, Raffinerie und Verteilung sowie die Konfiguration der Raffinerien und Lage verschiedener europäischer Länder. Die Ergebnisse für Deutschland sind in Tabelle 2 zusammengefasst dargestellt.

Tabelle 2: Emissionsfaktoren nach Prozessschritt für die Kraftstoffbereitstellung in Deutschland frei Tankstelle.

g/kg	CO ₂	CO	NO _x	NMHC	SO ₂	CH ₄	PM ₁₀
Benzin	432,30	0,241	2,030	9,780	3,670	0,813	0,103
Extraktion	38,8 %	30,3 %	23,2 %	5,5 %	0,001 %	89,7 %	nv
Rohöltransport	8,2 %	42,0 %	46,3 %	13,1 %	0,4 %	nv	27,0 %
Raffinerie	52,9 %	20,8 %	27,7 %	81,4 %	99,6 %	10,3 %	68,5 %
Verteilung	0,0 %	6,9 %	2,7 %	0,0 %	0,03 %	nv	4,4 %
Diesel	314,80	0,210	1,690	3,970	2,630	0,713	0,054
Extraktion	50,2 %	32,5 %	26,2 %	12,8 %	0,001 %	95,7 %	nv
Rohöltransport	10,6 %	45,1 %	52,2 %	30,2 %	0,5 %	nv	48,0 %
Raffinerie	39,2 %	15,5 %	18,7 %	57,0 %	99,5 %	4,3 %	44,6 %
Verteilung	0,0 %	6,9 %	2,9 %	0,0 %	0,04 %	nv	7,3 %

Quelle: Lewis (1997).

Für die Wirkungsabschätzung mit Hilfe des Wirkungspfadansatzes ist die Kenntnis des Emissionsortes wesentlich. Die Daten zeigen, dass zirka die Hälfte der Stickoxidemissionen und ein Drittel bis die Hälfte der Partikelemissionen nicht in Deutschland, sondern während des Rohöltransports stattfinden. Da der Ort der Emissionen aus Extraktion und Rohöltransport nicht bekannt ist, werden lediglich die Treibhausgasemissionen aus diesen Prozessen bei den externen Kosten berücksichtigt. Bei den Gesamtkosten des Straßenverkehrs wird die

Verteilung von der Raffinerie bzw. vom Zwischenlager zur Tankstelle nicht berücksichtigt, da diese bei den Emissionen des Güterverkehrs bereits enthalten sind.

Fahrzeuggestellung

Die Fahrzeuggestellung umfasst die Prozesse zur Herstellung, Instandhaltung und Entsorgung von Fahrzeugen. Die Emissionen, die bei der Fahrzeuggestellung entstehen, treten umso mehr in den Vordergrund, je geringer die Lebenslaufleistung des Fahrzeugs ist. Tabelle 3 enthält eine Zusammenfassung der Emissionsfaktoren aus verschiedenen Quellen, sowie die Annahmen, die den marginalen Kostenberechnungen zugrunde gelegt sind.

Tabelle 3: Emissionsfaktoren für Herstellung, Instandhaltung und Entsorgung für Fahrzeuge des Straßenverkehrs.

g/(Fzg-km)		CO ₂	CO	NO _x	NMHC	SO ₂	CH ₄	PM ₁₀ ^{g)}	N ₂ O
Pkw ^{b)}	Herstellung ^{a)}	29,35	0,0163	0,0627	0,0427	0,1027	0,0870	0,0026	0,0007
	Instandhaltung	13,65	0,0046	0,0226	0,0779	0,0365	0,0234	0,0013	0,0003
	Entsorgung	0,66	0,0009	0,0039	0,0011	0,0015	0,0009	0,0021	0,0000
LNF ^{c)}	Herstellung	29,19	0,0176	0,0739	0,0613	0,3899	0,0883	0,0128	0,0007
	Instandhaltung	30,87	0,0097	0,0517	0,0827	0,0845	0,0524	0,0027	0,0006
	Entsorgung	0,08	0,0001	0,0000	0,0000	0,0000	0,0000	0,0000	0,0000
Sattelzug	Herstellung ^{d)}	67,39	0,0466	0,1540	0,1388	0,4712	0,2163	0,0309	0,0017
	Instandhaltung	92,64	0,0781	0,1872	0,6140	0,3430	0,2166	0,0248	0,0021
	Entsorgung ^{d)}	0,13	0,0001	0,0001	0,0000	0,0000	0,0000	0,0000	0,0000
Bus ^{e),f)}	Herstellung	72,71	0,0534	0,1680	0,1876	0,5052	0,2262	0,0312	0,0019
	Instandhaltung	24,61	0,0097	0,0390	0,1340	0,0613	0,0446	0,0033	0,0004
	Entsorgung	0,15	0,0001	0,0001	0,0000	0,0000	0,0000	0,0001	0,0000

Quellen: Maibach (1995), außer a) Schweimer (2002); Anm.: Gesamtfahrleistungen b.) 150.000 km, c.) 235.000 km, d.) 900.000 km, e.) 540.000 km f.) Reise-/Linienbus g.) korrigierte Werte: 5 gew-% der in den Quellen gegebenen Staubemissionen werden als PM₁₀ aus Verbrennungsprozessen angesehen (Marheineke 2000).

3.1.2 Schienenverkehr

Die Luftschadstoffemissionen des Schienenverkehrs bestehen hauptsächlich aus den Emissionen der Dieseltraktion am Fahrzeug und den Emissionen der Kraftwerke für die Strombereitstellung der Elektrotraktion.

3.1.2.1 Emissionen am Fahrzeug

Als Emissionen am Fahrzeug (Zug) sind hauptsächlich die Emissionen aus der Dieseltraktion zu nennen. Emissionsfaktoren werden in der Literatur spezifisch in Abhängigkeit des Kraftstoffverbrauchs angegeben. Die im Weiteren verwendeten Faktoren sind in Tabelle 4 dargestellt. Der Energieverbrauch eines Zuges ist von der Zugkonfiguration, insbesondere vom Gewicht, abhängig. Für einen Nahverkehrszug mit fünf Wagen wird beispielsweise ein Verbrauch von 4,3 kg/km Diesel angegeben (IFEU 1999).

Tabelle 4: Emissionsfaktoren für Diesel Traktion der Deutschen Bahn 1999

g/kg	CO	NO _x	PM _{2,5}	SO ₂	NMVOC	CO ₂	CH ₄	N ₂ O	Benzol
Personenfernverkehr	16	59	1,1	0,66	5,7	3175	0,14	nv	0,11
Personennahverkehr	11	49	0,96	0,66	3,9	3175	0,10	nv	0,08
Güterverkehr	15	55	1,2	0,66	4,7	3175	0,12	nv	0,09

Quelle: IFEU (1999).

Zu den Emissionen am Zug während der Fahrt vor Ort zählen ebenfalls die betriebsbedingten Emissionen aus dem Verschleiß der Oberleitung, der Räder und der Schienen als auch der Verschleiß der Bremsbeläge. Die Studie von Emmerling (1996) kommt hier zu dem Schluss, dass als Hauptkomponente Eisenoxidpartikel emittiert werden. Für die Legierungsbestandteile Chrom und Nickel wurden im Nahbereich der Bahnstrecke keine Anreicherungen nachgewiesen (BUWAL 1992). Durch den Verschleiß der Oberleitung wird jedoch Kupfer in den umliegenden Oberböden angereichert. Da weder über die Größenverteilung der Eisenoxidpartikel Daten vorliegen noch für eine Wirkungsmodellierung Informationen vorhanden sind, werden diese Emissionen hier nicht weiter betrachtet.

3.1.2.2 Vor- und nachgelagerte Prozessstufen

Beim Schienenverkehr ist die Betrachtung der vor- und nachgelagerten Prozesse insbesondere bei Elektrotraktion wesentlich. Als Vorleistung zur Berechnung der externen Kosten durch luftgetragene Emissionen werden eigene Berechnungen für die Strombereitstellung durchgeführt sowie die verwendete Datengrundlage für die Fahrzeug- und Kraftstoffbereitstellung dargestellt. Wie auch beim Straßenverkehr werden externe Kosten durch Emissionen aus der Bereitstellung der Infrastruktur in dieser Arbeit nicht betrachtet, da sie zu den so genannten „sunk costs“ gezählt werden. Daher werden die damit im Zusammenhang stehenden Emissionen hier nicht behandelt.

Fahrzeuggestellung

Mit den Emissionen der Fahrzeugbereitstellung für den Schienenverkehr beschäftigen sich u.a. Maibach (1995), Lampatzer (2000) und Schmid (2001). Für die Berechnung der externen Kosten werden Daten aus den beiden neueren Studien herangezogen, welche in Tabelle 5 für Herstellung, Instandhaltung und Entsorgung von Lokomotiven und Waggonen zusammen-

Tabelle 5: Emissionsfaktoren für Herstellung, Instandhaltung und Entsorgung von Schienenfahrzeugen.

g/Fzg-km	CO ₂	CO	NO _x	NMVOC	CH ₄	PM	Benzol
Personenzug Lok Elektro BR110 ^a	112	0,79	0,22	0,14	0,36	0,19	0,0008
Güterzug Lok Elektro BR151 ^b	109	0,06	0,19	0,13 ^c	0,34 ^c	0,77	0,0007 ^c
Personenzug Lok Diesel BR218 ^a	85	0,63	0,17	0,11	0,28	0,15	0,0006
Personenzugwagen Regionalzug ^a	84	0,55	0,20	0,20	0,27	0,14	0,0003
Güterzugwagen Container Sss-y715 ^b	119	0,05	0,24	nv	nv	1,44	nv
Triebzug ICE 12-Wagen ^a	712	4,33	1,84	1,80	2,17	0,99	0,0019

Quellen: a. Schmid (2001), b. Lampatzer (2000); Anm.: c. analog BR110; Keine Angaben zu SO₂ und N₂O; Annahmen laut Quelle zu Laufleistung und Lebensdauer: Loks 200.000 km/a, Regionalzug 150.000 km/a, Sss-y715 20.000 km/a, ICE 500.000 km/a; Die Lebensdauer wird generell mit 40 Jahren angesetzt.

gefasst sind. Laut Stekeler (1996) tragen die Instandhaltungsmaßnahmen bei den Lokomotiven zwischen 20 % und 30 %, bei den Güterwagen mit durchschnittlich 30 % bis 40 % zu den Emissionen bei.

Kraftstoffbereitstellung für Diesel Traktion

Für die Berechnung der externen Kosten durch Bereitstellung von Dieselkraftstoff für die Traktion von Zügen werden die Emissionsfaktoren aus Tabelle 2 verwendet.

Strombereitstellung für elektrische Traktion

Die Deutsche Bahn nutzt einen Strommix aus eigenen Kraftwerken, Bahnstromblöcken in Kraftwerken der öffentlichen Versorgung (16,7 Hz Einphasenstrom) und zugekauftem Strom. Fahrstrom wird bei Zukauf über zentrale Drehstrom-Einphasen-Umformer ins Fahrstromnetz eingespeist. Die Produktion der Deutschen Bahn AG im Jahr 1998 in bahneigenen Werken und in Bahnstromblöcken in Kraftwerken der öffentlichen Versorgung hatte einen Anteil von knapp 60 % am Gesamtbedarf. Ca. 31 % wurden aus dem öffentlichen Netz, und ca. 13 % wurden von bahnfremden Werken bezogen. Ca. 3,5 % wurden wieder an Dritte abgegeben bzw. für Pumpstrom verbraucht. Tabelle 6 enthält die Anteile der Energieträger an der Brutto-Stromerzeugung: (1.) der öffentlichen Versorgung, (2.) der bahneigenen Kraftwerke, (3.) der bahnfremden Kraftwerke und daraus abgeleitet den mittleren Strommix der Deutschen Bahn AG.

Tabelle 6: Anteil der Energieträger an der Brutto-Stromerzeugung der Deutsche Bahn AG (Bezugsjahr 1998).

%	Öffentliche Versorgung ^(a)	Bahneigene Kraftwerke ^(b)	Bahnfremde Kraftwerke ^(c)	Gesamtstrommix der Deutsche Bahn AG
Wasser	3,9	17,6	4,2	12,1
Kernenergie	32,5	17,5	30,8	23,4
Braunkohle	27,3	9,7	24,7	16,5
Steinkohle	27,0	47,6	25,9	39,2
Heizöl	0,5	0,2	0,8	0,4
Erdgas	7,1	7,5	9,4	7,5
Sonstige ^(d)	0,7		2,2	0,4
übrige	1,0		2,0	0,5
Gewichtung ^(e)	31,1	59,7	9,2 ^(f)	100

Quellen: (a) VWEW (2000), Tafel 23, Öffentliche Versorgung: Stromerzeugung nach Energieträgern; Strom Import und Export vernachlässigt; (b) VWEW, Tafel 55, Bilanz der Elektrizitätsversorgung der Deutschen Bahn AG 1998; (c) VWEW, Seite 3; (d) sonstige gasförmige Energieträger: Gichtgas, Kokereigas, Raffineriegas und Klärgas; (e) VWEW Tafel 55; eigene Berechnungen. (f) Annahme: Bezug von bahnfremden Werken mit Abgabe an das Netz der öffentlichen Versorgung, an die Industrie und an Dritte verrechnet und als Strommix Deutschland gesamt gerechnet.

Spezifische Emissionsfaktoren je kWh für den mittleren Strommix der Deutschen Bahn AG werden aus repräsentativen Emissionsfaktoren für den Stand des Kraftwerksparks 1998 nach Angaben des Umweltbundesamtes (2001) abgeleitet. Der Wirkungsgrad der bahneigenen Kraftwerke wird dabei aus VDEW (2000) entnommen. Die indirekten Emissionen aus Brennstoffbereitstellung, Bau, Abriss und sonstigen Vorleistungen sowie Reserveleistung für Wasserkraft sind nach Marheineke (2002) ebenfalls berücksichtigt. Für die Wirkungsab-

schätzung werden nur 5 % der Gesamtstaubemissionen verwendet, die in etwa dem Anteil an Verbrennungspartikeln entspricht (Marheineke 2000). Der restliche, überwiegende Teil der Staubemissionen stammt aus dem Abbau von Kalkstein und anderen Bauprozessen, denen keine entsprechenden Gesundheitswirkungen zugeordnet werden. Die Ergebnisse sind in Tabelle 7 enthalten, wobei jeweils für direkte (durch den Kraftwerksbetrieb) und indirekte (vor- und nachgelagerten Prozesse des Kraftwerks) Emissionsquellen auch der entsprechend dem Bahnstrommix aus Tabelle 6 gewichtete Mittelwert sowie die gewichteten Gesamtsummen berechnet wurden.

Tabelle 7: Emissionsfaktoren von Luftschadstoffen für direkte und indirekte Emissionen der bahneigenen Bahnstromerzeugung frei Kraftwerk (Bezugsjahr 1998).

g/kWh	Kraftwerk	Wirkungs- grad	CO	NO _x	PM _{2,5}	SO ₂	NMVOC
Direkte Emissionen ^{a)}	Steinkohle	35,9 %	0,34	0,81	0,10	0,83	0,02
	Hartbraunkohle	31,3 %	0,24	0,74	0,23	0,56	0,02
	Erdgas	47,1 %	0,27	0,44	0,00	0,00	0,01
	Heizöl, leicht	34,4 %	0,27	1,32	0,02	0,69	0,03
	Gew. Summe	-	0,22	0,51	0,078	0,42	0,010
Indirekte Emissionen ^{b)}	Steinkohle	-	nv	0,15	0,001	0,14	nv
	Braunkohle	-	nv	0,07	0,004	0,08	nv
	Erdgas	-	nv	0,14	0,001	0,13	nv
	Kernkraft	-	nv	0,05	0,001	0,07	nv
	Wasserkraft	-	nv	0,06	0,001	0,05	nv
	Gew. Summe	-	-	0,10	0,002	0,10	-
Gew. Gesamtsumme	-	-	0,22	0,61	0,08	0,52	0,010

Quellen: a) Eigene Berechnungen nach VDEW (2000) und Umweltbundesamt (2001); b) Marheineke (2002)

Die spezifischen Treibhausgasemissionen der Bahnstromerzeugung im Bezugsjahr 1998, ausgedrückt als CO₂-Äquivalente, sind in Tabelle 8 dargestellt. Während die indirekten Emissionen der Luftschadstoffe (Tabelle 7) einen nicht vernachlässigbaren Anteil an den Gesamtemissionen haben, ist die Bedeutung der vorgelagerten Prozesse bei den Treibhausgasemissionen der fossilen Kraftstoffe eher gering (Tabelle 8). Nicht jedoch bei Kernkraft und Wasserkraft, wo die vorgelagerten Prozesse anteilmäßig bedeutend sind. Absolut gesehen sind die Treibhausgasemissionen von Kern- und Laufwasserkraftwerken jedoch gering.

Tabelle 8: Emissionsfaktoren für Treibhausgase für direkte und indirekte Emissionen der bahneigenen Bahnstromerzeugung (Bezugsjahr 1998).

g CO ₂ Äquiv./kWh	Steinkohle	Braunkohle	Erdgas	Kernkraft	Wasserkraft
Betrieb des Kraftwerks	1.135 ^{a)}	1.129 ^{a)}	430 ^{a)}	8 ^{b)}	-
Brennstoffbereitstellung ^{b)}	162	41	57	5	0
Bau, Abriss, sonst. Vorleistungen ^{b)}	19	18	6	4	15
Reserveleistung (Backup) ^{b)}	-	-	-	-	18
Summe	1.316	1.188	493	17	33

Quellen: a) Eigene Berechnungen nach VDEW (2000) und Umweltbundesamt (2001); b) Marheineke (2002)

3.1.3 Flugverkehr

Bei den Emissionen des Flugverkehrs stehen die Abgasemissionen während des Flugbetriebs im Vordergrund. Darüber hinaus werden die Emissionen durch die Bereitstellung von Kerosin berechnet. Aufgrund der hohen Kilometerleistung eines Verkehrsflugzeuges während seiner Lebenszeit sind die Emissionen der Herstellung des Flugzeugs je Flugkilometer vernachlässigbar und werden hier nicht betrachtet (Maibach, Peter et al. 1995).

3.1.3.1 Abgasemissionen

Im Gegensatz zur Datenverfügbarkeit des Straßenverkehrs gibt es für den Flugverkehr wenige Messungen der Luftschadstoffemissionen der Flugturbinen durch unabhängige Institute. Die einzige umfassende Datenbasis wird durch die Triebwerkshersteller selbst bereitgestellt. Die Durchführung dieser Messungen geht zurück auf eine Selbstverpflichtung der Luftfahrtindustrie im Rahmen der ICAO, die Emissionsstandards für Rauch, unverbrannte Kohlenwasserstoffe, Kohlenmonoxid und Stickoxide für Turbojet- und Turboproptriebwerke über 26,7 kN Leistung vorschreibt (ICAO Annex 16 1993). Die Daten werden unter der Leitung des ICAO Committee on Aviation Environmental Protection (CAEP) gesammelt und in einer Datenbank öffentlich bereitgestellt (ICAO/CAEP 2002).

Die Emissionsfaktoren sind in Abhängigkeit des Kraftstoffmassenstroms und der Betriebsmodi „Take-off“, „Climb-out“, „Approach“ und „Idle“ als Emissionsindizes ausgedrückt. Der Kraftstoffmassenstrom ist in Abhängigkeit der Zeit je Betriebsmodus angegeben. Die Luftschadstoffangaben sind beschränkt auf CO, NO_x, HC und die Rauchzahl. Weitere Kohlenwasserstofffraktionen lassen sich über Splitfaktoren ableiten. Für Benzol werden pauschal 5 % der HC-Emissionen (Janicke 2001), für 1,3 Butadiene werden 1,8 % (Shareef, Butler et al. 1988) angenommen. Für SO₂ werden in der Literatur Werte zwischen 0,8 und 1,2 g/kg Kerosin angegeben (Kalivoda und Kudrna 1997). Als Mittelwert werden 1,0 g SO₂ je kg Kerosin verwendet. Der Emissionsfaktor von CO₂ wird mit 3.154 g/kg angegeben (Umweltbundesamt 2001). Partikelemissionen werden über die Formel 1 für PM₁₀ aus der Rauchzahl (RZ) gemäß Janicke (2001), zitiert aus Weyrauther (2001), abgeleitet. Der Maximalwert ist begrenzt auf 0,2 g/kg und auf 30 % für Idle bzw. Approach reduziert (Janicke, 2001). Dabei wird in dieser Arbeit angenommen, dass PM₁₀ von der Masse äquivalent zu PM_{2,5} ist, da die Größenverteilung von Rußpartikeln aus Turbofan-Triebwerken im Schwerpunkt bei 30 bis 100 nm liegt (Hagen, Trueblood et al. 1992).

$$0,05 + 0,00046 e^{RZ/2,65} \quad (1)$$

Emissionsindizes für verschiedene Flugzeugtypen, die bei den Fallstudien betrachtet werden, sind im Anhang dargestellt. Die Emissionsindizes aus der ICAO Datenbank müssen als untere Abschätzung betrachtet werden, da die Triebwerke unter Testbedingungen und nicht im realen Einsatz gemessen werden und da in den meisten Fällen nur eines oder wenige Triebwerke getestet werden.

3.1.3.2 Vor- und nachgelagerte Prozessstufen

Emissionsfaktoren für die Bereitstellung von Kerosin sind in Tabelle 9 dargestellt. Information zu den Emissionen aus der Verteilung des Kerosins durch Pipelines ist nicht vorhanden und kann daher nicht berücksichtigt werden.

Tabelle 9: Emissionsfaktoren für die Kerosinbereitstellung in Deutschland

g/kg	CO ₂	CO	NO _x	NMHC	SO ₂	CH ₄	PM _{2,5}
	290,80	0,21	1,69	3,72	2,37	0,74	0,05
Extraktion	51,8 %	31,3 %	25,2 %	13,1 %	0,0 %	88,5 %	0,0 %
Rohöltransport	11,8 %	47,1 %	54,5 %	33,7 %	0,5 %	88,4 %	53,5 %
Raffinerie	36,4 %	21,6 %	20,2 %	53,2 %	99,5 %	-76,9 %	46,5 %

Quelle: Lewis (1997).

3.1.4 Binnenschiffsverkehr

3.1.4.1 Direkte Emissionen

Emissionsfaktoren für den Binnenschiffsverkehr sind weniger häufig und in geringerem Detail untersucht worden im Vergleich zu den Emissionsfaktoren des Straßenverkehrs. Eine Übersicht der in der Literatur angegebenen Emissionsfaktoren ist in Tabelle 10 dargestellt, wobei sich beachtliche Unterschiede zeigen, die sich zum Teil aus dem Einsatz modernerer Motorentechnik erklären lassen.

Tabelle 10: Spezifische Emissionsfaktoren für verschiedene luftgetragene Emissionen für Binnenschiffe in g/kg Dieselmotorkraftstoff.

CO	SO ₂	NO _x	PM _{2,5}	HC	CO ₂	Bezugsjahr	Quelle
5,8	3,4	48	1,0	3,4	3150	1996	Schulz ^a
3,0	3,4	60	4,0	3,0	3130	1995	NL ^b
12	-	60	2,0	5,0	3160	1993	Steierwald ^c
8,0	-	59	-	2,7	3250	-	Lloyds ^d
12	3,0	60	-	5,0	3160	1990	IFEU ^e

Quellen: a.) Schulz (1999), b.) Dutch inland shipping fleet average 1995 fleet technology/barges, ER (1995); c.) Steierwald (1993) d.) Lloyds Register Engineering Services (1993); e.) Enquete-Kommission "Schutz der Erdatmosphäre" (1993).

Auf unregelmäßigen Flüssen hat die Strömungsgeschwindigkeit einen erheblichen Einfluss auf den Kraftstoffverbrauch. Bei der Bergfahrt (stromauf) wird unter höherer Motorlast gefahren als bei der Talfahrt stromab. Auf durch Staustufen geregelten Flüssen ist der Unterschied geringer und auf einem Kanal hat die Fahrtrichtung keinen Einfluss auf den Kraftstoffverbrauch. In Tabelle 11 ist die Motorlast in Abhängigkeit der Wasserstraße und Fahrtrichtung dargestellt.

Tabelle 11: Durchschnittswerte der Motorlast als prozentualer Anteil der maximalen Antriebsleistung je Wasserstraßentyp und Fahrtrichtung.

Motorlast in %	Bergfahrt	Talfahrt
Fluß, freifließend	90	70
Fluß, geregelt	70	60
Kanal	60	60
Schleuse	3	3

Quelle: Enquete-Kommission "Schutz der Erdatmosphäre" (1993)

Tabelle 12: Schiffsgeschwindigkeiten für verschiedene Verkehrssituationen auf dem Rhein.

km/h	Beladen		Leer	
	Bergfahrt	Talfahrt	Bergfahrt	Talfahrt
Literaturangaben ^a	6,5 - 9	13 - 18	9,5 - 11,5	20-21
Referenzwert	10	20	10	20

Quelle: a. Enquete-Kommission "Schutz der Erdatmosphäre" (1993)

Aus den gegebenen Daten wurden die Emissionsfaktoren für ein Binnenschiff der Europaklasse mit einer Kapazität von 200 TEU für den stationären Betrieb wie folgt abgeschätzt: Ausgehend von einem spezifischen Kraftstoffverbrauch von 0,2 kg/kWh (Schulz, Brandt et al. 1999) kann der Kraftstoffverbrauch berechnet werden. Die benötigte Leistung zum Antrieb des Schiffes ergibt sich aus der maximalen Leistungsabgabe der Hauptmaschine in Verbindung mit dem Betriebszustand in Abhängigkeit des Wasserstraßentyps und der Fahrtrichtung (Tabelle 11). Die installierte Leistung eines Europaschiffs wurde zu 1.400 kW, entsprechend ca. 2 x 1.000 PS, gesetzt (Maelissa 2001). Die Schiffsgeschwindigkeiten wurden entsprechend Tabelle 12 zu 10 km/h für Bergfahrt und 20 km/h für Talfahrt gemittelt. Damit errechnet sich ein Kraftstoffverbrauch von 6,6 kg/Fzg-km für Talfahrt und 22,4 kg/Fzg-km für Bergfahrt bzw. 8,9 und 2,6 g/tkm bei 90 % Auslastung und 14 t/TEU (Schmid, Bickel et al. 2001). Mit den spezifischen Emissionsfaktoren nach Schulz (1999) (Tabelle 10) ergeben sich die Emissionsfaktoren je gefahrener Kilometer auf dem Rhein, welche in Tabelle 13 dargestellt sind.

Tabelle 13: Emissionsfaktoren für Luftschadstoffe für Binnenschiffe auf dem Rhein.

g/Schiff-km	CO	SO ₂	NO _x	PM _{2,5}	NM VOC	CO ₂
Bergfahrt	129,9	76,2	1075,2	22,4	71,6	70.560
Talfahrt	38,2	22,4	315,8	6,6	21,0	20.272

Der verwendete Kraftstoffmassenstrom wurde durch Befragungen von Schifffahrtsunternehmen überprüft. So wurde der Verbrauch eines Containerschiffes der Europaklasse (2.300 t, 200 TEU) auf der Strecke Basel-Rotterdam je nach Wasserstand mit 5.000 bis 7.000 Liter Kraftstoff je Fahrt und für die Fahrt von Rotterdam nach Basel mit 15.000 bis 17.000 Liter angegeben (Maelissa 2001). Dies entspricht einem spezifischen Emissionsfaktor von 2,2-3,1 g/tkm für Talfahrt und 6,5-7,4 g/tkm für Bergfahrt unter der Annahme einer Auslastung von 80 %. Für ein zweites Schiff (1.800 t, 72 TEU) wurde im beladenen Zustand ein Kraftstoffvolumenstrom von 200-210 Liter pro Stunde für Bergfahrt und 80-100 Liter pro Stunde für Talfahrt auf dem Rhein angegeben (Butenhof 2001). Umgerechnet ergibt dies einen Verbrauch von 2,6 g/tkm bzw. 10,6 g/tkm.

3.1.4.2 Vor- und nachgelagerte Prozessstufen

Entsprechend der eingangs erwähnten Vorgabe werden Emissionen aus dem Bau der Infrastrukturen, in diesem Fall der Wasserstraßen, nicht bei den Kurzzeit-Grenzkosten berücksichtigt, da sie zu den „sunk costs“ zählen. Betrachtet wird jedoch die Herstellung und der Unterhalt des Binnenschiffes, dargestellt in Tabelle 14, sowie die Kraftstoffbereitstellung, für die Daten entsprechend der Dieselpreispiegel für den Straßenverkehr verwendet werden (siehe Tabelle 2).

Weiterhin verursacht der Betrieb von Schleusen auf den Wasserstraßen Emissionen bzw. externe Kosten durch den Strombedarf. Beispielsweise belief sich der Verbrauch der 10 Schleusen stromauf von Iffezheim am Rhein im Jahr 1993 auf knapp 800.000 kWh (Lampatzer, Schäfer et al. 2000). Ca. 36.000 Schiffsbewegungen gab es auf diesem Abschnitt im Jahr 1993 (ebd.). Daraus ergeben sich auf der Strecke 22 kWh je Schiff, was beispielsweise mit dem Strommix der DB AG etwa 22 g NO_x entspricht. Verglichen mit Schiffsemissionen von im Mittel 700 g NO_x je Kilometer ist dies vernachlässigbar und wird hier nicht weiter betrachtet.

Tabelle 14: Emissionsfaktoren für Herstellung und Instandhaltung von Binnenschiffen mit einer Kapazität von 2.300 t.

g/Schiff-km	CO ₂	CO	PM _{2,5}	NO _x	VOC
Herstellung	1.600	1,1	0,49	3,4	9,1
Instandhaltung	550	0,38	0,16	1,2	7,0

Quelle: Stekeler (1996) ; Anm. : Lebenslaufleistung von 1,35 Mio Schiffskilometer.

3.2 Quellspezifischer Beitrag zur Exposition von Schadensgütern

Ein wesentlicher Bestandteil des Wirkungspfadansatzes ist die Abschätzung der Expositionsänderung von Schadensgütern durch eine inkrementelle Zu- oder Abnahme von Luftschadstoffemissionen. Luftschadstoffkonzentrationen, die in der Umwelt gemessen werden, kommen im Allgemeinen aus einer Vielzahl von Emissionsquellen zustande. Bei gasförmigen Schadstoffen ist ein Erkennen der Emissionsquelle nach der Freisetzung nicht mehr möglich. Bei partikelförmigen Emissionen ist eine Herkunftsanalyse nur durch den Einsatz von Methoden der chemischen Massenbilanz/chemischen Elementbilanz möglich, jedoch aufgrund des hohen Aufwands an Laborgerät kann dies nur stichprobenartig durchgeführt werden. Daher muss der Beitrag einer Quelle zur Konzentration an einem bestimmten Punkt mit entsprechenden Ausbreitungsmodellen berechnet werden. Aufgrund der modelltechnischen Anforderungen werden im Folgenden die Ausbreitung im Nahbereich der Quelle und der Ferntransport getrennt dargestellt.

3.2.1 Der Nahbereich der Quelle

Im Gegensatz zu Punktquellen in großer Höhe (Kraftwerksschornstein) erfordert die Ausbreitungsrechnung für bodennahen Quellen eine höhere Genauigkeit, da der Konzentrationsverlauf entlang einer Straße durch einen sehr starken Gradienten gekennzeichnet ist. Zunächst musste ein geeignetes Ausbreitungsmodell ausgewählt werden.

Drei Modellansätze sind grundsätzlich für die Ausbreitungsmodellierung im Nahbereich bis ca. 20 km einer Linienquelle zu unterscheiden: (1) Gauß-Fahnenmodelle, (2) mikroskalige Euler-Modelle, wie z.B. MISKAM (Eichhorn 1989) und (3) Lagrangesche Modelle.

Die aus der späteren Wirkungsabschätzung vorgegebene Zielsetzung ist die Berechnung von mittleren jährlichen Konzentrationswerten bzw. der Änderung dieser durch zusätzliche Verkehrsemissionen. Zudem soll das Modell gut bedienbar und für verschiedene Fallstudien anwendbar sein. Zusätzlich sollten die benötigten Eingangsdaten verfügbar sein. Die Modelle, die zur Auswahl standen, sind in Tabelle 15 dargestellt.

Tabelle 15: Verschieden Ausbreitungsmodelle für die Modellierung von Verkehrsemissionen.

Modell	Entwickelt von	Beschreibung
CALINE4 (Benson 1989)	Dep. of Transportation, California	Gauß-Modell für Straßen
OPS - Operational Atmospheric Transport Model for Priority Substances (Jaarsveld 1995)	RIVM (NL)	Gauß-Modell, Rauigkeitslänge $z_0=0,03$, spez. für Niederlande angepasst. Quellcode nicht verfügbar.
UK-ADMS – Atmospheric dispersion modelling system for the UK	CERC (UK)	Fortgeschrittenes Modell, Kombination aus Gauß-Ansatz und Lagrange-Modell. Kombiniert mit GIS. Quellcode nicht verfügbar.
ROADPOL (NTUA 1998)	NTUA (GR)	Gauß-Modell für Linienquellen, Quellcode verfügbar.
MluS-92 (MLuS-92 1996)	FGSV (DE)	Regressionsmodell, Jahresmittelwerte, 0 bis 200 m von Straßen; Emissionsfaktoren integriert
MISKAM - Numerisches Strömungs- und Ausbreitungsmodell; (Eichhorn 1989)	Universität Mainz (DE)	Windfeld, Konzentrationsfeld, 100 bis 300 m Seitenlänge; Einzelfallrechnungen

Um ein geeignetes Modell auszuwählen, wurde ein Modellvergleich durchgeführt (Schmid 1996). Mlus-92 schied aufgrund seiner geringen Reichweite aus, MISKAM aufgrund der Komplexität bei der Berechnung von Jahresmittelwerten. ADMS war zu dem Zeitpunkt nur für Großbritannien verfügbar und für Europa zunächst nur angekündigt. CALINE4 entsprach weitgehend dem ROADPOL-Code. Schließlich wurde ROADPOL mit OPS verglichen. Es stellte sich heraus, dass ROADPOL in der Anwendung durch die zur Auswahl stehenden Ausbreitungsparameter (s.u.) variabler war gegenüber OPS und zu dem der Quellcode für zukünftige Anpassungen zur Verfügung stand. Unterschiede zwischen OPS und ROADPOL konnten weitgehend auf die Parametrisierung zurückgeführt werden, was ebenso durch die Literatur gestützt wird, z.B. Maes (1996). Ein Vorteil der Gauß-Modelle ist, dass sie auf experimentellen Ausbreitungsuntersuchungen beruhen und damit ein empirisch bestätigtes Ausbreitungsmodell darstellen (VDI 3782 1992).

ROADPOL ist ein Gaußsches Ausbreitungsmodell für Linienquellen, welches jährliche oder saisonale mittlere Konzentrationen von Luftschadstoffen bis zu einer Entfernung von 20 km von der Quelle berechnen kann. ROADPOL basiert auf AIRPOL-4 (Carpenter und Clemena 1975), welches wiederum auf dem HIWAY-Modell aufbaut (Zimmermann und Thompson 1974). Für die Berechnungen in dieser Arbeit wurde es in das EcoSense-Modell integriert und mit einem GIS gekoppelt. Dadurch konnte mit den Konzentrationen auch die Exposition der Bevölkerung ermittelt werden. Das ROADPOL-Modell ist im Detail beschrieben in NTUA (1998) sowie in Vossiniotis (1996) und in (Vossiniotis, Schmid et al. 1999).

Gaußsche Ausbreitungsmodelle

Gaußsche Ausbreitungsmodelle bilden den Prozess der Verdünnung und des Transports von in die Luft emittierten Stoffen mit Hilfe eines statistischen Ansatzes nach. Die nachstehende Formel stellt die Ausbreitungsgleichung in ihrer allgemeinen Form dar (Turner 1994):

$$C(x, y, z; H) = Q \cdot \underbrace{\frac{1}{u} \cdot \frac{1}{\sqrt{2\pi} \sigma_y} \cdot \exp\left[-\frac{y^2}{2\sigma_y^2}\right]}_{\text{horizontale Ausbreitung}} \cdot \underbrace{\frac{1}{\sqrt{2\pi} \cdot \sigma_z} \cdot \left\{ \exp\left[-\frac{(H-z)^2}{2\sigma_z^2}\right] + \exp\left[-\frac{(H+z)^2}{2\sigma_z^2}\right] \right\}}_{\text{vertikale Ausbreitung}}$$

mit

Q = Quellstärke	u = Repräsentative Windgeschwindigkeit
σ_y = Streuung der Gaußverteilung in horizontaler Richtung	σ_z = Streuung der Gaußverteilung in vertikaler Richtung
x,y,z = Koordinaten des Rezeptorpunktes	H = Effektive Höhe der Fahnenachse

Die Konzentrationen sind also direkt proportional zu den Emissionen und umgekehrt proportional zur Windgeschwindigkeit. Quer zum Wind und parallel zur y-Achse sind die Konzentrationen umgekehrt proportional zur Streuung $\sigma_y(x)$. Vertikal und parallel zur z-Achse verhalten sich die Konzentrationen umgekehrt proportional zur Streuung $\sigma_z(x)$.

Die Parametrisierung der Streuung kann in vielen Modellen gewählt werden, u.a. in ROADPOL, und stellt einen kritischen Einflussparameter dar. Einige Beispiele sind Streuungen nach Pasquill-Gifford (PG), Benson (BE), Briggs-rural (BR) und Briggs-urban (BU). PG-Streuungen wurden aus einem Experiment in einem flachen Gelände mit niedriger Emissionsquelle gewonnen (Rauigkeitslänge $z_0=0,03$). Die BE-Streuungen wurden nahe der Quelle an die Verhältnisse an einer Straße angepasst und stimmen ab 100 m Entfernung von der Quelle mit PG überein, mit Ausnahme von σ_z für die Stabilitätsklassen A und B. Diese stimmen mit B2 und B1 der sog. Brookhaven-Kurven überein. Die Rauigkeitslänge des Brookhaven Experiments war $z_0=1$ m. Das BU-Schema, auch als McElroy-Pooler-Sigmas bezeichnet, wurde aus verschiedenen Ausbreitungsexperimenten im städtischen Umfeld mit Traceremissionen aus bodennahen Quellen hergeleitet. Die Umweltbehörde der Vereinigten Staaten von Amerika (USEPA) empfiehlt, diese Streuungen für Modellläufe in städtischen Gebieten zu verwenden. Für die meisten Stabilitätszustände der Atmosphäre ergeben BU geringere Konzentrationen als BR. Dies spiegelt die Tatsache wieder, dass durch die Wärmeabstrahlung einer Stadt und ihrer höheren Rauigkeitslänge eine höhere Turbulenz in der Atmosphäre herrscht, die Schadstoffe schneller verdünnt und zu geringeren Konzentrationen führt. Die Schemata sind im Detail dargestellt in (Zannetti 1990; Griffiths 1994; Turner 1994).

Die genannten Streuungsschemata wurden mit deutschen Messungen für bodennahe Freisetzen von Tracern nach Panitz (1989) verglichen, im Folgenden als KfK-Streuungen bezeichnet. Diese Streuungen wurden aus Messungen über flachem Gelände im Rheintal nahe des Forschungszentrums Karlsruhe abgeleitet. Die KfK-Streuungen entsprechen demnach eher den BU- als den BR-Funktionen. Zieht man weiterhin in Betracht, dass eine Rauigkeitslänge von $z_0=0,03$ für das landschaftlich meist stark gegliederte und bewaldete Deutschland sehr gering ist, so scheint die BU-Streuung für den Einsatz in Deutschland angebracht und wird in dieser Arbeit so verwendet. Der Unterschied in den Ergebnissen aus

der Verwendung verschiedener Streuungen stellt sich im Vergleich zu Briggs-Rural (100 %) dar: PG 99 %, Benson 89 % und Briggs-Urban 40 %.

Unsicherheiten

Eine detaillierte Untersuchung der Unsicherheiten einer Ausbreitungsrechnung mit einem Gauß-Modell kann in dieser Arbeit nicht geleistet werden. Dazu kann jedoch pauschal Folgendes zitiert werden. „Bei der Anwendung von Gaußschen Ausbreitungsmodellen hat man die Erfahrung gemacht, dass der Jahresmittelwert mit ausreichender Sicherheit (Genauigkeit eines Faktor 2) berechnet wird“ (VDI 3782 1992).

3.2.2 Der Ferntransport von Luftschadstoffen und chemische Umwandlung

Luftverunreinigungen können in der unteren Grenzschicht der Atmosphäre über weite Strecken transportiert werden und unterliegen währenddessen teilweise chemischen Umwandlungen. Auf diese Weise kommen die sauren Depositionen in Skandinavien zustande, die aus SO₂- und NO_x- Emissionen in Zentraleuropa entstehen und während des Transports zu Säuren (Schwefel- und Salpetersäure) und Salzen (Sulfate, Nitrate) umgewandelt werden (Trukenmüller und Friedrich 1995).

Auch Aerosole werden über weite Entfernungen transportiert. So kommt z.B. Israël (1992) bei der Analyse der Herkunft und Zusammensetzung der Schwebstaubimmissionen in Berlin zu dem Schluss, dass nur 11 % bis 20 % der Feinstaubkonzentration durch den Stadtbeitrag kommen. In der Feinstaubfraktion (dp<2,5µm) ist der Sekundärstaubanteil im Ferntransport mit ca. 40 % etwa zwei- bis dreimal so hoch wie der Sekundärstaubanteil des Stadtbeitrags.

Van Pul (1998) errechnet anhand von Reaktionsraten für den Abbau und die trockene und nasse Deposition für verschiedene Luftverunreinigungen die Verweildauer in der Atmosphäre τ_a . Sie ist definiert als die Zeit, in der die Masse einer Luftverunreinigung in der atmosphärischen Grenzschicht um 50 % reduziert wird. Werte für τ_a und typische Transportdistanzen sind für verschiedene Luftschadstoffe in Tabelle 16 dargestellt.

Tabelle 16: Mittlere Verweildauer für Luftverunreinigungen in der atmosphärischen Grenzschicht.

Substanz	τ_a über Land (h)	τ_a über Meer (h)	Typische Transportdistanz (km)
SO ₂	3	3	54
NH ₃	2	2	36
NO ₂	20	28	360
Aerosole	27	29	486

Quelle: Van Pul (1998)

Aus diesen Erkenntnissen geht hervor, dass Luftverunreinigungen teilweise sehr weit transportiert werden und damit auch zu Umweltkonzentrationen in großer Entfernung von der Emissionsquelle beitragen. Daher muss auch bei der Wirkungsabschätzung dieser Ferntransport und die möglicherweise geringe, aber für eine sehr großen Anteil der Bevölkerung gegebene Exposition betrachtet werden, um die Schadwirkung möglichst vollständig zu beschreiben.

Modellierung des Ferntransports

Für die Modellierung des Ferntransports, der nassen und trockenen Deposition sowie der Beschreibung der Chemie saurer Depositionen stand der Windrose-Model-Interpreter (WMI) zur Verfügung (Trukenmüller und Friedrich 1995). Innerhalb des WMI können Modelle vom Typ der Rückwärtstrajektorienmodelle implementiert werden, bei denen eine virtuelle Box über einen gewissen Zeitraum verfolgt wird während sie sich auf einen Rezeptor zu bewegt. Entsprechend der Orte entlang der Trajektorie werden weitere Luftverunreinigungen in die Box emittiert und die entsprechenden Reaktions- und Depositionsprodukte berechnet. Das von Trukenmüller für das WMI implementierte Chemiemodell, welches in dieser Arbeit zur Anwendung kommt, entspricht weitgehend den Arbeiten von Derwent (Derwent und Nodop 1986; Derwent, Dollard et al. 1988). Das Reaktionsschema ist in Abbildung 4 dargestellt.

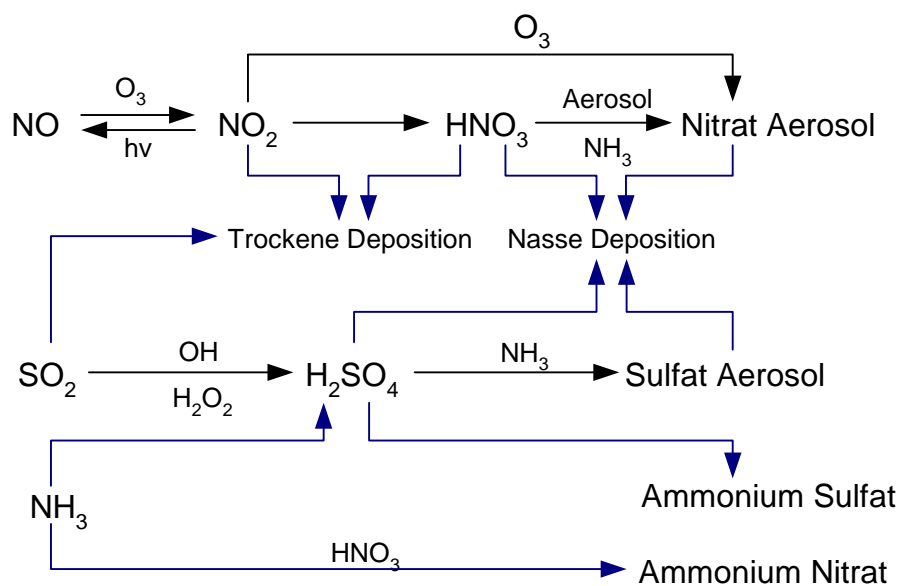


Abbildung 4: Schematische Darstellung der gekoppelten Chemie von NO_x, SO₂ und NH₃ (in Anlehnung an Derwent (1987)).

Parameter des Chemie- und Depositionsmodells

Neben den Reaktionsraten für die chemische Umwandlung von Stoffen beeinflussen die Geschwindigkeiten für trockene und nasse Deposition die Modellergebnisse. Für die trockene Deposition ist wesentlich, dass der WMI Mittelwerte für das gesamte Modellgebiet verwendet, während diese tatsächlich von der Landnutzung abhängig ist (Brook, Sirois et al. 1996; DNMI Note 7 2000).

In Tabelle 17 sind die verwendeten Werte für Deposition, Auswaschung und Abbau für das NO_x-SO₂-Modell sowie die speziell für den Verkehrsbereich zugefügte Parametrisierung von Primärpartikeln in fünf Größenklassen dargestellt.

Tabelle 17: Parameterwerte für Deposition, Auswaschung und Abbau für das WMI-Modell

	Depositions- geschwindigkeit (cm/s)	Auswaschrate	Abbaurrate
SO ₂	0,50 ^a	5,0E+4	-
NO ₂	0,15 ^a	-	-
HNO ₃	4,00 ^a	2,3E+5	-
NH ₃	1,00 ^a	2,3E+5	-
H ₂ SO ₄		3,3E+5	-
Sekundäre Aerosole	0,1 ^a	3,3E+5	-
CO	-	-	1,93E-7 ^c
Benzol	-	-	1,5E-6 ^c
1,3 Butadiene	-	-	-
Primäre Aerosole, Größenklassen			
< 0,95 µm	0,065 ^b	5,05E+4	-
0,95 – 4 µm	0,25 ^b	3,78E+5	-
4 – 10 µm	0,71 ^b	-	-
10 – 20 µm	1,32 ^b	-	-
> 20 µm	6,7 ^b	-	-

Quellen: ^a Metcalfe, Atkins et al. (1989), ^b Lee (1996), ^cTrukenmüller (1998)

Meteorologische Eingangsdaten

Das Modell ist auf ein 50 x 50-km-Raster, das sog. EMEP-Gitter, ausgelegt, wobei statistische Daten der meteorologischen Parameter Windgeschwindigkeit, Windrichtung und Niederschlag für jede Gitterzelle im Modellgebiet bereitgestellt werden müssen. Hierfür wurden entsprechende Eingangsdaten vom ‚Meteorological Synthesising Centre-West‘ von EMEP (Co-operative programme for monitoring and evaluation of the long range transmission of air pollutants in Europe) für das Bezugsjahr 1998 beschafft (Lenschow und Tarrason 2000). Der Präprozessor EMEPSTAT (Schmid 2001) verarbeitet die Rohdaten zu Jahresstatistiken für jede der 22.610 Gitterzellen über Europa, die als Eingabedaten für das WMI benötigt werden.

Ozon-Modell

Das Source-Receptor-Ozone-Modell (SRO) basiert auf Quell-Rezeptor-Matrizen, die mit dem Lagrangian-EMEP-Modell (Simpson 1992; Simpson 1993; Simpson 1995) berechnet wurden. Diese Matrizen enthalten die Auswirkung von Reduktionen von NO_x- und NMVOC-Emissionen in den europäischen Ländern auf die europaweiten Ozonkonzentrationen. Dargestellt sind die Ergebnisse in so genannten ‚Country-to-grid‘-Matrizen, d.h. die Änderung der Emission in einem Land wird als Ozonwert je EMEP-150-km-Gitterzelle ausgedrückt (EMEP 1999). Das SRO-Modell berechnet unter Verwendung dieser Matrizen die Änderung der Ozonkonzentrationen aufgrund eines Szenarios mit veränderten Länderemissionen der Ozonvorläufer Substanzen NO_x und NMVOC, wobei es zwischen den Matrizenwerten interpoliert (Trukenmüller 1999). Als Indikator wird der Mittelwert der sechs monatigen Sommerperiode des Ozonwertes am frühen Nachmittag berechnet.

Für Gebiete mit ausreichend hohen NO_x- und NMVOC-Emissionen, vor allem im nordwestlichen Europa (Deutschland), weisen Ozon-Isoplethen eine Krümmung auf, die das Isoplethen-Diagramm in zwei Gebiete teilt. In dem linken Gebiet zeigt sich ein Verhalten, das

als NO_x-limitiert bezeichnet wird, d.h. die Ozonkonzentrationen werden durch die Änderung der VOC-Emissionen nur gering beeinflusst. Im rechten Gebiet ist das Verhältnis NO_x zu NMVOC relativ hoch und die NO_x-Konzentrationen sind groß genug, um mit VOC um die Reaktion mit OH-Radikalen zu konkurrieren. Für Deutschland befindet man sich in diesem Teil des Diagramms. Durch Absenken der NO_x-Emissionen und ohne gleichzeitige Reduktion von NMVOC-Emissionen werden daher zunächst die Ozonkonzentrationen erhöht.

Dieses Verhalten zeigt sich insbesondere bei der Berechnung von marginalen Schäden durch den Straßenverkehr. Während das Verhältnis NO_x zu NMVOC bei Fahrzeugen mit Ottomotor kleiner oder ungefähr gleich eins ist, gilt für Dieselfahrzeuge insbesondere bei hohen Geschwindigkeiten ein Verhältnis größer ca. 3. Dies führt dann zu einer Absenkung der Ozonkonzentrationen gegenüber dem Referenzfall.

Die Angabe von positiven Effekten für die Emission von Dieselfahrzeugen ist jedoch irreführend, insbesondere im Hinblick auf eine Lösung des Ozonproblems. Da sich durch die nicht-lineare Chemie der Ozonbildung ein „Ozon-Berg“ ergibt, den es zu überwinden gilt, bevor man durch Emissionsreduktion auch eine Verminderung der Ozonkonzentration erreicht, kann es nicht das Ziel sein, Dieselfahrzeuge von dem Beitrag zur Emissionsreduktion auszunehmen. Hier versagt das marginale Konzept, da nur eine nicht-marginale Emissionsreduktion zur Lösung des Problems führt. Das SRO-Modell kann nicht zur Berechnung von Schäden durch NO_x-Emissionen nach einer ca. 50 %-igen Reduktion der gesamten NO_x-Emissionen in Deutschland herangezogen werden, da dies die Ozonmatrizen nicht zulassen.

3.3 Wirkungsmodelle

Nach der Modellierung der Emissionen und der Exposition ist die Wirkungsmodellierung ein weiterer wesentlicher Schritt zur Bestimmung der externen Kosten. Zu den Schutzgütern, die beim heutigen Stand des Wissens betrachtet werden können, zählen die öffentliche Gesundheit, Sachgüter und Feldpflanzen. Das Kernstück der Wirkungsabschätzung bilden so genannte Expositions-Wirkungsbeziehungen. Sie geben die Reaktion des Rezeptors in Abhängigkeit der Konzentrationsänderung in der Umwelt an. Die Expositions-Wirkungsbeziehungen (engl. exposure-response function, ERF), die in dieser Arbeit verwendet werden, ihre Ableitung und Problematik wurden von verschiedenen Autoren beschrieben und diskutiert, z.B. in (European Commission 1995; Friedrich, Bickel et al. 1998; Friedrich und Bickel 2001; Bickel 2004). Die angewendeten ERF werden daher nur zusammengefasst dargestellt. Lediglich im Bereich Öffentliche Gesundheit werden zusätzliche Aspekte der Berechnung von Mortalität durch die Langzeitexposition an Feinstaub diskutiert. Diese machen einen Großteil der berechneten Schäden durch Gesundheitseffekte aus.

3.3.1 Öffentliche Gesundheit

Mehrere wissenschaftliche Disziplinen beschäftigen sich mit der Erforschung und Quantifizierung von Gesundheitseffekten durch Luftschadstoffe. Die Toxikologie als Lehre von den Giften und Giftwirkungen hat das Ziel, die chemisch-biologischen Wechselwirkungen mit akuter und chronischer gesundheitsschädlicher Auswirkung zu quantifizieren (Marquardt und Schäfer 1997). Insbesondere die Umwelttoxikologie konzentriert sich auf die Exposition gegenüber niedrigen Dosen, um auch Schäden nach

längeren Expositions- und Latenzzeiten zu ermitteln. Laut Schüttmann (1997) gehört auch die Epidemiologie zu dem Instrumentarium der Umwelttoxikologie, welche in der Praxis Aufgabenfeld der Statistiker und Mediziner ist.

Zur Quantifizierung von Gesundheitsschäden werden hauptsächlich epidemiologisch bestimmte Funktionen verwendet. Nur die kanzerogenen Wirkungen werden aus dem Bereich der Arbeitstoxikologie abgeleitet. Es liegen schätzungsweise mehrere Hundert epidemiologische Studien vor, die sich mit den Auswirkungen von Luftschadstoffen auf die Gesundheit beschäftigen. Diese Studien wurden vorwiegend in Nord Amerika und Europa durchgeführt, untersuchen einzelne oder Gruppen von Schadstoffen, verschiedene Risikogruppen in der Bevölkerung und unterscheiden sich vom Studiendesign her (Langzeit, Kurzzeit, Kohorten).

Die hier verwendeten ERF zur Quantifizierung des Risikos erhöhter Mortalität und Morbidität in der Bevölkerung sind in Tabelle 18 enthalten. Dargestellt sind die Wirkungen je Schadstoff und die sog. Steigung (S) der Expositions-Wirkungs-Beziehung. Die Steigung sagt aus, wie viel ‚Schaden‘ aufgrund einer mittleren Konzentrationsänderung pro Jahr zu erwarten ist. Die Steigungen sind auf bestimmte Risikogruppen, wie z.B. Asthmatiker, Erwachsene, Kinder oder auch die Gesamtbevölkerung, ausgerichtet. Dies ist jeweils in der Einheit ausgedrückt.

Partikel

Der Schadstoff „Partikel“ muss im Gegensatz zu den anderen in Tabelle 18 genannten Schadstoffen weiter unterteilt und differenziert betrachtet werden. Unter Partikeln werden in der Luft dispergiert auftretende kleine Teilchen verstanden. Feststoffpartikel werden als Stäube bezeichnet, jedoch formieren sich in der Atmosphäre auch Gase und Flüssigkeiten zu so genannten Sekundärpartikeln, wie Sulfate und Nitrate (Wichmann 2003). PM_{10} bezeichnet Partikel unter $10\ \mu m$ und $PM_{2.5}$ umfasst den lungengängigen Teil der Partikel unter $2,5\ \mu m$. Somit beinhaltet PM_{10} die $PM_{2.5}$ -Fraktion.

Ergebnisse epidemiologischer Studien lagen in der Vergangenheit aufgrund verfügbarer Messwerte überwiegend ausgedrückt in der PM_{10} -Metrik vor. In jüngerer Zeit werden diese jedoch in $PM_{2.5}$ ausgedrückt, da dies eher dem Anteil entspricht, der die Schadenswirkungen hervorruft. Direkte Emissionen aus dem Verkehr werden in dieser Arbeit als $PM_{2.5}$ betrachtet. Ebenso wird Ammoniumsulfat als $PM_{2.5}$ bewertet. Für PM_{10} -Emissionen wird ein um den Faktor 0,6 geringeres Schadenspotenzial angenommen (Dockery, Pope et al. 1993; Friedrich, Bickel et al. 1998).

Die Wirkungsweise von Partikeln und der Schadensmechanismus scheint zum heutigen Zeitpunkt noch weitgehend ungeklärt. Von Oberdörster wurde nachgewiesen, dass radioaktiv markierte Partikel durch die Lunge ins Blut gelangen können und sich im Körper verteilen (Höppe 2002). Wasserlösliche Partikel wie Nitrate könnten jedoch eine weitaus geringere Schädlichkeit besitzen als wasserunlösliche Partikel (F. Hurley in Friedrich und Bickel 2001). Daher werden für Nitratpartikel generell ein ebenfalls um den Faktor 0,6 geringeres Schadenspotenzial im Vergleich zu $PM_{2.5}$ angenommen (ebd.). Nitratpartikel in die Bewertung aufzunehmen, ist durch die Studie von Fairley (1999) gerechtfertigt. Fairley fand in einer epidemiologischen Studie zur akuten Mortalität durch Luftschadstoffe in Santa Clara County, Kalifornien, einen überraschend hohen, statistisch signifikanten Effekt für Ammoniumnitrat. Dies ist jedoch zum Zeitpunkt 2002 die einzig bekannte Studie, die explizit Ammoniumnitrat untersucht hat.

Tabelle 18: Expositions-Wirkungsbeziehungen zur Quantifizierung des Risikos erhöhter Mortalität und Morbidität in der Bevölkerung.

Wirkung	Schadstoff	S	Einheit
Gesamtbevölkerung, Mortalität			
Verlust an Lebenserwartung durch Langzeitexposition (Pope, Thun et al. 1995)	PM _{2,5}	0,00026	YOLL/(Pers _{RG} ·a·µg/m ³)
Verlust an Lebenserwartung, akuter Effekt	O ₃	6,09E-06	YOLL/(Pers _{RG} ·a·µg/m ³)
Verlust an Lebenserwartung, akuter Effekt (Touloumi, Pocock et al. 1994; Anderson, Leon et al. 1996)	SO ₂	5,34E-06	YOLL/(Pers _{RG} ·a·µg/m ³)
Leukämie mit tödlichem Ausgang (EPA 1990)	1,3 Butadiene	3,00E-06	YOLL/(Pers _{RG} ·a·µg/m ³)
Lungenkrebs mit tödlichem Ausgang (EPA 1990)	BAP	0,00129	YOLL/(Pers _{RG} ·a·µg/m ³)
Leukämie mit tödlichem Ausgang (EPA 1990)	Benzol	8,00E-08	YOLL/(Pers _{RG} ·a·µg/m ³)
Lungenkrebs mit tödlichem Ausgang (EPA 1994)	DME	4,37E-07	YOLL/(Pers _{RG} ·a·µg/m ³)
Gesamtbevölkerung, Morbidität			
Leukämie mit nicht-tödlichem Ausgang (EPA 1990)	1,3 Butadiene	1,29E-06	Fall/(Pers _{RG} ·a·µg/m ³)
Lungenkrebs mit nicht-tödlichem Ausgang (EPA 1990)	BAP	0,00014	Fall/(Pers _{RG} ·a·µg/m ³)
Leukämie mit nicht-tödlichem Ausgang (EPA 1990)	Benzol	3,43E-08	Fall/(Pers _{RG} ·a·µg/m ³)
Lungenkrebs mit nicht-tödlichem Ausgang (EPA 1994)	DME	4,86E-08	Fall/(Pers _{RG} ·a·µg/m ³)
Erkrankung der Atemwege (Krankenhausaufnahme) (Anderson, Leon et al. 1996; Ponce de Leon, Anderson et al. 1996)	O ₃	4,96E-06	Fall/ (Pers _{RG} ·a·ppb _{6-Std-Mittel} /m ³)
Atemwegssymptome (Tage) (Krupnick, Harrington et al. 1990)	O ₃	0,04620	Tag/ (Pers _{RG} ·a·ppb _{6-Std-Mittel} /m ³)
Zerebrovaskuläre Krankheit (Wordley, Walters et al. 1997)	PM _{2,5}	8,42E-06	Fall/(Pers _{RG} ·a·µg/m ³)
Erkrankung der Atemwege (Krankenhausaufnahme) (Dab, Quenel et al. 1996)	PM _{2,5}	3,46E-06	Fall/(Pers _{RG} ·a·µg/m ³)
Erkrankung der Atemwege (Krankenhausaufnahme) (Anderson, Leon et al. 1996; Ponce de Leon, Anderson et al. 1996)	SO ₂	2,04E-06	Fall/(Pers _{RG} ·a·µg/m ³)
Erwachsene			
Chronische Bronchitis (Abbey, Lebowitz et al. 1995)	PM _{2,5}	3,90E-05	Fall/(Pers _{RG} ·a·µg/m ³)
Unwohlsein (Ostro und Rothschild 1989)	PM _{2,5}	0,04155	Fall/(Pers _{RG} ·a·µg/m ³)
Leichtes Unwohlsein (Ostro und Rothschild 1989)	O ₃	1,37E-04	Tag/(Pers _{RG} ·a· ppb _{6-Std-Mittel} /m ³)
Erwachsene über 65 Jahre			
Kongestive Herzinsuffizienz (Schwartz und Morris 1995)	PM _{2,5}	3,09E-05	Fall/(Pers _{RG} ·a·µg/m ³)
Asthmatiker			
Asthma Anfall (Whittemore und Korn 1980)	O ₃	0,00601	Tag/(Pers _{RG} ·a· ppb _{6-Std-Mittel} /m ³)
Asthmatiker, Erwachsene			
Husten (Dusseldorp, Kruize et al. 1995)	PM _{2,5}	0,279	Fall/(Pers _{RG} ·a·µg/m ³)
Gebrauch von Bronchodilatoren (Dusseldorp, Kruize et al. 1995)	PM _{2,5}	0,272	Fall/(Pers _{RG} ·a·µg/m ³)
Hustentag bei Erwachsenen mit Asthma (Dusseldorp, Kruize et al. 1995)	PM _{2,5}	0,101	Tag/(Pers _{RG} ·a·µg/m ³)
Husten (Pope und Dockery 1992)	PM _{2,5}	0,222	Fall/(Pers _{RG} ·a·µg/m ³)
Hustentag bei Kindern mit Asthma (Roemer, Hoek et al. 1993)	PM _{2,5}	0,172	Tag/(Pers _{RG} ·a·µg/m ³)
Asthmatiker, Kinder			
Chronischer Husten (Dockery, Speizer et al. 1989)	PM _{2,5}	0,00346	Fall/(Pers _{RG} ·a·µg/m ³)

Quelle: (Friedrich und Bickel 2001).

Für weitere Details der Wirkungsmodelle für öffentliche Gesundheit sei auf umfangreiche Veröffentlichungen der ExternE-Projektgruppe in European Commission (1995), Holland (1999) und Friedrich (2001) verwiesen.

Verlust an Lebenserwartung durch Langzeitexposition an Partikeln

Die Bewertung des Verlusts an Lebenserwartung durch Langzeitexposition an Partikeln in der Atmosphäre hat einen herausragenden Anteil an den Ergebnissen. Daher werden im Folgenden neuere Erkenntnisse in Bezug auf die wichtigste Expositions-Wirkungsbeziehung diskutiert und mit ExternE-Annahmen verglichen.

Bei der Betrachtung von Auswirkungen auf die Mortalität wird zwischen akuten Wirkungen und Auswirkungen der Langzeitexposition unterschieden. Akute Wirkungen die unmittelbar bzw. ein bis drei Tage nach der Exposition erkennbar werden, sind heute allgemein anerkannt und können zumindest qualitativ nach Schadstoffepisoden mit erhöhten Konzentrationen an Krankenhausstatistiken abgelesen werden (siehe z.B. Leger (1996)). Auswirkungen durch Langzeitexposition sind sehr viel schwieriger festzustellen und erfordern ausgefeilte statistische Methoden.

Weltweit gibt es drei Studien, die aufgrund der angewendeten Methoden in der Lage waren, Effekte durch die Langzeitexposition von Luftschadstoffen zu ermitteln. Dies sind die 'Harvard Six-Cities Study' (HSCS) (Dockery, Pope et al. 1993), die 'American Cancer Society Study' (ACS) (Pope, Thun et al. 1995) und die 'Adventist Health Study on Smog' (AHSMOG) (Abbey, Mills et al. 1991; Abbey, Lebowitz et al. 1995). Dockery (1993) (HSCS) und Pope (1995) (ACS) fanden konsistent eine statistisch signifikante Verbindung zwischen feinen Partikeln und einer erhöhten Sterblichkeit, Abbey (1995) (AHSMOG) fand dies nur für Männer als statistisch signifikant. Zwischen den ersten beiden Studien und AHSMOG gibt es jedoch einen wesentlichen Unterschied in der Größe der untersuchten Kohorten. Während bei AHSMOG 6.338 Personen erfasst waren, wurden 8.111 Personen bei HSCS und bei ACS 295.233 für feine Partikel bzw. 552.138 Personen in 151 Städten untersucht. Daher stützen sich weitere Analysen auf HSCS und ACS. Aufgrund der Unsicherheiten und der Tragweite ihrer Aussagen wurden die HSCS- und die ACS-Studien einer Überprüfung durch eine unabhängige Expertenkommission unterzogen (HEI 2000). Diese Validierung hat trotz geringer Korrekturen in den Luftschadstoffdaten die Robustheit der Ergebnisse der Autoren der Originalstudien gezeigt.

Die Datenbasis wurde weiterhin durch Pope et al. (2002) erweitert, indem die ACS-Kohorte neuerlich aufgrund der nunmehr verstrichenen Zeit untersucht wurde. Der Beobachtungszeitraum verdoppelte sich um acht auf 16 Jahre und beinhaltet eine Verdreifachung der Todeszahlen. Weiterhin wurden neuere Luftschadstoffmessungen herangezogen sowie eine Reihe von methodischen Verbesserungen realisiert (siehe z.B. EPA (2002)). Eine Zusammenfassung der nunmehr vorhandenen Risikodaten ist in Tabelle 19 dargestellt.

Vergleich mit ExternE-Annahmen

Die Interpretation und die Umsetzung der Ergebnisse der genannten Langzeitstudien in eine operable Expositions-Wirkungsbeziehung durch das ExternE-Projektteam stützte sich auf die Veröffentlichung von Pope (1995). Der Verlust von Lebenszeit wird mit Hilfe einer Sterbetafel berechnet. Diese enthält für jede Alterskohorte das Grundrisiko (engl. baseline risk), an einer natürlichen Ursache im augenblicklichen Lebensjahr zu sterben. Das relative Risiko (RR) wird als zusätzliches Risiko auf Bevölkerungsebene interpretiert, welchem alle

Personen ausgesetzt sind. Daraus ergibt sich die Gesamtzahl der verlorenen Lebensjahre in Abhängigkeit der Exposition der Bevölkerung für ein Jahr. Anschließend wurde das Ergebnis aus strategischen Überlegungen um den Faktor 3 reduziert (Friedrich und Bickel 2001 Seite 43). Daraus folgt, dass die ExternE-Gesundheitsexperten ihren Berechnungen ein RR von 1,046 für ein Inkrement von $20 \mu\text{g}/\text{m}^3$ zugrunde gelegt haben. Der Grund war, dass epidemiologische „Kurzzeit“-Studien in Europa in der Vergangenheit konsistent im Mittel zu geringeren Ergebnissen als ihre nordamerikanischen Kollegen kamen. In jüngerer Zeit sind diese Unterschiede jedoch nicht mehr so deutlich. Vergleicht man daher die ExternE-Annahmen mit den neueren Erkenntnissen von Pope et al. (2002), so kann ExternE trotz der revidierten Ergebnisse mit $\text{RR}=1,046$ gegenüber $\text{RR}=1,08$ als konservative Abschätzung betrachtet werden. In dieser Arbeit wird daher die ExternE-Funktion zur Abschätzung des Verlusts an Lebenserwartung durch Langzeitexposition verwendet.

Tabelle 19: Relative Risiken und Konfidenzintervalle für Verlust an Lebenserwartung durch Langzeitexposition gegenüber $\text{PM}_{2.5}$ unabhängig der (natürlichen) Todesursache.

Studie	Inkrement in $\mu\text{g}/\text{m}^3$	Relatives Risiko (95 % CI)	Umgerechnet auf ein Inkrement von $20 \mu\text{g}/\text{m}^3 \text{PM}_{2.5}$
Originalstudien			
‘Six-Cities’ Studie	18,6	1,26 (1,08-1,47) ^a	1,28 (1,09-1,51)
ACS Studie	24,5	1,17 (1,09-1,26) ^b	1,14 (1,07-1,21)
HEI-Reanalysis			
‘Six-Cities’ Studie – validiert	18,6	1,26 (1,08-1,47) ^c	1,28 (1,09-1,51)
ACS Studie – validiert	24,5	1,17 (1,09-1,26) ^c	1,14 (1,07-1,21)
Um 8 Jahre erweiterte Analyse der ACS-Kohorte			
ACS Studie – erweitert	10,0	1,04 (1,01-1,08) ^d	1,08 (1,02-1,16)

Anm.: Angegeben ist der Unterschied zwischen den Städten mit der geringsten und der höchsten Luftschadstoffbelastung. Quellen: a) Dockery et al (1993), b) Pope et al (1995), c) Krewski et al. (2000), d) Pope et al. (2002).

3.3.2 Schädigung von Sachgütern

Sachgüter, die Umwelteinflüssen ausgesetzt sind, werden durch natürliche Verwitterungsprozesse und durch Luftverunreinigungen geschädigt. Letzteres überwiegt jedoch die natürlichen Prozesse um mehr als den Faktor 10 (Friedrich und Krewitt 1997). Die in dieser Arbeit verwendeten Expositions-Wirkungsbeziehungen wurden aus den Ergebnissen des „UN ECE International Co-operative Programme on Effects on Materials“ (ICP-Materials) abgeleitet. Dieses Projekt erforschte die Zerstörung von Materialien durch Luftschadstoffe, in dem ein umfassendes Messprogramm über acht Jahre an 39 Versuchsstationen in 12 europäischen Ländern, den Vereinigten Staaten und Kanada durchgeführt wurde (Tidblad, Kucera et al. 1998). Die Funktionen für die Materialdegradation wurden dazu verwendet, das Instandsetzungsintervall, welches monetär bewertet werden kann, zu berechnen. Die Verkürzung der Zeit zu einer Renovierung durch die Einwirkung von Luftschadstoffen gegenüber natürlichen Prozessen verbunden mit den Renovierungskosten führt zu den externen Kosten. Näheres zur Herleitung der Funktionen findet sich an anderer Stelle (Mayerhofer, Krewitt et al. 1997; Holland, Berry et al. 1999; Friedrich und Bickel 2001). Folgende Funktionen werden in dieser Arbeit verwendet:

Tabelle 20: Expositions-Wirkungsbeziehungen zur Quantifizierung der Schädigung von Sachgütern durch Luftschadstoffe.

Material	Instandsetzungsintervall
Kalkstein	$1/t = [(2,7[\text{SO}_2]^{0,48} e^{-0,018T} + 0,019\text{Rain}[\text{H}^+]) / R]^{1/0,96}$
Sandstein, Naturstein, Mörtel, Verputz	$1/t = [(2,0[\text{SO}_2]^{0,52} e^{f(T)} + 0,028\text{Rain}[\text{H}^+]) / R]^{1/0,91}$ $f(T) = 0$ für $T < 10$ °C; $f(T) = -0,013(T-10)$ für $T \geq 10$ °C
Zink und galvanisierter Stahl	$1/t = 0,14[\text{SO}_2]^{0,26} e^{0,021Rh} e^{f(T)} / R^{1,18} + 0,0041\text{Rain}[\text{H}^+] / R$ $f(T) = 0,073(T-10)$ für $T < 10$ °C; $f(T) = -0,025(T-10)$ für $T \geq 10$ °C
Farbe auf Stahl	$1/t = [(0,033[\text{SO}_2] + 0,013Rh + f(T) + 0,0013\text{Rain}[\text{H}^+]) / 5]^{1/0,41}$ $f(T) = 0,015(T-10)$ für $T < 10$ °C; $f(T) = -0,15(T-10)$ für $T > 10$ °C
Farbe auf galvanisiertem Stahl	$1/t = [(0,0084[\text{SO}_2] + 0,015Rh + f(T) + 0,00082\text{Rain}[\text{H}^+]) / 5]^{1/0,43}$ $f(T) = 0,04(T-10)$ für $T < 10$ °C; $f(T) = -0,064(T-10)$ für $T \geq 10$ °C
Karbonat Farbe	$1/t = 0,12 \cdot \left(1 - e^{\frac{-0,121 \cdot Rh}{100 - Rh}} \right) \cdot [\text{SO}_2] + 0,0174 \cdot [\text{H}^+] / R$
1/t	Instandsetzungshäufigkeit in 1/a
[SO ₂]	SO ₂ -Konzentration in µg/m ³
T	Temperatur in °C
Rain	Niederschlag in mm/a
[H ⁺]	H ⁺ -Ionen-Konzentration im Niederschlag in mg/l
R	Oberflächenabtrag in µm
Rh	relative Luftfeuchte in %

Quelle: (Friedrich und Bickel 2001)

3.3.3 Auswirkungen auf Feldpflanzen

Feldpflanzen können durch Luftschadstoffe in der Atmosphäre und Depositionen am Boden in ihrem Wachstum beeinflusst und infolge von biochemischen und pflanzenphysiologischen Vorgängen geschädigt sowie auch gedüngt werden. Die in dieser Arbeit quantifizierten Wirkungspfade sind:

- Exposition der Pflanze durch Schwefeldioxid (SO₂) und Ozon (O₃);
- Über den Boden: Versauerung und Düngeneffekt.

Wirkungen durch SO₂

Für die Berechnung der Auswirkungen von SO₂ auf Feldpflanzen wird eine Funktion basierend auf Baker (1986), angepasst wie vorgeschlagen von Holland (1999), verwendet. Diese Funktion gibt eine Ertragszunahme mit der Exposition zu SO₂ zwischen 0 und 6,8 ppb sowie einen Ertragsrückgang für höhere Konzentrationen an. Angewendet wird sie auf Weizen, Gerste, Kartoffeln, Zuckerrüben und Hafer. Die Funktion ist folgendermaßen definiert:

$$y = 0,74 \cdot C_{\text{SO}_2} - 0,055 \cdot (C_{\text{SO}_2})^2 \quad \text{für } 0 < C_{\text{SO}_2} < 13,6 \text{ ppb} \quad y = \text{relative Ertragsänderung}$$

$$y = -0,69 \cdot C_{\text{SO}_2} + 9,35 \quad \text{für } C_{\text{SO}_2} > 13,6 \text{ ppb}$$

C_{SO_2} = SO₂-Konzentration in ppb

Wirkungen durch Ozon

Für die Berechnung von Schäden durch Ozon wird eine lineare Beziehung zwischen AOT40 (Accumulated Ozone concentration above Threshold 40 ppb) verwendet. Der relative

Ertragsrückgang wird mit der folgenden Funktion und den Parametern in Tabelle 21 berechnet:

$$y = 99,7 - \alpha \cdot C_{O_3} \quad y = \text{relative Ertragsänderung, } \alpha = \text{Parameter, } C_{O_3} = \text{AOT 40 in ppmh.}$$

Tabelle 21: Sensitivitätsparameter für verschiedene Pflanzenarten.

Sensitivität	Roggen, Hafer, Reis	Weizen, Gerste, Kartoffeln, Sonnenblumen	Tabak
α	0,85	1,7	3,4

Versauerung von landwirtschaftlich genutzten Böden

Die zum Ausgleich von Versauerung benötigte Menge an Kalk wird nach folgender Formel berechnet, wobei nur die nicht-kalkhaltigen Böden berücksichtigt werden:

$$\Delta L = 50 \cdot A \cdot \Delta D_A$$

ΔL = zusätzlich nötige Menge an Kalk in kg/Jahr
 A = landwirtschaftliche Fläche in ha
 ΔD_A = jährliche saure Deposition in meq/m²/Jahr

Düngeeffekt durch Stickstoffdeposition

Stickstoff ist ein wesentlicher Nährstoff für Pflanzen und wird von Landwirten in großen Mengen ausgebracht. Daher ist die Deposition von oxidiertem Stickstoff auf landwirtschaftlichen Flächen nützlich. Der Rückgang an benötigtem Dünger wird wie folgt berechnet:

$$\Delta F = 14.0067 \cdot A \cdot \Delta D_N$$

ΔF = Abnahme der Dünger Menge kg/Jahr
 A = landwirtschaftliche Fläche in ha
 ΔD_N = jährliche Stickstoff Deposition in meq/m²/Jahr

Alle Funktionen zur Quantifizierung der Auswirkungen von Luftschadstoffen auf Feldpflanzen sind dem EcoSense Modell entnommen.

3.4 Monetäre Bewertung der physischen Wirkungen

In Kapitel 2 wurde die grundsätzliche Problematik bei der Bewertung von Umweltgütern und Gesundheit bereits dargestellt. Die Ermittlung von monetären Werten für Schäden durch Luftschadstoffe war jedoch nicht das Ziel dieser Arbeit. Sie sind daher den ExterneE Projektergebnissen entnommen. Für die Einordnung der Ergebnisse ist ihre Darstellung aber unerlässlich. Im Allgemeinen sind die Bewertungsansätze für Krankheiten, Feldpflanzen und Materialschäden unter Experten relativ unumstritten. Jedoch gibt es bei der Bewertung des Risikos des Verlustes von menschlicher Lebenszeit erhebliche Diskussionen. Daher ist der hierfür verwendete Ansatz detailliert beschrieben, während die anderen monetären Werte nur knapp dargestellt sind.

3.4.1 Bewertung von Gesundheitseffekten

3.4.1.1 Bewertung des Risikos des Verlustes menschlicher Lebenszeit

Die Bewertung des Risikos des Verlustes menschlicher Lebenszeit hat eine überragende Bedeutung für die externen Kosten durch Luftschadstoffe.

Das Leben bzw. der Wert eines Menschen kann nicht in Geldwerten ausgedrückt werden. Jedoch kann beobachtet werden, dass die Bevölkerung im Allgemeinen bereit ist, Geld für die Verringerung eines kleinen Risikos, einen tödlichen Unfall oder eine Krankheit, die zu vorzeitigem Tod führt, auszugeben. Es kann ebenfalls beobachtet werden, dass bei

Entscheidungen, z. B. über die Ausstattung von Krankenhäusern, Rettungsdiensten oder auch die Ausgestaltung von Kreuzungen, durchaus Kosten und Risiken abgewogen werden. Dies äußert sich zum Beispiel in der Abwägung von Kosten und Nutzen von Investitionen in Sicherheitsgurte, Airbags oder Antiblockiersysteme. Die Abwägung von kleinen Risiken und Kosten findet daher implizit in unserer Gesellschaft ständig statt.

Wert eines statistischen verhinderten Todesfalles

Der Wert eines statistischen verhinderten Todesfalles (VPF, engl. value of statistical prevented fatality, auch als VSL, value of a statistical life bezeichnet) ist ein Maß für die Wohlfahrtsverluste, die durch (kleine) Risiken für Leib und Leben entstehen. Mathematisch ausgedrückt beinhaltet dieser Wert die Zahlungsbereitschaft für verringerte Mortalitätsrisiken, die durch die erreichte Reduktion des Risikos dividiert werden muss. Ein Beispiel: Der VSL ist eine Million Euro, wenn die durchschnittliche Zahlungsbereitschaft für eine Risikoreduktion von 1:10.000 100 € beträgt.

In älteren Studien werden Gesundheitsrisiken häufig über den so genannten Humankapital-Ansatz bewertet, der die durch Todesfälle entstandenen Produktionsausfälle misst. Dieser Ansatz wird in der neueren wissenschaftlichen Literatur jedoch abgelehnt, da die gemessenen Produktionsverluste in keinem theoretischen oder empirischen Zusammenhang mit den individuellen Zahlungsbereitschaften stehen.

Die Ermittlung des VPF war das Ziel zahlreicher Studien. Aus einer zusammenfassenden Analyse von Studien die die Kontingente-Bewertungsmethode angewendet haben, durchgeführt in den ExternE-Projekten, ergab sich eine Bandbreite von 2,9-3,9 Millionen Euro mit einem Mittelwert von 3,3 Millionen Euro (Friedrich und Bickel 2001). Dieser Wert wird bei der Bewertung von Mortalitätsrisiken in dieser Arbeit zugrunde gelegt.

Wert eines verlorenen Lebensjahres

Eine Variante der Bewertung von Mortalitätsrisiken stellt der Ansatz des Wertes eines verlorenen Lebensjahres (engl. value of a life year lost, VLYL) dar. Zwei Gründe werden in der Diskussion für diesen Ansatz angeführt:

1. Der tatsächliche Verlust an Lebenszeit hängt sehr stark von dem betrachteten Endpunkt ab, sodass dies in der Bewertung berücksichtigt werden sollte. Zum Beispiel sind akute Todesfälle durch Luftschadstoffe nur bei älteren Personen mit erheblicher Vorerkrankung und geringer noch verbleibender Lebenszeit zu erwarten, während ein Unfalltod zu einem beträchtlichen Verlust an Lebenszeit führen kann.
2. Bei der Bewertung der Langzeitexposition durch Schwebstaub, eine der wichtigsten Schadenskategorien, kann nur die Zahl der verlorenen Lebensjahre geschätzt werden und nicht die Zahl der zusätzlichen Todesfälle.

Da keine empirischen Werte für ein verlorenes Lebensjahr vorliegen, behilft man sich damit, den Durchschnittswert eines VPF auf ein Lebensjahr umzulegen. Gerade bei der Betrachtung der Folgen einer Langzeitexposition ist der Wert des Lebensjahres nicht unabhängig von der physischen Einwirkung, da die Latenzzeit und damit auch die Zeitpräferenzrate berücksichtigt werden muss. Ausgehend von der Bevölkerungsverteilung und der altersspezifischen Überlebenswahrscheinlichkeiten einer Kohorte (in diesem Fall der Gesamtbevölkerung) lassen sich die Zahl der verlorenen Lebensjahre während eines Jahres berechnen. In einer zweiten Rechnung berücksichtigt man nun geänderte Überlebenswahrscheinlichkeiten

aufgrund der Exposition zu Luftschadstoffen. Berücksichtigt man weiterhin eine Latenzzeit und die Zeitpräferenzrate, so kann man den Gegenwartswert eines verlorenen Lebensjahres berechnen.

Der tatsächliche Lebenszeitverlust zwischen Fällen akuter Sterblichkeit und Fällen durch Langzeitexposition unterscheidet sich deutlich. Nach der Einschätzung von Experten werden 0,75 Jahre bei akuten Effekten und fünf Jahre bei chronischen Effekten angenommen (Holland, Berry et al. 1999). Die zugehörigen Werte eines verlorenen Lebensjahres für die Bewertung tödlicher Gesundheitsrisiken sind in Tabelle 22 dargestellt.

Tabelle 22: Bewertung von Mortalitätsrisiken.

Risikogröße	Wert	Einheit
Wert eines statistischen verhinderten Todesfalles (Bezugswert für Umrechnung auf verlorene Lebensjahre)	3.400.000	€ ₂₀₀₀ / Fall
Wert eines verlorenen Lebensjahres bei Langzeitexposition durch PM	96.500	€ ₂₀₀₀ / Jahr
Wert eines verlorenen Lebensjahres bei akuten Effekten	166.000	€ ₂₀₀₀ / Jahr

Anm.: Diskontrate 3 %; Quelle: Friedrich und Bickel (2001)

3.4.1.2 Bewertung von Krankheiten

Die monetären Werte für Krankheiten entstammen zum Großteil drei neueren, europäischen Studien, die mit Hilfe der Kontingenten-Bewertungsmethode Werte für Krankheitssymptome ermittelt haben. Dies waren im Einzelnen: 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. Die einzelnen Ergebnisse sind in Friedrich (2001) zusammengefasst und in Tabelle 23 dargestellt.

Tabelle 23: Monetäre Werte für Gesundheitseffekte.

Endpunkt	Wert	Einheit
Verlust an Lebenserwartung /Langzeitexposition	96.500	€ ₂₀₀₀ / verlorenes Lebensjahr
Verlust an Lebenserwartung, akuter Effekt	165.700	€ ₂₀₀₀ / verlorenes Lebensjahr
Leukämie mit tödlichem Ausgang	2.416.000	€ ₂₀₀₀ / Fall
Lungenkrebs mit tödlichem Ausgang	1.636.000	€ ₂₀₀₀ / Fall
Erkrankung der Atemwege	4.320	€ ₂₀₀₀ / Krankenhausaufnahme
Zerebrovaskuläre Krankheit	16.730	€ ₂₀₀₀ / Krankenhausaufnahme
Atemwegssymptome	45	€ ₂₀₀₀ / Tag
Krebserkrankung mit nicht-tödlichem Ausgang	481.000	€ ₂₀₀₀ / Fall
Unwohlsein	110	€ ₂₀₀₀ / Tag
Leichtes Unwohlsein	45	€ ₂₀₀₀ / Tag
Chronische Bronchitis	169.000	€ ₂₀₀₀ / Fall
Kongestive Herzinsuffizienz	3.260	€ ₂₀₀₀ / Krankenhausaufnahme
Chronischer Husten	240	€ ₂₀₀₀ / Fall
Gebrauch von Bronchodilatoren	40	€ ₂₀₀₀ / Tag
Husten	45	€ ₂₀₀₀ / Tag
Leichte Atemwegssymptome	8	€ ₂₀₀₀ / Tag
Asthmaanfall	75	€ ₂₀₀₀ / Tag

Quelle: Friedrich und Bickel (2001).

3.4.2 Bewertung von Auswirkungen auf landwirtschaftliche Erträge

Für die Bewertung der Auswirkungen auf landwirtschaftliche Erträge können Marktpreise genutzt werden. Diese sind in Tabelle 24 dargestellt.

Tabelle 24: Monetäre Werte für Auswirkungen auf landwirtschaftliche Erträge.

Endpunkt	Wert	Einheit
Weizen	113	€ ₂₀₀₀ / t Ertragsänderung
Gerste	63	€ ₂₀₀₀ / t Ertragsänderung
Roggen	183	€ ₂₀₀₀ / t Ertragsänderung
Hafer	66	€ ₂₀₀₀ / t Ertragsänderung
Reis	2.549	€ ₂₀₀₀ / t Ertragsänderung
Kartoffeln	96	€ ₂₀₀₀ / t Ertragsänderung
Zuckerrüben	66	€ ₂₀₀₀ / t Ertragsänderung
Sonnenblumenkerne	258	€ ₂₀₀₀ / t Ertragsänderung
Tabak	34.140	€ ₂₀₀₀ / t Ertragsänderung
Stickstoffdünger	530	€ ₂₀₀₀ / t Düngereinsatz
Kalk	18	€ ₂₀₀₀ / t Kalkeinsatz

Quelle: Friedrich und Bickel (2001).

3.4.3 Bewertung von Materialschäden

Die Bewertung von Materialschäden kann ebenfalls durch Marktpreise geschehen. Die verwendeten Werte sind in Tabelle 25 dargestellt und entstammen verschiedenen Studien, welche in (Holland, Berry et al. 1999) zusammengefasst wurden und in Friedrich und Bickel (2001) aktualisiert dargestellt sind.

Tabelle 25: Instandsetzungskosten je m² Materialoberfläche.

Endpunkt	Wert	Einheit
Galvanisierter Stahl	17 bis 55	€ ₂₀₀₀ / m ² (länderspezifisch)
Kalkstein	299	€ ₂₀₀₀ / m ²
Karbonhaltiger Farbanstrich	13	€ ₂₀₀₀ / m ²
Mörtel	33	€ ₂₀₀₀ / m ²
Naturstein	299	€ ₂₀₀₀ / m ²
Putz	33	€ ₂₀₀₀ / m ²
Sandstein	299	€ ₂₀₀₀ / m ²
Zink	27	€ ₂₀₀₀ / m ²

Quelle: Friedrich und Bickel (2001).

3.5 Bewertung von Treibhausgasemissionen

Emissionen bestimmter klimawirksamer Gase - als die wichtigsten gelten CO₂, CH₄ (Methan) und N₂O (Lachgas) - tragen zu einer Erwärmung der Erdatmosphäre bei. Diese Gase unterscheiden sich in ihrer Klimawirksamkeit. Mit Hilfe von Faktoren für CO₂ (1), CH₄ (23) und N₂O (296) können diese jedoch in so genannte CO₂-Äquivalente umgerechnet werden (IPCC 2001).

Grundsätzlich können zwei Ansätze zur Bestimmung von externen Kosten des Treibhauseffektes genannt werden: (1) Schadenskostenansatz und (2) Vermeidungskosten. Theoretisch ist der Schadenskostenansatz dem Vermeidungskostenansatz vorzuziehen. Jedoch sind die Unsicherheiten und die Bandbreiten heutiger Schadenskostenabschätzungen so hoch, dass in Fachkreisen Vermeidungskosten für politische Entscheidungen bevorzugt werden. Hervorzuheben ist, dass es sich bei den Unsicherheiten nicht nur um das Verständnis der Klimamechanismen der Erdatmosphäre handelt, sondern größtenteils um sozioökonomische Bewertungen von Veränderungen, die sich aus dem Klimawandel ergeben.

3.5.1 Schadenskosten

Beim Schadenskostenansatz wird analog zum Wirkungspfadansatz versucht, die physikalischen Auswirkungen einer Klimaveränderung zu bestimmen. Als Hauptauswirkungen werden genannt: Erhöhung des Meeresspiegels und extreme Wetterereignisse, Auswirkungen auf die menschliche Gesundheit, Landwirtschaft, Wasserressourcen und Ökosysteme sowie daraus entstehende Migrationsprozesse. Gesundheitseffekte betreffen insbesondere Krankheiten wie Malaria oder anderen Parasiten, Kälte- und Hitzestress. Die Effekte sind überwiegend miteinander gekoppelt.

Neben einer quantitativen Bestimmung der physikalischen Wirkungen sind folgende Themen für die Ableitung externer Kosten durch Treibhausgasemissionen wesentlich:

- Die soziale Diskontrate: Die Bewertung von Schäden, die weit in der Zukunft auftreten;
- Die Gleichbehandlung der Bevölkerung in verschiedenen Ökonomien der Erde: Anpassungen des Prinzips der Zahlungsbereitschaft an das Einkommen;
- Sozioökonomische Bedingungen: Möglichkeiten der Anpassung oder Nicht-Anpassung von Gesellschaften an Klimaveränderungen.

Ergebnisse einer neueren Untersuchung aus dem Jahr 2000 sind in Tabelle 26 dargestellt.

Tabelle 26: Marginale externe Schadenskosten von Treibhausgasen ^a

€ ₂₀₀₀	Minimum	Unterer Wert ^b	Zentraler Wert ^c	Oberer Wert ^b	Maximum
CO ₂ (€/t CO ₂)	0,1	1,4	2,4	4,1	16,4
N ₂ O (€/t N ₂ O)	24,3	440,2	748,3	1.272,1	5.242,1
CH ₄ (€/t CH ₄)	1,9	28,2	44,9	71,5	257,0

- Anm.: a. Emissionen in der Periode 2000 – 2009. Kosten sind diskontiert auf das Jahr 2000.
 b. Unterer und oberer Wert entsprechen in etwa dem 67 %-Vertrauensintervall.
 b. Die Zeitpräferenzrate entspricht 1 % (pure rate of time preference).

Quelle: Friedrich und Bickel (2001).

3.5.2 Vermeidungskosten

Vermeidungskosten sind die Kosten, die aufzuwenden sind, um schädliche Emissionen ganz oder teilweise zu vermeiden. Grenzkosten oder marginale Vermeidungskosten bezeichnen die Kosten, die zur Vermeidung der letzten (teuersten) Einheit zur Erreichung des Zielwertes erforderlich sind.

Die Verwendung von Vermeidungskosten ist nur dann möglich, wenn ein gesellschaftlich akzeptiertes Umweltschutzziel vorliegt und die Annahme getroffen wird, dass dieses Ziel rational in dem Sinne gewählt wurde, dass die marginalen Vermeidungskosten den marginalen Schadenskosten entsprechen (Friedrich 2002).

Ein solches, gesellschaftlich akzeptiertes Ziel ist im Fall der globalen Klimaproblematik vorhanden. Das Kyoto-Protokoll der „United Nations Framework Convention on Climate Change“ (UNFCCC) schreibt bindende Ziele für die Treibhausgasreduktionen im Vergleich zu 1990 vor. Die EU hat sich verpflichtet, ihre Gesamtemissionen von 1990 um 8 % bis zu dem Zeitraum 2008 bis 2012 zu senken. Jedoch kann das Ziel von allen EU-Ländern gemeinsam erreicht werden und daher wurde eine gewisse Verteilung der nationalen Pflichten am 17. Juni 1998 in Luxemburg vereinbart (sog. EU-Bubble). Ein weiteres Umweltschutzziel stellt die 1995 auf dem Klimagipfel in Berlin eingegangene Selbstverpflichtung Deutschlands dar, seinen Kohlendioxid-Ausstoß bis zum Jahr 2005 um 25 Prozent im Vergleich zu 1990 zu senken. Zum Vergleich: Deutschland ist gegenüber der EU verpflichtet seine CO₂-Emissionen bis 2012 im Vergleich zu 1990 um 21 % zu senken. Da bei den meisten Studien die EU-weite Minderung untersucht wurde, wird diese hier weitergehend zugrunde gelegt.

Folgende Studien sind als wesentlich anzusehen:

Fahl (1999) berechnet die marginalen Vermeidungskosten für Deutschland zur Erreichung des Kyoto-Ziels zu 19 € je Tonne CO₂Äquiv. Criqui und Viguier (2000) veröffentlichten marginale Vermeidungskosten, um das Kyoto-Ziel für die Europäische Union zu erreichen, zu 37 US\$ pro Tonne vermiedenes CO₂. Capros and Mantzos (2000) geben u.a. marginale Kosten für ein Szenario an, bei dem der freie Handel mit Emissionszertifikaten weltweit gestattet ist. Dabei

steigen die CO₂ Emissionen in der EU um 4 % bis 2010. Ein Preis von 19 €₁₉₉₀ wird für die Tonne gehandelten CO₂ angegeben. Eine der neuesten Studien (Economic Evaluation of Sectoral Emission Reduction Objectives for Climate Change, (Blok, Jager et al. 2001)), die für die Europäische Kommission durchgeführt wurde, legte ihre Ergebnisse 2001 vor. Für die kostengünstigste Erreichung des EU-Kyoto-Ziels einer acht prozentigen Reduktion, die alle Treibhausgase mit einschloss, werden 20 €₁₉₉₉ je t CO₂Äquiv. angegeben. Interessanterweise wird das Ziel auch ohne weltweiten Handel, jedoch mit voller Flexibilität bei der Umsetzung zu diesem günstigen Preis erreicht. Volle Flexibilität meint hier europaweite Umsetzung von Least-cost-Maßnahmen in den einzelnen Sektoren, unabhängig vom EU-Bubble.

Weitere Studien verwenden andere Ziele als das Kyoto-Ziel, z.B. berechnen Maibach et al. (2000) marginale Vermeidungskosten für eine 50%-Reduktion für 2030 gegenüber 1990 mit 135 €₂₀₀₀ je t CO₂.

3.5.3 Zusammenfassung der Bewertung von Treibhausgasemissionen

Aufgrund der Unsicherheiten in den Berechnungen von Schadenskosten werden für die Bewertung von Treibhausgasemissionen Vermeidungskosten verwendet. Als Mittelwert (Median) aus den diskutierten Studien ergibt sich hierfür 20 €₂₀₀₀ pro t CO₂ Äquiv.

3.6 Impact-Assessment-Modell “EcoSense-Transport”

Die Berechnung externer Kosten durch Luftschadstoffe mit dem Wirkungspfadansatz umfasst mehrere Schritte und einige komplexe Modelle. Diese benötigen einerseits größere Mengen an verschiedensten Daten, wie z.B. meteorologische Daten, Emissionsinventare und Rezeptorinventare, und produzieren wiederum große Mengen an Daten, wie z.B. Konzentrationsdaten, Expositionsdaten und physische Wirkungen. Diese müssen schließlich zu Endergebnissen verarbeitet werden.

Um die Berechnungen durchführen zu können, wurde das Impact-Assessment-Modell EcoSense im Rahmen dieser Arbeit speziell auf die Anwendung für den Verkehrsbereich erweitert. Hierzu zählte:

- Die Anbindung eines Geographischen Informationssystems (GIS);
- Ein Modell zur Berechnung von Emissionen des Straßenverkehrs;
- Die Integration des Ausbreitungsmodells RoadPol;
- Die Erneuerung und Aufbereitung von meteorologischen Datensätzen für Europa.

EcoSense-Transport bietet die Möglichkeit, aus einer Karte im GIS eine Route für die Berechnung von externen Kosten auszuwählen. Mit Hilfe des Emissionsmoduls können Fahrzeuge gewählt und deren Emissionen für eine Transportaufgabe berechnet werden. Anschließend werden Ausbreitungsrechnungen durchgeführt, um die Konzentrationsänderungen gegenüber dem Referenzfall zu bestimmen. Über das GIS werden Konzentrationen und Bevölkerung zusammengeführt und die Exposition berechnet. Mit den bereits vorhandenen EcoSense-Modulen ist weiterhin die Wirkungsabschätzung sowie die Bewertung der Schäden automatisiert möglich. Komplette Sätze von Expositions-Wirkungsbeziehungen sowie monetären Werten stehen hierfür in den Datenbanken zur Verfügung. Alle Werte und Parametrisierungen sind jedoch für den Nutzer zugänglich, sodass die verwendeten Parameter beeinflusst werden können.

EcoSense-Transport ermöglicht die Berechnung marginaler Kosten, indem es die Rechenschritte des Wirkungspfadansatzes umsetzt und für zwei Emissionsszenarien die Umweltschäden berechnet. Dabei wird zunächst ein Referenzfall auf der Basis eines Emissionskatasters aller Sektoren, einschließlich des Verkehrssektors, modelliert. In einem zweiten Fall werden zusätzliche Emissionen im Rahmen der Modellgenauigkeit und unter Berücksichtigung der Zusammensetzung addiert. Die Differenz der Ergebnisse liefert die marginalen Kosten.

Das Strukturdiagramm von EcoSense-Transport ist in Abbildung 5 dargestellt. Eine detaillierte technische Beschreibung kann Vossiniotis und Schmid (1999) entnommen werden.

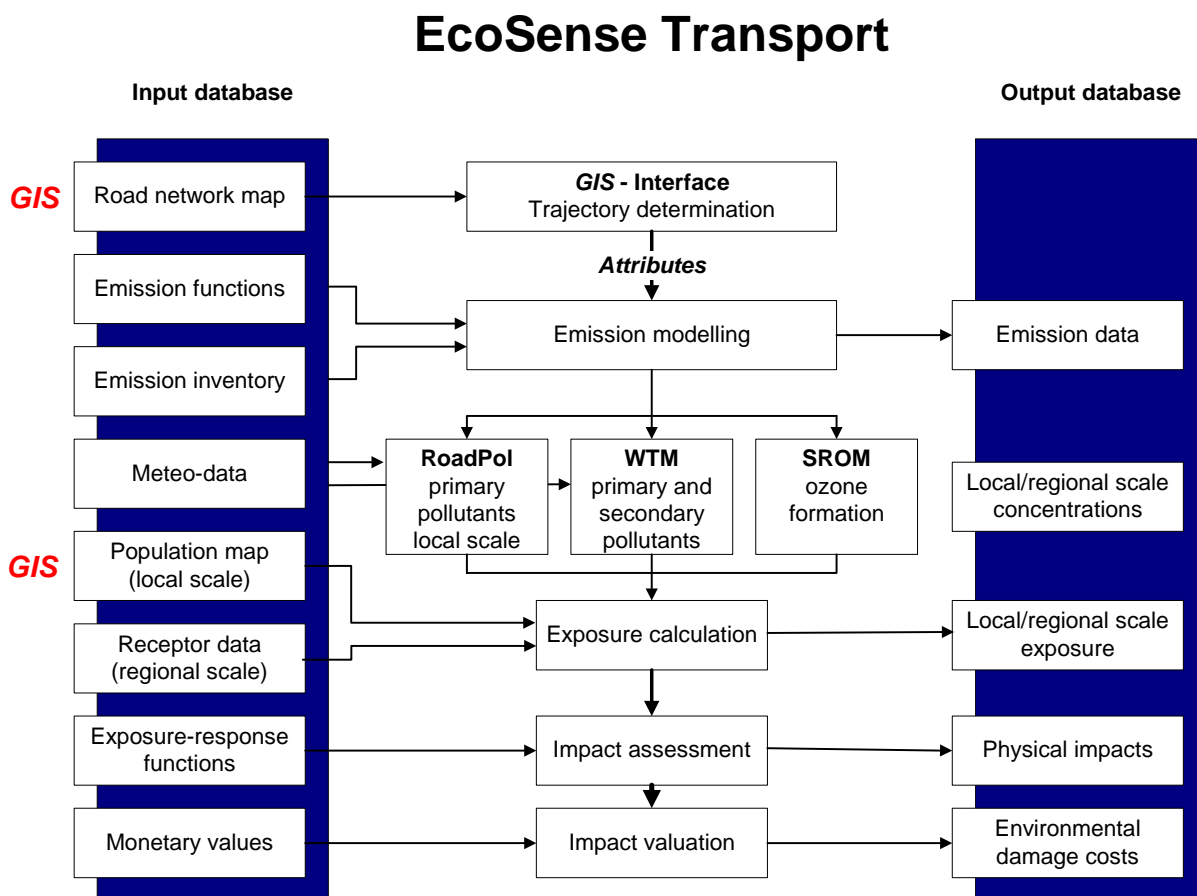


Abbildung 5: Strukturdiagramm des Impact-Assessment-Computerprogrammes EcoSense-Transport

3.7 Unsicherheiten

Die Kette der Berechnungen der externen Kosten unter Verwendung verschiedenster Modelle und Annahmen macht eine Betrachtung der Unsicherheiten notwendig. Unsicherheiten, die hierbei auftreten, können wie folgt kategorisiert werden (in Anlehnung an Rabl 2001):

1. Modelle: Unsicherheiten in den Teilmodellen, z.B. Kausalitätsannahmen für die schädigende Wirkung von Luftverunreinigungen;
2. Daten: Unsicherheiten von Information, Daten und Modellparameter, z.B. Kostendaten oder Depositionsgeschwindigkeiten von Luftverunreinigungen;

3. Gesellschaftliche Fragen: Unsicherheiten in Fragen, die soziale, ethische und/oder politische Belange betreffen, z.B. die Wahl der Diskontrate zur Bewertung zukünftiger Schäden.

Weiterhin prägen die individuellen Bewertungen des Wissenschaftlers sicherlich implizit die Ergebnisse, z.B. bei der Frage, wie unvollständige Information interpretiert wird.

Qualitative Diskussion

Ausbreitungsmodelle: Für die Abschätzung der Konzentrationsänderungen in der Umwelt werden die zuvor beschriebenen Modelle verwendet. Dem in der lokalen Ebene verwendeten Gauß-Modell wird im Jahresmittel eine Genauigkeit von einem Faktor ± 2 zugeordnet (VDI 3782 1992). Dies beschränkt sich auf Einflüsse, die im Modell nicht abgebildet sind. Das Ausbreitungsmodell auf regionaler Ebene wurde sowohl mit anderen Modellen als auch mit gemessenen Konzentrationen verglichen. Das EMEP-Modell und WTM lagen innerhalb 20 % Abweichung, modellierte und gemessene Konzentrationswerte für SO₂ lagen überwiegend innerhalb eines Faktors zwei (nach Droste-Franke in Friedrich und Bickel 2001). Für Sulfataerosole ergab sich ebenfalls eine Übereinstimmung innerhalb eines Faktors zwei mit einer tendenziellen Überschätzung durch WTM (ebd.). Für Nitrate liegen keine Evaluierungen vor. Von Lee (1998) wurde vorgeschlagen, die Schäden von nicht-spezifischem Nitrat und Ammoniumnitrat getrennt auszuweisen, da die Bildung von nicht-spezifischem Nitrat sich von anderen Schadstoffen dadurch unterscheidet, dass keine zusätzlichen Partikel gebildet werden, sondern an bereits existierenden Partikeln adsorbieren.

Expositions-Wirkungsmodelle: Aus dem Blickwinkel der in dieser Arbeit gewonnenen Ergebnisse ist die Diskussion der Expositions-Wirkungsbeziehungen von Partikeln (PM_{2.5}) am wichtigsten. Insbesondere der mögliche Verlust an Lebenserwartung durch Langzeitexposition steht hier gegenüber akuten Effekten im Vordergrund. Primärpartikel aus Verbrennungsvorgängen und Sekundärpartikel wie Nitrate und Sulfate werden mit dem Wirkungspfadansatz explizit modelliert. Hingegen ist es aufgrund heutiger epidemiologischer Studien in Verbindung mit den zur Verfügung stehenden Messreihen letztendlich nicht möglich, die schadensverursachende Spezies aus der „Partikelmischung“ zu identifizieren. Während sich die Hinweise auf die Schadenswirkung von Primärpartikeln (<2,5µm) aus Verbrennungsprozessen verdichten, ist die Wirkung von Nitraten umstritten, aber auch nicht widerlegt.

Würde sich herausstellen, dass Nitrate weniger oder gar keine Gesundheitseffekte hervorrufen, dann würde sich das Schadenspotenzial innerhalb der Komponenten der „Partikelmischung“ verschieben. Zumindest solange die verwendete Metrik, also die Masse, sich weiterhin als die richtige Messgröße erweist. Dies gilt ebenfalls nur, solange die Studie an sich, z.B. die Berücksichtigung von Störfaktoren (engl. confounders), nicht korrigiert wird. Daraus lässt sich jedoch für die Unsicherheitsbetrachtung folgern, dass mit einer Tieferstufung von Nitrateffekten nicht gleichzeitig eine Tieferstufung von Effekten von Primärpartikeln erfolgen kann bzw. dass diese Effekte nicht unabhängig voneinander sind. Diese Argumentation wird weiter unten bei der quantitativen Umsetzung berücksichtigt.

Datenanwendung: Für die Ergebnisse der Ausbreitungsmodelle ist deren Parametrisierung wesentlich. Wie in Abschnitt 3.2.1 dargestellt ist, wird in das in dieser Arbeit generell verwendete Parametrisierungsschema als untere Abschätzung eingestuft. Zu der Parametrisierung der anderen Modelle kann keine Aussage gemacht werden.

Quantitativer Ansatz

Ein formales Verfahren zur Berechnung der Unsicherheiten wurde von Rabl (1999) vorgeschlagen. Ausgehend von der Annahme, dass alle Berechnungen im (vereinfachten) Wirkungspfadansatz multiplikativ sind, werden alle Unsicherheiten als log-normal-verteilt betrachtet. Damit gilt für die gesamte Standardabweichung σ_g aller Berechnungsschritte i (Rabl 2001):

$$[\ln(\sigma_g)]^2 = [\ln(\sigma_{g1})]^2 + [\ln(\sigma_{g2})]^2 + \dots + [\ln(\sigma_{gn})]^2$$

Für die Vertrauensintervalle mit dem geometrischen Mittelwert μ_g gilt:

- Ergebnisse liegen mit 68,3 % Wahrscheinlichkeit im Intervall von $[\mu_g/\sigma_g, \mu_g \cdot \sigma_g]$
- Ergebnisse liegen mit 95 % Wahrscheinlichkeit im Intervall von $[\mu_g/\sigma_g^2, \mu_g \cdot \sigma_g^2]$.

Bei der Anwendung muss beachtet werden, dass die in dieser Arbeit berechneten Werte geometrische Mittelwerte sind. Die Konfidenzintervalle, die durch die Methode von Rabl abgeschätzt werden, sind jedoch in der logarithmischen Darstellung symmetrisch zum Median. Daher muss bei der Anwendung die Intervallgrenze von μ_g auf den Mittelwert umgerechnet werden (Rabl 2001).

$$x/\mu_g = \exp(0,5 \cdot (\ln(\sigma_g))^2)$$

Die untere und obere Grenze des 68%-Vertrauensintervalls werden von Rabl wie folgt als Quotienten „Grenzwert/Mittelwert“ angegeben, sodass direkt mit dem Ergebnis (Mittelwert) multipliziert werden kann (Tabelle 27).

Tabelle 27: Quotienten „Grenzwert/Mittelwert“ des 68%-Vertrauensintervalls.

Grenzwert/Mittelwert	PM	Sulfate	Nitrate
Quotient für untere Grenze (UG)	0,24	0,26	0,26
Quotient für obere Grenze (OG)	2,31	2,99	3,63

Quelle: Rabl (2001).

Ansatz für die Unsicherheitsbetrachtung

Für die Betrachtung der Unsicherheiten wird der formale und quantitative Ansatz von Rabl mit einer Alternativ-Hypothese zur Schädlichkeit von Partikeln kombiniert.

Die Festlegung der Standardabweichungen der wesentlichen Berechnungsschritte ist in Tabelle 28 dargestellt. Abweichend von Rabl (2001) werden Nahbereich und Ferntransport bei der Ausbreitungsrechnung getrennt betrachtet. Die untere Grenze wird aufgrund der gewählten Parametrisierung mit einer geringeren Standardabweichung belegt als im Fernbereich. Ebenso wird bei der Obergrenze der Argumentation von Rabl (2001) gefolgt, dass es unwahrscheinlich ist, dass der VPF als zu gering eingestuft wurde. Sulfate werden nicht betrachtet, da ihr Schadensanteil bei Verkehrsemissionen unter 2 % liegt.

Alternativ-Hypothese: Die Schädlichkeit von Primärpartikeln ist durch die anderen Partikelkomponenten beeinflusst. Rabl (2001) schätzt die Schädlichkeit von Primärpartikeln um den Faktor 2,2 höher ein, wenn Sulfate und Nitrate sich als unschädlich herausstellen.

Tabelle 28: Standardabweichung σ_g wesentlicher Berechnungsschritte, sowie untere Grenze (UG) und obere Grenze (OG) des 68%-Vertrauensintervalls als Quotient.

Untere Grenze / Obere Grenze	Lebenszeitverlust durch Langzeitexposition			Morbidität		
	Primärpartikel		Nitrate	Primärpartikel		Nitrate
	Nahbereich	Fern- transport	Fern- transport	Nahbereich	Fern- transport	Fern- transport
Emissionen	1,2 / 1,2	1,2 / 1,2	1 / 1	1,2 / 1,2	1,2 / 1,2	1 / 1
Ausbreitungsrechnung	1,2 [§] / 1,8	1,8 / 1,8	1,8 / 1,8	1,2 [§] / 1,8	1,8 / 1,8	1,8 / 1,8
Steigung der ERF	1,3	1,3	1,3	1,3 [§]	1,3 [§]	1,3 [§]
Bestandteil Partikel	1,5	1,5	1,5	1,5	1,5	1,5
Lebenszeitverlust	1,2	1,2	1,2	-	-	-
Bewertung	2,0 / 1,1 ⁺⁺	2,0 / 1,1 ⁺⁺	2,0 ⁺⁺	1,1	1,1	1,1
Umrechnung VLYL	1,3 / 1,1	1,3 / 1,1	1,3 / 1,1	-	-	-
Diskontierung	1,3	1,3	1,3	-	-	-
Quotient für UG/OG	0,24 / 2,31	0,24 / 2,31	0,25 / 2,32	0,56 / 2,25	0,51 / 2,25	0,53 / 2,24

Anm.: Wenn für untere und obere Grenze unterschiedliche Standardabweichungen angenommen wurden, dann sind diese als UG / OG dargestellt. ⁺⁺ Bewertung VPF; Quelle ist sofern nicht anders gekennzeichnet: Rabl (2001), [§] eigene Annahmen.

Schlussfolgerungen

Die Ausbreitungsrechnung und die Bewertung eines statistischen Todesfalles zeigen sich als die signifikanten Parameter. Die getrennte Betrachtung von Nahbereich und Ferntransport, in der die untere Grenze der Ausbreitungsrechnung als sicherer eingeschätzt wird, zeigt keine Auswirkungen auf das Gesamtintervall. Die Begrenzung der Bewertung eines VPF und die Umrechnung auf ein VLYL zeigten ebenfalls keine signifikante Einschränkung des Vertrauensintervalls.

Der formale Ansatz sowie die Alternativ-Hypothese werden in Kapitel 5 und 7 auf die Ergebnisse angewendet.

4 Ansatz zur Berechnung externer Kosten durch Verkehrslärm

Als Lärm wird Schall bezeichnet, der als lästig und störend erlebt wird, wenn zusätzlich zwei Bedingungen erfüllt sind (Sader 1966):

- Eine gewisse Lautstärke wird überschritten (ein tropfender Wasserhahn ist störend, wird aber nicht als Lärm bezeichnet) und
- Ein Moment des Willkürlichen, eigentlich Unnötigen ist gegeben (ein Gewitter ist laut, es stört, es ist aber kein Lärm).

Gerade so, willkürlich und unnötig, wird Schall durch Verkehr insbesondere dann empfunden, wenn man am eigentlichen Verkehrsgeschehen unbeteiligt ist, d.h. wenn man beispielsweise als Anwohner den „Lärm“ ertragen muss, aber keinen Nutzen davon hat. Dies ist ein negativer externer Effekt und führt gemessen in Geldwerten zu den externen Kosten des Verkehrslärms. Die Methode zur Quantifizierung der externen Kosten wird entsprechend der Vorgehensweise des Wirkungspfadansatzes in vier Schritte gegliedert:

- a) Modellieren des Verkehrslärms,
- b) Modellieren der Exposition der Bevölkerung,
- c) Quantifizierung der physische und psychische Auswirkungen von Verkehrslärm und
- d) Monetäre Bewertung der Auswirkungen.

Das Gesamtmodell, welches im weiteren Verlauf der Arbeit zur Simulation von Fallstudien zur Anwendung kommt, wird in diesem Kapitel aus den Teilschritten entwickelt und beschrieben. Zunächst sind die Modelle zur Simulation von Verkehrslärm für die Verkehrsträger Straßen-, Schienen- und Flugverkehr sowie die Besonderheiten bei der Berechnung der exponierten Bevölkerung dargestellt. Der Binnenschiffsverkehr wird in dieser Arbeit wegen der zu erwartenden geringen Bedeutung und fehlender Wirkungsmodelle für sehr niederfrequenten Lärm nicht behandelt. Anschließend werden die möglichen Auswirkungen von Verkehrslärm diskutiert und soweit möglich in operable, quantitative Beziehungen überführt. Die monetäre Bewertung der quantifizierten Auswirkungen, auch als so genannte Endpunkte bezeichnet, wird in Kapitel 4.5 behandelt.

4.1 Modellierung von Verkehrslärm

Die Modellierung von Verkehrslärm und die Berechnung der Exposition der betroffenen Bevölkerung deckt sich mit den Zielen so genannter „Geräuschbelastungsmodelle“ (GBM). Ein solches GBM wurde in den Jahren 1980 bis 1985 vom Umweltbundesamt für die damalige Bundesrepublik Deutschland aufgebaut (Fakiner, Damerg et al. 1981). Die heutige Situation wird jedoch durch dieses Modell wegen des inzwischen gestiegenen Verkehrsaufkommens und der veränderten Infrastruktur nicht mehr korrekt abgebildet (Bartel 2000). Daher stand für diese Arbeit kein aktuelles und belastbares GBM zur Verfügung. Darüber hinaus ist fraglich, ob ein GBM neben der Gesamtexposition zur Berechnung von Gesamtkosten auch den besonderen Anforderungen zur Berechnung von externen Grenzkosten entsprechen würden. Im Rahmen dieser Arbeit wird daher auf „konventionelle“ Lärmberechnungsmodelle (Computermodelle und Rechenvorschriften) zurückgegriffen und die Berechnung der exponierten Bevölkerung in einem getrennten Schritt vorgenommen.

4.1.1 Straßenverkehr

4.1.1.1 Schallemissionsquellen im Straßenverkehr

Die Geräusche eines Straßenfahrzeugs setzen sich hauptsächlich aus den Antriebsgeräuschen und den Rollgeräuschen zusammen. Das Verhältnis beider Schallquellen hängt von der Geschwindigkeit ab. Beispielsweise trägt bei einem Lkw bei einer Geschwindigkeit von 30 km/h das Rollgeräusch ca. 10 % und das Antriebsgeräusch ca. 90 % zu den Schallemissionen bei, während bei 80 km/h beide Geräuschquellen etwa gleich viel zur Gesamtemission beitragen (Roik 1997). Das Antriebsgeräusch setzt sich aus den Schallemissionen der Komponenten Motor (Zylinderblock), Abgassystem, Getriebe, Kühlgebläse, Lufteinlass u.a. zusammen. Die Höhe der Schallemissionen hängt von dem Lastzustand des Motors ab. Daher sind Schallemissionen zum Beispiel abhängig von der Straßensteigung und der Geschwindigkeit. Das Rollgeräusch trägt insbesondere bei höheren Geschwindigkeiten wesentlich zu den Schallemissionen bei. Dieses Geräusch wird durch die Wechselwirkung zwischen Reifen und Fahrbahn beim Abrollvorgang des Reifens erzeugt, der eine radiale und eine tangentielle Schwingung des Reifenprofils verursacht. Während die radiale Schwingung durch die Belastung/Entlastung entsteht, wird die tangentielle Schwingung durch so genanntes „air pumping“ in den Hohlräumen des Profils erzeugt. Hinzu kommt das Geräusch des rotierenden Rades und der umströmenden Luft (Roik 1997).

4.1.1.2 Das Lärmmodell für den Straßenverkehr

Eine Vielzahl von zumeist nationalen Vorschriften zur Berechnung von Schallemissionen durch den Straßenverkehr sind in Europa verfügbar (z.B. Brunner und Lang 1997; Kragh 1998). Die Rechenvorschriften mit legislativem Charakter sind meist ähnlich und berücksichtigen im Wesentlichen die Informationen:

- Verkehrsstärke, aufgeteilt nach Lkw und Pkw;
- Fahrzeuggeschwindigkeit;
- Straßensteigung;
- Straßenbelag

sowie weitere Parameter zur Berücksichtigung von Abschirmung, Absorption und Reflektion (Lang 1989). Aufgrund des Stellenwertes der „Richtlinie für den Lärmschutz an Straßen RLS-90“ (RLS-90 1990) für die Lärmsanierung bei planerischen, baulichen und verkehrsrechtlichen Maßnahmen in Deutschland wurden die dort vorgegebenen Rechenvorschriften als Basis für die Berechnungen in dieser Arbeit verwendet. Allerdings können die Zielsetzungen dieser Arbeit für die Berechnung externer Lärmkosten mit der vorliegenden Darstellung der RLS-90 nicht erreicht werden. Diese Ziele sind im Einzelnen:

- Berechnung marginaler externer Lärmkosten nach Fahrzeugklassen (Pkw, Motorrad, leichte und schwere Nutzfahrzeuge, Bus);
- Modellierung von verschiedenen Maßnahmen zur Lärminderung, unter anderem durch Fahrzeugklassen-spezifische Geschwindigkeitsvorgaben;
- Einführung neuer Fahrzeugtechnologien mit verändertem Emissionsverhalten, z.B. lärmärmerer Lkw.

Daher kommt auch der Einsatz eines der zahlreichen kommerziell zur Verfügung stehenden Computerprogramme zur Modellierung von Straßenverkehrslärm gemäß RLS-90 für diese Arbeit nicht in Frage.

Berechnung des Emissionspegels für beliebig viele Fahrzeugklassen

Aus den genannten Gründen wurde die RLS-90 durch eine Verallgemeinerung der Rechengänge auf die Verwendung beliebig vieler Fahrzeugklassen erweitert. Der Emissionspegel $L'_m(25\text{ m})$ einer Straße mit einer Verkehrsstärke von n_i Fahrzeugen pro Stunde und mit m Fahrzeugklassen ($i=1, 2, \dots, m$) berechnet sich nach Ullrich (1991) zu:

$$L'_m(25m) = 10 \lg \left(\sum_{i=1}^m n_i 10^{0,1 L_{m,i}} \right), \quad (1)$$

wobei L_i der Mittelungspegel eines Fahrzeugs der Klasse i in 25 m Entfernung zur Fahrstreifenmitte und 4 m Höhe über der Straßenoberfläche ist. Der Mittelungspegel L_m dient zur Kennzeichnung der Stärke von Geräuschen mit zeitlich veränderlichem Schallpegel. L_m ist nach DIN 45641 definiert als der zeitliche Mittelwert des A-frequenzbewerteten Schalldruckpegels L nach DIN 1320. Die A-Bewertung berücksichtigt die frequenzabhängige Hörempfindlichkeit des Gehörs. Für diesen Mittelungspegel werden geschwindigkeitsabhängige Funktionen eingeführt, die jeweils die Lärmemissionen eines „mittleren“ Fahrzeugs repräsentieren. Die Funktionen sind den Ergebnissen eines Forschungsvorhabens des Umweltbundesamtes Berlin entnommen, bei dem ca. 33.000 Fahrzeuge am 30 Messorten untersucht wurden. Die Funktionen sind unterschieden nach „Konstante Fahrt“ und „Beschleunigte Fahrt“ in Tabelle 29 dargestellt.

Tabelle 29: Geschwindigkeitsabhängige Funktionen des stündlichen Beitrags zum Mittelungspegel in 25 m Entfernung für verschiedene Fahrzeugklassen.

Fahrzeugklasse	Mittelungspegel $L_m(25\text{ m})$	
	Konstante Fahrt	Beschleunigte Fahrt
Pkw	$18,03 \cdot \lg(v) + 1,30$	$10,03 \cdot \lg(v) + 18,45$
Lieferwagen	$13,24 \cdot \lg(v) + 11,76$	$5,05 \cdot \lg(v) + 29,48$
Motorrad	$9,45 \cdot \lg(v) + 22,78$	$9,45 \cdot \lg(v) + 22,78$
Bus	$8,64 \cdot \lg(v) + 24,86$	$0,55 \cdot \lg(v) + 40,79$
Leichte Lkw	$8,27 \cdot \lg(v) + 26,53$	$-4,24 \cdot \lg(v) + 51,09$
Schwere Lkw	$6,36 \cdot \lg(v) + 32,72$	$-5,25 \cdot \lg(v) + 55,96$

Quelle: Steven (1995)

Als repräsentative Geschwindigkeiten werden für alle Berechnungen mittlere Werte der Verkehrssituationen \emptyset -Innerorts, \emptyset -Außerorts und \emptyset -Autobahn aus dem Handbuch Emissionsfaktoren des Umweltbundesamtes (1999) verwendet (siehe Tabelle 30).

Tabelle 30: Typische Durchschnittsgeschwindigkeiten von Kraftfahrzeugen.

km/h	Innerorts	Außerorts	Autobahn
Pkw	34	78	119
Motorrad	36	78	116
Bus	28	76	100
Lieferwagen	34	78	109
Leichte u. schwere Lkw	34	70	83

Quelle: Umweltbundesamt (1999)

Die Angabe des Mittelungspegels $L_m(25\text{ m})$ bezieht sich auf bestimmte Normbedingungen. Für abweichende Straßenoberflächen können Korrekturen verwendet werden, wie sie in Tabelle 31 dargestellt sind. Ebenso kann bei Straßensteigungen mit $|g| > 5\%$ eine Korrektur von

$$D_{Stg} = 0,6 \cdot |g| - 3 \quad (2)$$

berücksichtigt werden (RLS-90 1990).

Tabelle 31 : Korrektur D_{StrO} für unterschiedliche Straßenoberflächen in Abhängigkeit der zulässigen Höchstgeschwindigkeit.

Straßenoberfläche	30 km/h	40 km/h	> 50 km/h
Nicht geriffelte Gussasphalte, Asphaltbetone oder Splittmastixasphalte	0	0	0
Betone oder geriffelte Gußasphalte	1,0	1,5	2,0
Pflaster mit ebener Oberfläche	2,0	2,5	3,0
Sonstiges Pflaster	3,0	4,5	6,0

Quelle: RLS-90 (1990)

Damit ergibt sich der Emissionspegel $L_{m,E}$ zu:

$$L_{m,E} = L_m(25m) + D_{StrO} + D_{Stg} + D_E \quad (3)$$

D_E stellt die Korrektur für Spiegelschallquellen dar (siehe unten).

Schallausbreitung

Für die Berechnung der Schallausbreitung werden die Einflüsse zwischen Emissionsort (Fahrstreifenmitte) und Immissionsort (Rezeptorpunkt) der Luftabsorption ($D_{s\perp}$) und der Boden- und Meteorologiedämpfung (D_{BM}) durch Korrekturen gemäß RLS-90 berücksichtigt. Pegeländerungen durch topographische und bauliche Gegebenheiten (D_B) können ebenfalls berücksichtigt werden. Einfachreflexionen, die insbesondere innerorts auftreten, wenn Schall auf Hausfassaden oder andere Flächen trifft, haben sich als relevant erwiesen und können im Modell abgebildet werden, sofern Daten zur Geometrie eingegeben werden. Ebenso ist die Mehrfachreflexion im Modell gemäß RLS-90 implementiert.

Abschirmung von Schall

Eine detaillierte Berechnung der Abschirmung von Schall wurde zunächst im Modell nicht berücksichtigt, da entsprechende Daten für überregionale Anwendungen im Allgemeinen nicht zur Verfügung stehen. Pauschale Korrekturen, wie sie z.B. im gesamtwirtschaftlichen Bewertungsverfahren des Bundesverkehrswegeplans eingesetzt sind, könnten jedoch berücksichtigt werden. Aus verschiedenen Schallimmissionsberechnungen, wie beispielsweise in Abbildung 6 veranschaulicht, kann geschlossen werden, dass für Gesundheitseffekte nur die erste Bebauungsreihe relevant ist, jedoch für die Bewertung von Belästigung die zweite und dritte Bebauungsreihe durchaus ebenfalls einbezogen werden sollten.

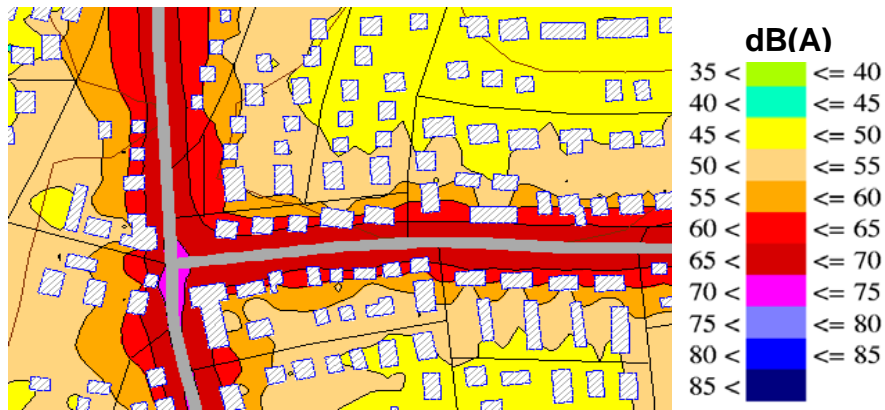


Abbildung 6 Ausschnitt eines Schallimmissionsplans (Quelle: Scheyhing (1999), Ort: Leinfelden-Echterdingen).

Berechnung des Immissionspegels

Die RLS-90 bietet zwei Verfahren¹ zur Berechnung eines Immissionspegels:

- (1) Verfahren für lange, gerade Fahrstreifen;
- (2) Teilstück-Verfahren.

Das Verfahren (1) kann zum Einsatz kommen, wenn der Fahrstreifen vom Immissionsort nach beiden Seiten von dem ihm nächstgelegenen Ort mindestens bis zu einer bestimmten Länge l_z eingesehen werden kann. Diese Länge ist abhängig von der senkrechten Entfernung des Immissionsortes zur Mitte des Fahrstreifen s_{\perp} . Beispielsweise ergibt sich bei einer Entfernung von $s_{\perp} = 6$ m die Länge $l_z = 28$ m. Da diese Bedingung in den betrachteten marginalen Fallstudien immer erfüllt ist und für Berechnungen von Gesamtschäden auf überregionaler Ebene Daten in höherer Auflösung nicht verfügbar sind, wird generell im Straßenlärmmodell das Verfahren für „lange, gerade“ Fahrstreifen angewendet. Damit gilt für den Mittelungspegel L_m :

$$L_m = L_{m,E} + D_{s_{\perp}} + D_{BM} + D_B. \quad (4)$$

Auf die Berechnung des Beurteilungspegels nach RLS-90, d.h. der Korrektur an lichtzeichengeregelten Kreuzungen und Einmündungen, wird verzichtet, da für überregionale Anwendungen die erforderlichen Daten nicht vorhanden sind.

Darstellung der Exposition

Abweichend von der RLS-90 werden die Pegel nicht nur für Tag (6.00 bis 22.00 Uhr) und Nacht (22.00 bis 6.00 Uhr) berechnet, sondern entsprechend der Anforderungen der Expositions-Wirkungsbeziehungen auch für folgende Zeiträume: Tag (6.00-18.00 Uhr), Abend (18.00 bis 22.00 Uhr) und Nacht (22.00 bis 6.00 Uhr). Aus den Mittelungspegeln dieser Zeiträume wird der gewichtete Lärmindikator L_{den} nach Formel (5) berechnet (Commission of the European Communities 2000).

$$L_{den} = 10 \log \frac{1}{24} \left(12 \cdot 10^{\frac{L_{day}}{10}} + 4 \cdot 10^{\frac{L_{evening} + 5}{10}} + 8 \cdot 10^{\frac{L_{night} + 10}{10}} \right). \quad (5)$$

¹ Das Verfahren für Parkplätze wird hier nicht berücksichtigt, da Parkplatzverkehr für die externe Kostenberechnung weniger relevant ist.

Die Pegel werden entsprechend ihrer Wirkung am Abend mit 5 dB und in der Nacht mit 10 dB gewichtet. Die Gewichtungsfaktoren wurden aus der statistischen Analyse von Belästigungsstudien von Miedema (Miedema und Vos 1998) abgeleitet (Passchier-Vermeer 2001). Der Vorschlag der Europäischen Kommission lässt bezüglich der Definition des Zeitraumes für Tag, Abend und Nacht entsprechend den nationalen und kulturellen Gewohnheiten etwas Spielraum. Aufgrund der schon bestehenden Regelungen in Deutschland wurden diese Zeiträume wie oben angegeben festgelegt.

Die maßgebenden Immissionsorte sind ebenfalls abgestimmt auf die entsprechenden Anwendungen bei der Wirkungsabschätzung. Dies ist, entsprechend den Vorschlägen zu den europaweit harmonisierten strategischen Schallimmissionsplänen (Commission of the European Communities 2000), die am stärksten betroffene Fassade eines Hauses in einer Höhe von 4,0 m.

Implementierung des Lärmmodells für den Straßenverkehr als Computerprogramm

Die beschriebenen Rechenvorschriften wurden in ein Computerprogramm implementiert, welches einer Client/Server-Architektur entspricht. Der Client wurde für die Plattform Microsoft Windows 2000 mit der Entwicklungsumgebung Microsoft Visual C++ 6.0 entwickelt. Als Rechnerserver fungiert eine Datenbank, auf die mittels ODBC (Open Database Connectivity) zugegriffen wird. Die Formeln selbst sind innerhalb C++ als SQL-Anweisungen programmiert, die wiederum aus Datenbanktabellen geladen werden können. Dies ermöglicht den Zugriff des Nutzers auf alle Berechnungsvorgänge ohne einen Eingriff ins Programm. Zudem werden alle Berechnungen auf der Datenbank ausgeführt. Dies hat den Vorteil, dass die Übertragung von großen Datenmengen über Netzwerkverbindungen vermieden wird, trotzdem aber von verschiedenen Nutzern auf die Datenbank zugegriffen werden kann. Die Berechnungen dieser Arbeit wurden auf einer Oracle-8i-Datenbank ausgeführt, die unter Linux auf einem Intel-Pentium-800-MHz-2-Prozessor-Rechner installiert war.

Die Abfolge der Rechenschritte der RLS-90 und deren Erweiterungen sind in ein Tabellenschema umgesetzt, welches in Abbildung 7 schematisch dargestellt ist. Die Zwischenergebnisse stehen jeweils explizit als Eingangsdaten für den nächsten Schritt zur Verfügung. Dies ermöglicht eine hohe Flexibilität der Modellierung, die je nach Datenlage angepasst werden kann. Sind beispielsweise die Fahrzeuggeschwindigkeiten je Streckenabschnitt vorhanden, so brauchen sie nicht pauschal modelliert werden, sondern können an der entsprechenden Stelle importiert werden.

Im Gegensatz zu anderen Arbeiten (z.B. Kumpf 1995; Scheyhing 1999), die Lärmpegel in Abhängigkeit des Abstandes zur Straße mit Hilfe eines Geographischen Informationssystems berechnen (sog. „Pufferzonen“), ist das hier entwickelte Modell rezeptorientiert, d.h. Pegel werden nur an bestimmten, definierten Aufpunkten berechnet. Der Grund, kein Puffermodell zu verwenden, lag darin, dass ein Puffermodell für die Berechnung der betroffenen Bevölkerung keinen Beitrag liefert, es sei denn, es liegen digitale Liegenschaftskarten zur Verschneidung vor. Dies war jedoch weder für Fallstudien der Fall noch ist die überregionale Anwendung in Deutschland zum gegenwärtigen Zeitpunkt denkbar, da diese Daten weder flächendeckend vorliegen noch rechentechnisch verarbeitbar wären.

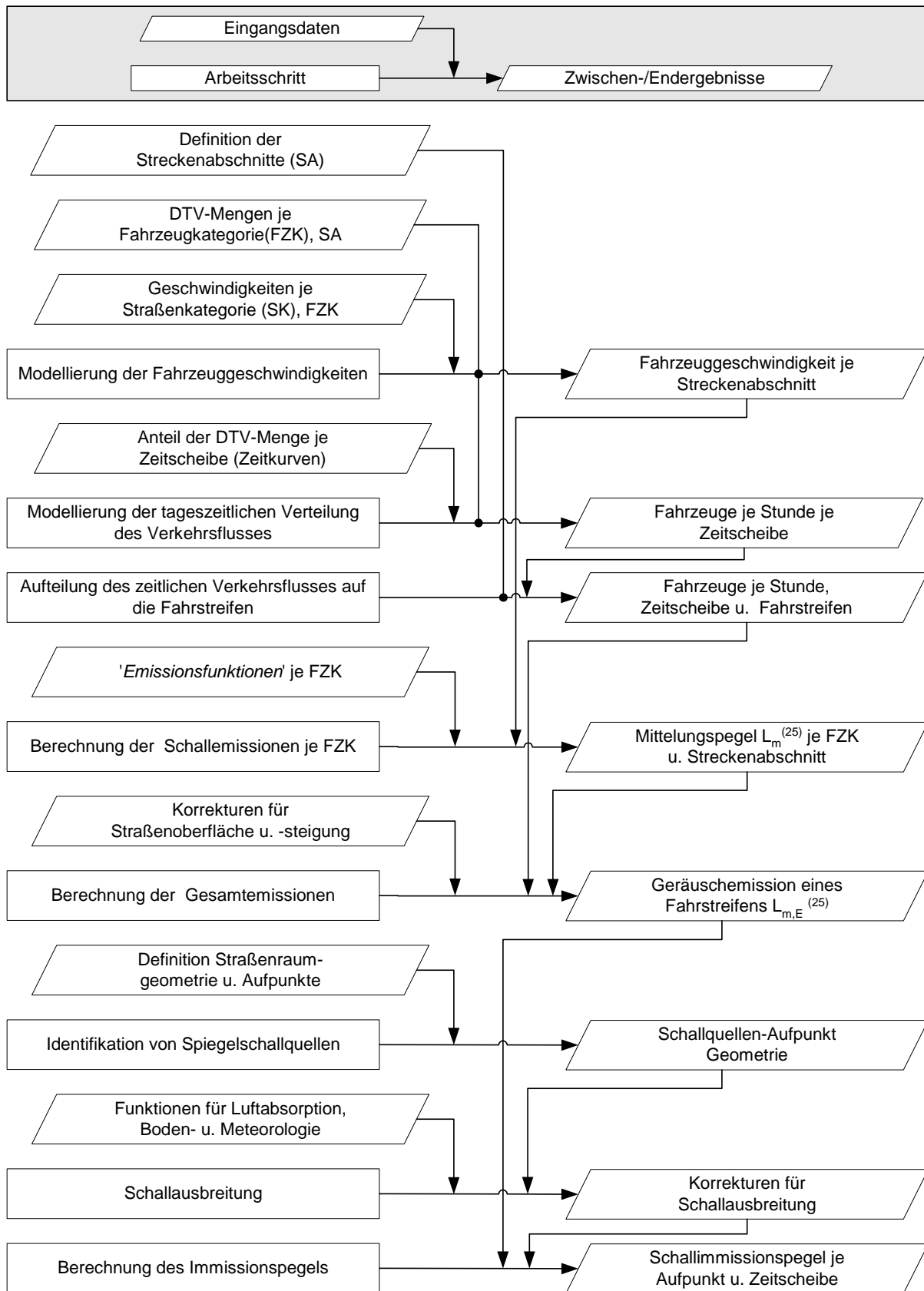


Abbildung 7: Vereinfachte Darstellung des Berechnungsweges für Immissionspegel des Straßenverkehrs (eigenes Modell in Anlehnung an RLS-90).

Der Eingabe der Geometriedaten des Straßenraumes und der Definition der Aufpunkte kommt daher besondere Bedeutung zu. Hier kann definiert werden, wie viele und welche Schallquellen (Fahrstreifen) auf den Aufpunkt wirken, ob Spiegelschallquellen² vorhandene sind und wie die Geometrie des Straßenraumes für die Berechnung von Mehrfachreflexionen ist. Im Einzelnen müssen horizontale Entfernung zwischen Aufpunkt und Schallquelle, Emissionshöhe der Quelle, Höhe des Aufpunkts über Straßenniveau, Höhe des Reflektors, Höhe des Gebäudes, Höhe des Gebäudes gegenüber und die Reflexionsart definiert werden. Je Streckenabschnitt können beliebig viele Aufpunkte definiert werden. Beispielsweise kann jede einzelne Wohnung (Haushalt) in einer Straße modelliert werden oder auch nur ein summarischer Modellaufpunkt, der alle Betroffenen je Streckenabschnitt repräsentiert. Die Implementierung der Datenhaltung ist auf die Verwendung von Szenarien ausgerichtet, d.h. jeder Datensatz kann als Szenario definiert und mit anderen Szenarien des gleichen Berechnungsfalles gerechnet werden.

4.1.2 Schienenverkehr

4.1.2.1 Ursachen und Quellen von Schienenverkehrslärm

Die Ursachen und Quellen der Geräuschemissionen des Schienenverkehrs fasst Thompson wie folgt zusammen (Thompson 1993): Die Hauptkomponente der Schallemissionen eines vorüberfahrenden Zuges wird durch das Abrollen der Stahlräder auf den Schienen verursacht („Rollgeräusch“). Das Rollgeräusch nimmt mit zunehmender Geschwindigkeit zu, wohingegen die Schallemissionen der Lokomotive („Antriebsgeräusch“) weitgehend von der Geschwindigkeit unabhängig sind. Daher überdeckt im Allgemeinen das Rollgeräusch das Antriebsgeräusch. Die Oberflächenqualität des Rades und der Schiene hat einen signifikanten Einfluss auf die Geräuschemission. Waggons mit Blockbremsen aus Stahlguss sind bis zu 10 dB lauter als scheibengebremste Waggons, da die Laufflächen der Räder durch die Bremsblöcke aufgeraut werden. Der selbe Mechanismus tritt bei den Schienen auf wo sich Furchen bilden, welche die Geräuschemissionen sowohl bei block- als auch scheibengebremsten Wagen um 10 dB(A) erhöhen. Die Geräuschemissionen durch die Luftumströmung der Schienenfahrzeuge sind für Geschwindigkeiten unter 240 km/h nicht wesentlich (King 1977), erfordern jedoch für Hochgeschwindigkeitszüge besondere Beachtung.

4.1.2.2 Das Lärmmodell für den Schienenverkehr

Analog zum Straßenverkehr existieren für die Berechnung von Schienenverkehrslärm eine Reihe von nationalen Rechenvorschriften in Europa. Die Entstehungszeit des jeweiligen Modells entscheidet dabei meist über die Komplexität der Formulierung (Leeuwen 1999). Beispiele für Schienenlärmmodelle sind „Standaard-Rekenmethode II“ (Niederlande 1996), „Logiciel Mithra-Fer“ (Frankreich, 1994), „Nordic Prediction Model for Train Noise“ (Schweden und Norwegen, 1995) und „Richtlinie zur Berechnung der Schallimmissionen von Schienenwegen: Schall03“ (Deutschland, 1990). Da zum gegenwärtigen Zeitpunkt noch keine europaweit harmonisierte Methode zur Berechnung von Schienenlärm zur Verfügung steht, wurden als Grundlage für das Lärmmodell die Rechenvorschriften der derzeit in Deutschland gültigen Richtlinie Schall03 verwendet.

² Eine Spiegelschallquelle ist eine virtuelle Schallquelle, die zur Berechnung herangezogen wird, wenn der Schall an einer Fläche reflektiert wird.

Berechnung des Emissionspegels

Die Emissionsberechnung beruht auf einem „Grundwert“ mit dem Zahlenwert 51, welcher dem auf eine Stunde bezogenen Mittelungspegel eines Zuges (100 m Länge, Geschwindigkeit 100 km/h, 100 % scheibengebremst) in 25 m seitlicher Entfernung, 3,5 m über Grund in ebenem Gelände entspricht. Die Emissionspegel für verschiedene Fahrzeugklassen i werden entsprechend Gleichung (6) anhand von Korrekturen für Fahrzeugart (D_{Fz}), Bremsbauart (D_D), Zuglänge (D_l), Geschwindigkeit (D_v) und die Qualität der Fahrbahnart (D_{Fb}) berechnet. Korrekturen für Brücken, Übergänge und Kurven können entsprechend der Schall03 ebenfalls berücksichtigt werden, sind jedoch hier nicht aufgeführt, da diese kleinskaligen Daten für die großräumigen Berechnungen in dieser Arbeit nicht zur Verfügung standen.

$$L_{m,E,i}^{(25)} = 51 + D_{Fz} + D_D + D_l + D_{Fb} \cdot (6)$$

Die Korrekturwerte sind in Tabelle 32 zusammengefasst.

Tabelle 32 : Korrekturwerte zur Beeinflussung des Grundwert-Pegels für Schienenlärm.

Kategorie	Parameter	Korrektur
Fahrzeugart: D_{Fz}	Zulässige Geschwindigkeit $v > 200$ km/h	-4
	Radscheibenbremsen (Baureihe 403, 420, 472)	-2
	Straßenbahn	3
	Alle übrigen Fahrzeugarten	0
Bremsbauart: D_D	Prozentualer Anteil scheibengebremster Fahrzeuge (p)	$10 \cdot \lg(5 - 0,04 \cdot p)$
Zuglänge: D_l	Summe der Länge aller Züge pro Stunde in m	$10 \cdot \lg(0,01 \cdot l)$
Geschwindigkeit D_v	Zulässige Streckengeschwindigkeit (v)	$20 \cdot \lg(0,01 \cdot v)$
Fahrbahnart: D_{Fb}	Raseneindeckung, Straßenbahn	-2
	Schotterbett, Holzschwelle	0
	Schotterbett, Betonschwelle	2
	Feste Fahrbahn, nicht absorbierend	5

Quelle: Deutsche Bundesbahn (1990)

Der Gesamtemissionspegel des Verkehrs auf einem Gleisteilstück k , der sich aus i verschiedenen Fahrzeugklassen zusammensetzt, wird durch energetische Addition berechnet:

$$L_{m,E,k}^{(25)} = 10 \cdot \lg \left[\sum_i 10^{0,1 \cdot L_{m,i}} \right] \cdot (7)$$

Schallausbreitung

Die Schallausbreitung der Rechenvorschrift Schall03 wird in Anlehnung an die VDI-Richtlinie 2714 durchgeführt. Berücksichtigt wird die gerichtete Schallabstrahlung (D_I) und die Schallpegelminderung auf dem Ausbreitungsweg durch den Abstand (D_s), die Luftabsorption (D_L) und die Boden- und Meteorologiedämpfung (D_{BM}). Die folgenden Formeln kommen dabei zum Einsatz:

Pegeldifferenz durch Richtwirkung D_I mit dem Raumwinkel δ zwischen Gleisachse und der Geraden s vom Immissionsort zum Emissionsort:

$$D_I = 10 \cdot \lg(0,22 + 1,27 \cdot \sin^2 \delta); \quad (8)$$

Pegeldifferenz durch Abstand:

$$D_s = 10 \cdot \lg \frac{1}{2\pi s^2}; \quad (9)$$

Pegeldifferenz durch Luftabsorption:

$$D_L = -\frac{s}{200}; \quad (10)$$

Pegeldifferenz durch Boden- und Meteorologiedämpfung:

$$D_{BM} = \frac{h_m}{s} \cdot \left(34 + \frac{600}{s}\right) - 4,8 \leq 0 \quad (11)$$

mit jeweils einer pauschal angenommenen mittleren Höhe über Grund von $h_m = 2,35$ m.

Abschirmung von Schall

Einflüsse von Schallschutzwänden, Dammlagen, Einschnitten, Gebäuden, Gehölzen und Reflexionen können entsprechend Schall03 berücksichtigt werden. Aufgrund des großräumigen Charakters der Fallstudien waren diese kleinräumigen Daten generell nicht verfügbar und müssen daher in dieser Arbeit vernachlässigt werden. Deshalb sind die Formeln hier nicht im Einzelnen aufgeführt.

Berechnung des Immissionspegels

Zur Berechnung des Immissionspegels wird ein Teilstückverfahren verwendet, mit dem die Richtwirkung und Inhomogenitäten der Emissionen der Teilstücke sowie Unterschiede in der Schallausbreitung berücksichtigt werden können. In Anlehnung an die Implementierung im Schienenlärmmodell Eurano99 (Oertli, Elbers et al. 1999) werden insgesamt 26 Teilstücke, jeweils 13 symmetrisch zum Fußpunkt F_0 entsprechend den Geometrieangaben in Abbildung 8 berechnet.

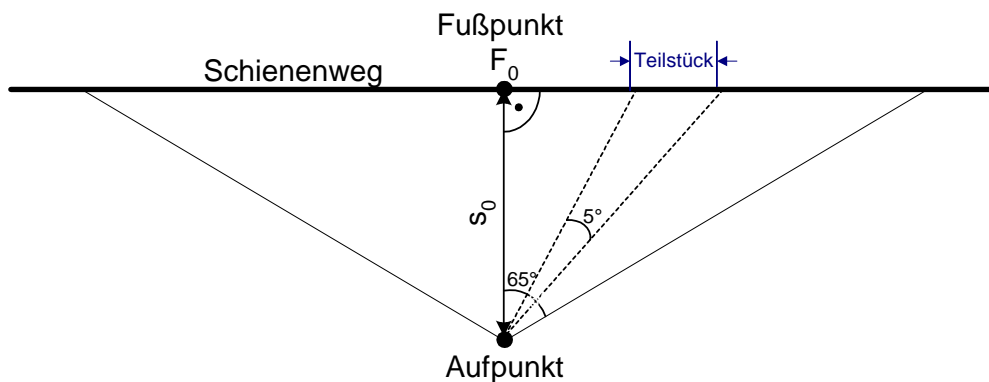


Abbildung 8 : Prinzipskizze zum Teilstückverfahren für Schienenlärmrechnungen.

Der Immissionspegel eines Teilstücks k berechnet sich entsprechend Gleichung (12) aus dem Emissionspegel des Teilstücks $L_{m,E,k}^{(25)}$, der Korrektur für die Ausbreitung von der Quelle zum 25-m-Messpunkt, der Korrektur für die Länge des Teilstücks l_k , und den Korrekturen für die Schallausbreitung:

$$L_{m,I,k} = L_{m,E,k}^{(25)} + 19,2 + 10 \cdot \lg l_k + D_{I,k} + D_{s,k} + D_{L,k} + D_{BM,k} \quad (12)$$

Der Gesamtschallpegel am Aufpunkt im Einflussbereich eines Schienenweges errechnet sich dann aus der energetischen Addition der Beiträge aller Teilstücke nach Gleichung 13:

$$L_{m,l,ges} = 10 \cdot \lg \sum_k 10^{0,1 \cdot L_{m,l,k}} \quad (13)$$

Der Gesamtimmisionspegel $L_{m,l,ges}$ entspricht nicht dem Gesamtbeurteilungspegel $L_{r,ges}$ der Schall03, da die Korrektur $S = -5$ dB zur Berücksichtigung der geringeren Störwirkung des Schienenverkehrslärms („Schienenbonus“) im Vergleich zu anderen Lärmarten gemäß § 3 der 16. BImSchV nicht eingerechnet wird. Der hier ausgewiesene Gesamtimmisionspegel orientiert sich an potentiell physikalisch messbaren Pegeln am Aufpunkt. Der mögliche Einfluss des Geräuschinhalts auf die Wirkung des Schienenlärms wird in den Expositions-Wirkungsbeziehungen zur Wirkungsabschätzung berücksichtigt.

Zeitliche Darstellung der Exposition

Entsprechend der Vorgehensweise beim Straßenverkehrslärm wird auch der Schienenverkehrslärm abweichend von Schall03 für weitere Zeitscheiben berechnet. Wiederum wird der ursprüngliche Zeitraum von 6.00 bis 22.00 Uhr aufgeteilt in „Tag“ von 6.00 bis 18.00 Uhr und „Abend“ von 18.00 bis 22.00 Uhr. Entsprechend den Anforderungen der Expositions-Wirkungsbeziehungen wird aus den Mittelungspegeln für Tag, Abend und Nacht der gewichtete Indikator L_{den} gemäß Gleichung (5) berechnet.

Implementierung der Rechenvorschriften als Computerprogramm

Zur Berechnung von Schienenlärm wurden die Rechenvorschriften in Anlehnung an Schall 03 in einem Skript in der Programmiersprache Perl implementiert. Dieses Programm benötigt zwei Eingabedatensätze:

- (1) Verkehrsdaten und
- (2) Aufpunkt-Schienenweg-Geometrie,

die es parallel verarbeitet und die über die Identifikationsnummer (Id) des Streckensegmentes verbunden sind. Hierin können beliebig viele Schienenstrecken und Aufpunkte definiert sein. Die Geometriedaten können entweder von Hand spezifiziert oder, wie in dieser Arbeit, mit einem geographischen Informationssystem berechnet werden. Die Verkehrsdaten sind entsprechend der Beschreibung in Tabelle 33 bereitzustellen.

Tabelle 33: Formatbeschreibung der Verkehrs- und Geometriedaten des Schienenlärmmodells.

Verkehrsdaten		Aufpunkt-Schienenweg-Geometrie	
Spalte	Beschreibung	Spalte	Beschreibung
1	Id des Streckensegmentes	1	X-Koordinate des Aufpunktes
2	Richtung	2	Y-Koordinate des Aufpunktes
3	Zeitscheibe: Tag, Abend oder Nacht	3	X-Koordinate des Fußpunktes F_0
4	Zugart	4	Y-Koordinate des Fußpunktes F_0
5	Länge pro Stunde	5	Entfernung Aufpunkt-Fußpunkt
6	Geschwindigkeit	6	Id des Streckensegmentes
7	Anteil schiebengebremsster Wagen (%)		

4.1.3 Flugverkehr

4.1.3.1 Ursachen und Quellen von Fluglärm

In den frühen Turbojet-Triebwerken war das Abgas, das sich mit hoher Geschwindigkeit mit der umgebenden Luft vermischt, die Hauptquelle der Geräuschemissionen. Die in den 60er-Jahren eingeführten Turbogebläse-Maschinen vermeiden diese hohe Austrittsgeschwindigkeit, indem sie die Brennkammerabgase mit dem Luftstrom des Turbogebläses vermischen. Daher sind diese Triebwerke leiser. Durch weitere konstruktive Verbesserungen an den Turbosätzen konnten die Geräuschquellen am Triebwerk weiter vermindert werden, sodass nunmehr Geräusche am Rumpf in den Vordergrund treten (Stephens und Cazier 1995).

4.1.3.2 Das Lärmmodell für den Flugverkehr

Fluglärmrechnungsverfahren können prinzipiell in zwei Kategorien unterteilt werden (Isermann und Schmid 1999):

- „konventionelle Verfahren“ und
- Simulationsverfahren.

Konventionelle Verfahren bestehen aus Rechenvorschriften, die unter vereinfachenden Annahmen die Schallquellen (Flugzeuge) und die Schallausbreitung beschreiben. Simulationsverfahren modellieren hingegen die Schallquellen, die Flugbewegung und die Schallausbreitung in Raum und Zeit weitgehend physikalisch exakt. Letztere sind im Wesentlichen beschränkt auf den wissenschaftlichen Einsatz und werden aufgrund ihrer Komplexität nicht für rechtliche Belange eingesetzt. Eine Ausnahme bildet die Schweiz mit dem Rechenmodell der EMPA. Im Folgenden werden nur konventionelle Verfahren behandelt, da ein Simulationsprogramm nicht zur Verfügung stand.

In Deutschland ist zur Ermittlung von FluglärmSchutzzonen das AzB-Verfahren (Anleitung zur Berechnung von Lärmschutzbereichen nach dem Gesetz zum Schutz gegen Fluglärm) vorgeschrieben. Eine weitere Rechenvorschrift wurde von der European Civil Aviation Conference vorgelegt (ECAC 1997), welche auch im Vorschlag für eine Richtlinie des Europäischen Parlamentes und des „Rates über die Bewertung und Bekämpfung von Umgebungslärm“ als Rechenmodell empfohlen wird (Europäische Kommission 2000). Für die Berechnung der marginalen externen Kosten in dieser Arbeit wurde das „Integrated Noise Model“ (INM) der Federal Aviation Administration, U.S. Department of Transportation (FAA 2001) in der Version 6.0c verwendet. Das INM verwendet ähnliche Ansätze, wie sie in ECAC.CEAC Doc 29 niedergelegt sind (FAA 2001), und enthält Datensätze zu den Lärmemissionen moderner Flugzeuge. Das INM ist eine Standardsoftware, die weltweit von über 500 Nutzern in 50 Ländern zur Berechnung von Fluglärmkonturen eingesetzt wird (FAA 2001). Die AzB wurde nicht verwendet, da sie zum einen aufgrund einiger Mängel in der Kritik steht und eine Überarbeitung vorgesehen ist (Isermann und Schmid 1999), und zum anderen mit der Version 6.0 des INM eine kostengünstige komplette Software erworben werden konnte, die dem neuesten Stand der Technik entspricht.

Datengrundlagen und Berechnungsansätze im INM

Neben den Berechnungsvorschriften werden für die Fluglärmrechnung die

- akustische Daten der einzelnen Flugzeuge und die
- flugbetrieblichen Daten

benötigt. Die akustischen Daten sind im INM als Schallpegeltabellen und als Spektraltabellen niedergelegt. Erstere geben den (gemessenen) Lärmpegel im Zusammenhang mit Triebwerksleistung und Ausbreitungsentfernung für verschiedene Flugzeugtypen an (Noise-Power Distance, NPD). Die Spektraldaten werden verwendet, um die tatsächliche Schallabsorption in der Atmosphäre in Abhängigkeit von der Umgebungstemperatur und der relativen Luftfeuchte zu berechnen. Flugzeugtypen sind anhand von Triebwerkstyp, Triebwerksanzahl und Form in Spektralklassen unterteilt.

Flugbetriebliche Daten beinhalten zum einen die Flugbahnen der einzelnen Flugzeuge und zum anderen die Häufigkeit von Starts und Landungen eines bestimmten Flugzeugtyps und deren Verteilung auf die Rollbahnen, wenn die Lärmbelastung der Bevölkerung im Nahbereich des Flughafens bestimmt werden soll. Das Format für die Flugbewegungsdaten sind im Rahmen der AzB mit dem so genannten DES (Datenerfassungssystem) genau definiert. Die räumliche Flugbahn eines Flugzeugs wird im INM getrennt in vertikaler Richtung als „Profil“ und in der horizontalen Projektion auf die Erdoberfläche als „Spur“ (Track) beschrieben.

Das Flugprofil variiert je nach Flugzeugtyp, dessen Triebwerksleistung und dem Wetter. Das INM unterscheidet zwischen „Procedural Profiles“ und „Fixed-Point Profiles“. Letztere werden nicht automatisch an Temperatur, Luftdruck, Gegenwind und Steigung angepasst. Diese Anpassung ist jedoch von großer Bedeutung, da Flugzeuge beispielsweise im Sommer aufgrund der Luftdichte weniger gut aufsteigen können als im Winter, was die Fläche des Lärmteppichs erheblich vergrößern kann (Olbers 2001). Eine Reihe von Datensätzen je Flugzeugtyp für den Start- und Landevorgang sind in der Software enthalten.

Abbildung 9 veranschaulicht die einzelnen Phasen eines Startvorganges. Nachdem das Flugzeug an den Startrollpunkt gefahren ist und nach der Startfreigabe durch das Kontrollzentrum, wird voller oder fast voller Schub gegeben. Das Flugzeug beschleunigt, hebt je nach den meteorologischen Bedingungen bei einer bestimmten Geschwindigkeit ab und steigt in die Höhe während die Geschwindigkeit über Grund nahezu konstant bleibt. Je nach den Vorschriften am jeweiligen Flughafen und der Flugroute, welche für Deutschland im „Luftfahrthandbuch Deutschland“ niedergelegt sind, muss das Verkehrsflugzeug so schnell wie möglich auf eine bestimmte Höhe steigen (z.B. 5000 ft) (Olbers 2001). Beim Erreichen dieser Höhe wird die Triebwerksleistung zurückgenommen, nicht zuletzt, um Treibstoff zu sparen.

Bei der Landung sind die Unterschiede zwischen den verschiedenen Flugzeugtypen weniger groß. Die Landebahn wird aus großer Entfernung geradlinig mit einem Anflugwinkel von 3° angefliegen, wie es in Abbildung 10 schematisch dargestellt ist.

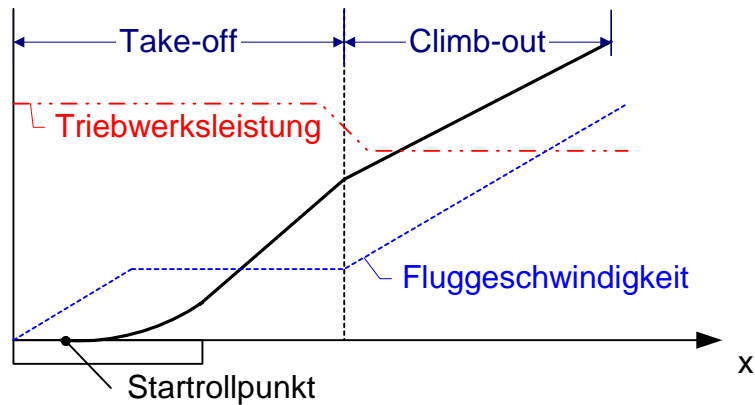


Abbildung 9: Schematische Darstellung eines Starts mit Flughöhe, Triebwerksleistung, Fluggeschwindigkeit und Bezeichnung der Betriebsphasen Take-off und Climb-out (in Anlehnung an Isermann und Schmid 1999).

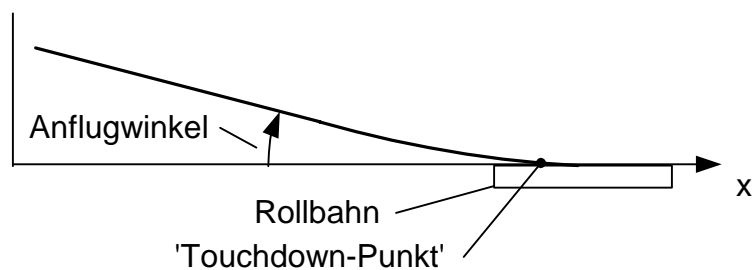


Abbildung 10: Schematische Darstellung einer Landung mit Anflugwinkel.

Weitere, detailliertere Informationen zum Berechnungsmodell können aus Platzgründen hier nicht dargestellt werden und sollten bei Bedarf dem Technischen Handbuch des INM 6.0 entnommen werden (FAA 2001).

Zeitliche und räumliche Darstellung der Exposition

Das INM erlaubt die Berechnung verschiedenster Lärmindikatoren, u.a. auch von Mittelungspegeln und zusammengesetzten Indikatoren, wie der L_{den} . In räumlicher Hinsicht können sowohl Konturen berechnet werden (siehe beispielsweise Abbildung 11) als auch punktgenaue Pegelwerte.

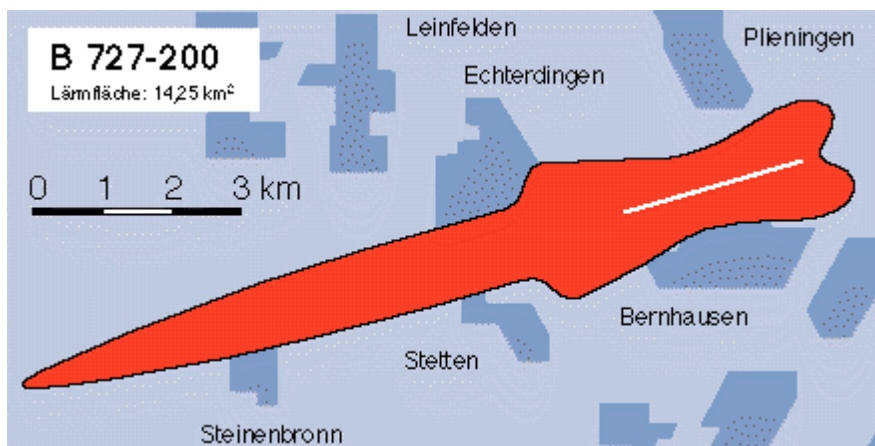


Abbildung 11: Beispielhafte Darstellung einer Fluglärmkontur einer Boeing 727-200 am Flughafen Stuttgart (Quelle: LfU).

4.2 Modellierung der betroffenen Bevölkerung

Zur Quantifizierung der Auswirkungen des Verkehrslärms muss mit den Lärmpegeln auch der Anteil der betroffenen Bevölkerung bestimmt werden. Für diesen Zweck werden in dieser Arbeit zwei Ansätze unterschieden:

- (1) Verwendung von zusätzlichen, skalaren Daten, wie z.B. Adressdaten, und
- (2) Berechnungen mit einem geographischen Informationssystem (GIS).

Beim ersten Ansatz werden zu den eigentlichen Verkehrsdaten zusätzliche Daten zur Umgebung gebraucht. Dieser Ansatz wird im Weiteren für den Straßenverkehr im Innerortsbereich abgewendet. Beim zweiten Ansatz werden Informationen herangezogen, die in Form digitaler Karten vorliegen und mit Hilfe eines GIS verarbeitet werden. Dieser Ansatz kommt insbesondere für die Expositionsrechnungen beim Schienen- und Fluglärm zum Einsatz. Die Ansätze werden im Folgenden geordnet nach ihrem Einsatzgebiet beschrieben.

4.2.1 Modelle für den Straßenverkehr innerorts

Für die Ermittlung der Exposition durch Straßenverkehrslärm innerorts kommen zwei Modelle zum Einsatz: (1) Stadtmodellbausteine (BMVBW 2002) und (2) ein Telefon-Anschluss-Modell. Diese werden je nach Datenlage in den Fallstudien eingesetzt.

4.2.1.1 Stadtmodellbausteine

Die so genannten Stadtmodellbausteine (SMB) wurden im Rahmen eines Forschungsvorhabens des BMVBW entwickelt. Ziel war es, die Ausprägungen von Siedlungsstrukturen im Hinblick auf ihre Bebauung und Nutzung innerhalb bebauter Bereiche definiert zu beschreiben (Mahmoudi, Winand et al. 2001). Die SMB stellen eine Weiterentwicklung vorhandener Verfahren zur Bestimmung der Lärm- und Abgasbelastung dar, wie sie beispielsweise in BVWP 92, EWS-97, MluS-92 entwickelt wurden. Zur Anwendung kommen die SMB insbesondere bei Planungsaufgaben auf Landes- und Bundesebene, da derzeit eine umfassende, bundesweit gepflegte Datengrundlage und –struktur einer wirkungsspezifischen Beschreibung des Straßennetzes nicht vorliegen.

Das SMB-System wurde im Rahmen umfangreicher Forschungsarbeiten entwickelt und anschließend auf das „Netzmodell Bundesfernstraßen 1998“ (NEMOBFStr98) angewendet. Hierzu wurde das NEMOBFStr98 mit entsprechenden Attributen versehen und anschließend die Zuordnung mittels einer Datenbankoperation durchgeführt. Somit sind jedem Straßenabschnitt des NEMOBFStr98 entsprechende Attribute zur Geometrie des Straßenraums und Anzahl Betroffener zugeordnet. Diese Zuordnung lag flächendeckend für Deutschland als GIS-Karte vor und wurde als Datengrundlage bei der Betrachtung von Städten und Gemeinden in Kapitel 8 herangezogen. Detaillierte Informationen zu den SMB und der verwendeten Datengrundlage können dem Schlussbericht entnommen werden (Mahmoudi, Winand et al. 2001).

4.2.1.2 Telefon-Anschluss-Modell

Das Telefon-Anschluss-Modell (TAM) stellt einen komplementären Ansatz zu den Stadtmodellbausteinen für die Abschätzung der Anzahl betroffener Anwohner einer Straße dar. Das Modell wurde im Laufe dieser Arbeit entworfen und kommt, sofern es die Datenlage erlaubt, bei den Fallstudien zum Einsatz.

Im Wesentlichen beinhaltet das TAM die Analyse der Telefonanschlüsse einer bestimmten Straße, woraus die Anzahl der anliegenden Haushalte abgeschätzt wird. Hierzu können beispielsweise elektronisch vorliegende Datenbanken verwendet werden (z.B. Tele-Info Digital Publishing AG 1999), die durch ihre Zugriffsbeschränkung jedoch eine vollständig automatisierte Bearbeitung unterbinden. Als weiteres Ergebnis wird aus der Anzahl der Anschlüsse je Hausnummer auf die Art der Bebauung, insbesondere auf die Gebäudehöhe, geschlossen.

Korrektur für nicht eingetragene Telefonnummern

Nach der Abschätzung der Haushalte aus der Anzahl der Telefonanschlüsse je Straße werden diese korrigiert, um auch die nicht eingetragenen Telefonnummern zu berücksichtigen. Mitte des Jahres 1997 verfügten 97 Prozent der westdeutschen und 89 Prozent der ostdeutschen Haushalte über einen Telefonanschluss (INFAS 2000). Nicht jeder Telefonteilnehmer lässt seine Nummer jedoch im Telefonbuch veröffentlichen. Daher werden die Rohdaten nach Zahlen einer Studie von Gabler (1998) ergänzt.

Tabelle 34 : Anteil nicht im Telefonbuch eingetragener Haushalte in Abhängigkeit der Gemeindegröße getrennt nach Ost- und Westdeutschland, und Berlin.

Einwohner / Stadt	Westdeutschland	Ostdeutschland
bis 19.999	6.10 %	17.00 %
20.000 - 99.999	8.20 %	20.00 %
100.000 - 499.999	12.40 %	20.60 %
500.000 und mehr	13.30 %	21.30 %
Berlin	25 %	
Hamburg	11 %	

Quelle: Gabler (1998).

Für die Abschätzung der Exposition zum Zwecke der Berechnung externer Kosten werden möglichst nur private Haushalte erfasst. Firmen, Geschäfte, Organisationen, Restaurants etc. werden nicht berücksichtigt, da ihnen unterstellt wird, dass sie dem Verkehr gegenüber positiv eingestellt sind und damit Verkehrslärm eher tolerieren.

Das TAM stellt grundsätzlich eine untere Abschätzung der Anzahl Betroffener dar, da Liegenschaften durchaus unmittelbar vom Lärm einer Straße betroffen sein können, jedoch der Zugang, und somit die Adresse und der Telefonanschluss, einer anderen Straße zugeordnet sein kann.

4.2.2 GIS-Modelle

Für den Fall, dass keine Informationen zur Lage der Straße oder Schienenstrecke bezüglich Wohnbebauung und Bevölkerung vorliegen, kann diese mit Hilfe eines geographischen Informationssystems (GIS) und elektronischen Karten berechnet werden. Dabei wird die Karte mit dem Verlauf der Straßen oder Schienentrassen mit einer Bevölkerungskarte verschnitten. Damit können die Strecken identifiziert werden, die innerhalb besiedeltem Gelände liegen, und so näherungsweise über die Bevölkerungsdichte die betroffenen Anwohner abgeschätzt werden. Die Strecken werden hierfür meist zuvor mit einem so genannten Puffer, einer Zone einer gewissen Breite, umgeben, sodass zwei Flächen miteinander verschnitten werden, und werden daher als „Puffermodelle“ bezeichnet.

Für die Bestimmung der Exposition an Außerortsstrecken, d.h. Wohnbebauung, die Verkehrslärm von nahen Autobahnen oder Schienenstrecken ausgesetzt ist, kann die Berechnung nur ungenügend mit einfachen Puffermodellen durchgeführt werden, da dies innerhalb von Ortslagen zur Zählung von Bereichen führen würde, die eigentlich durch die Randbebauung vom Lärm abgeschirmt sind.

Für diesen Anwendungsfall wurde ein 2-dimensionales Modell mit einem GIS entwickelt, welches näherungsweise die vom Schall betroffene Fläche der Randbebauung identifiziert. Hierbei wird die als besiedelte Fläche ohne Industrieflächen ausgewiesene Fläche in Quadrate mit 25 m Kantenlänge gerastert. Anschließend werden innerhalb eines Korridors von maximal 500 m und minimal 10 m um die Lärmquelle die Rasterelemente identifiziert, die von der Schienenstrecke aus eingesehen werden können. Damit werden nur Rasterelemente ausgewählt, die nicht durch andere verdeckt sind und sich daher am Rand der Ortslagenfläche befinden. Für jeden gültigen Rezeptorpunkt wird für die Lärmberechnung der senkrechte Abstand s_0 zur Linienquelle berechnet. Dieses Verfahren wurde für die Fallstudie FS_{Lärm} (Autobahn) und für Schienenlärm angewendet und ist in Abbildung 12 dargestellt.

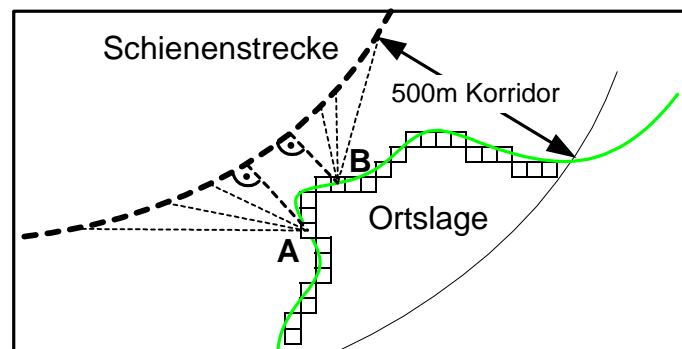


Abbildung 12: Prinzipskizze zum Verfahren zur Berechnung von Rezeptorpunkten entlang von und durch Ortslagen.

4.3 Wirkungsmodelle

Der Mensch nimmt Schall durch das Ohr wahr, wobei durch übermäßige Belastung das Innenohr geschädigt werden kann. Diese so genannten auralen Wirkungen treten jedoch im Allgemeinen nur bei berufsbedingtem Verkehrslärm oder bei nicht verkehrsbezogenen Schallereignissen auf, da die Schallpegel des Verkehrs in der Umwelt nicht ausreichen, um bleibende Hörschäden zu verursachen. Diese werden daher in dieser Arbeit nicht betrachtet. Darüber hinaus gibt es extra-aurale Wirkungen, d.h. jenseits des Hörorgans bewirkte Funktionsänderungen im physiologischen, psychologischen und sozialen Bereich, die durch Verkehrslärm hervorgerufen werden können (SRU 1999). Die extra-auralen Wirkungen werden in die Kategorien Kommunikationsstörung, Schlaf- oder Ruhestörung, und vegetative Reaktionen eingeteilt. Kommunikations- und Ruhestörungen können Belästigungsreaktionen und/oder Leistungsminderung zur Folge haben. Alle extra auralen Wirkungen können unter bestimmten Umständen zu chronischen, unspezifischen oder kardiovaskulären Krankheiten beitragen (Griefahn 2003). Eine schematische Übersicht dieser Einteilung der Lärmwirkungen ist in Abbildung 13 dargestellt.

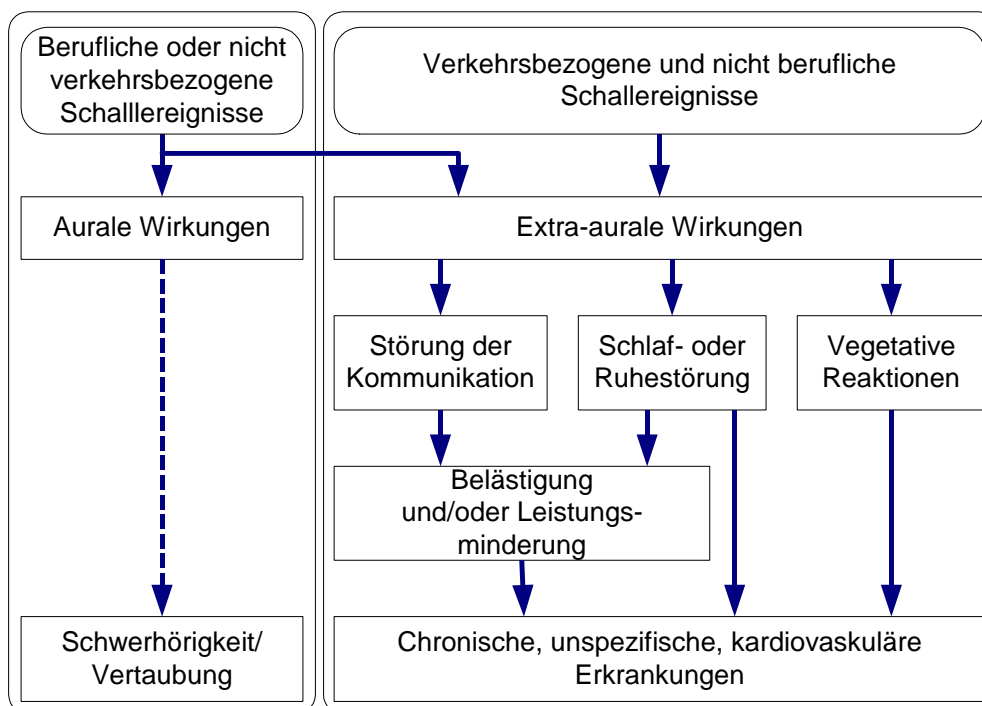


Abbildung 13: Einteilung von Lärmwirkungen (Quelle: nach Projekt „Leiser Verkehr“, (Griefahn 2003), verändert).

Die möglichen Wirkungen von Verkehrslärm auf den Menschen werden hier mit dem Ziel der Quantifizierung externer Kosten betrachtet. Deshalb muss ausgewählt werden, welche Auswirkungen sich auch für eine monetäre Bewertung im Sinne des Ausdrucks einer individuellen Präferenz eignen. So scheidet einige wissenschaftlich messbare vegetative Reaktionen wie z.B. Gefäßverengung, Stresshormone, Herzschlagfrequenz oder Fingerpulsamplitude aus, da sie sich nur wenig für eine Bewertungsstudie eignen würden. Daher werden im Folgenden gezielt einige Wirkungen auf ihre Anwendbarkeit hin untersucht, die als Endpunkte geeignet scheinen. Dies sind Gesprächsstörung, Störung des Nachtschlafes, Belästigung und kardiovaskuläre Erkrankungen.

4.3.1 Belästigung

Die Lautheit eines Geräusches stellt eine wichtige Größe für die Bewertung der Störung durch Schall dar, erweist sich jedoch oftmals als nicht hinreichend, weil es störende Geräusche gibt, die nicht sonderlich laut sind. Daher ergänzt die Schallwirkungsforschung die Bewertung um das Kriterium der Lästigkeit. Nachdem die Analyse vieler biologischer Parameter den Nachweis der schädlichen Schallwirkungen bis heute nicht oder nur unzureichend erbringen konnte, stellt die Lästigkeit aus dem Bereich der sozialwissenschaftlichen Forschung einen vergleichsweise guten Indikator dar. Die Lästigkeit ist heute ein Konzept, das aus der Erkenntnis hervorgeht, dass Lärmwirkungen von der Situation, in der man sich befindet, beeinflusst werden, und bezieht verschiedene Einzelreaktionen mit ein. Zunächst wurden beispielsweise die physikalischen Eigenschaften von Geräuschen, die spektrale Gestalt und zeitliche Struktur, die Rauigkeit (Dissonanz), Schärfe und Tonhaltigkeit von Zwicker als maßgebend für die Lästigkeit angeführt und im Laborexperiment wurden durch Befragung verschiedene Lästigkeitsskalen entwickelt (nach Schick 1997).

Nach Meinung vieler Lärmwirkungsforscher wurde der Begriff zu eng ausgelegt und man deutet nun Lästigkeit in einer unverbindlicheren Weise und drückt damit allgemein und plakativ unangenehme Reaktionen auf Schall aus, die im Englischen als „annoyance reactions“ bezeichnet werden. Lästigkeit ist hier mehr als eine einfache Empfindungsgröße und erfasst gleichzeitig die Vielzahl von moderierenden Situationsmerkmalen, in denen sich die Befragten befinden. Jedoch wird auch dieser „Annoyance“-Begriff unterschiedlich interpretiert (z.B. Guski 1997; Guski, Felscher-Suhr et al. 1998). Trotz dieser Interpretierungsprobleme stellt die Lärmbelästigung einen verlässlichen Indikator für die Betroffenheit einer Bevölkerungsgruppe durch Lärmquellen dar (SRU 1999). In dieser Arbeit werden die Begriffe Lästigkeit, Belästigung und „Annoyance“ sinngemäß als Synonyme entsprechend einer allgemeinen und weiter gefassten Definition verwendet.

Der Begriff der „erheblichen Belästigung“ ist neben dem Ausdruck „Gefahr“ im Zusammenhang mit schädlichen Umwelteinwirkungen im Bundesimmissionsschutzgesetz erfasst. Es kann als Interpretation des im Grundgesetz enthaltenen Rechts auf „körperliche Unversehrtheit“ verstanden werden. Der Begriff der „erheblichen Belästigung“ wird in dieser Arbeit mit dem Belästigungsgrad „highly annoyed“ gleichgesetzt.

Quantifizierung von Belästigung

Die Belästigung der Bevölkerung durch Lärm wird über Fragebögen ermittelt und kann über Regression mit der entsprechenden Belastungssituation zu Expositions-Wirkungsbeziehungen ausgewertet werden. Eine frühe Studie dieser Art wurde z.B. von Fiedler et al. 1975 durchgeführt. Die hier vorgeschlagenen Funktionen wurden aufgrund einer Metaanalyse einer internationalen Datenbank für Lärmbelästigungsstudien berechnet (Miedema und Vos 1998; Miedema und Oudshoorn 2001).

Die 45 herangezogenen Studien enthielten 55 Datensätze zu verschiedenen Lärmquellen, d.h. in einigen Studien wurden gleichzeitig Befragungen zu Straßen-, Schienen- und Fluglärm durchgeführt. Da die Befragungen unterschiedlich strukturiert waren, d.h. z.B. unterschiedliche Antwortmöglichkeiten enthalten waren, wurden sie auf eine einheitliche Skala normiert, die den Grad der Belästigung in einem Bereich von 0 bis 100 abbildet. Dabei sind drei Kategorien der Belästigung unterschieden, die folgendermaßen definiert sind:

- Sehr belästigt („highly annoyed“ - %HA): mit einer Bewertung > 72
- Belästigt („annoyed“ - %H): > 50
- Leicht belästigt („little annoyed“ - %LA): > 28.

Die zur Anwendung kommenden Expositions-Wirkungsbeziehungen sind in Tabelle 35 dargestellt.

Tabelle 35: Expositions-Wirkungsbeziehungen zur Quantifizierung des durch Lärm belästigten Anteils der erwachsenen Bevölkerung für verschiedene Verkehrslärmarten.

Anteil der erwachsenen Bevölkerung (%)	Schwellwert dB(A)
Straßenlärm	
$\%LA = -6,235 \cdot 10^{-4} (L_{den} - 32)^3 + 5,509 \cdot 10^{-2} (L_{den} - 32)^2 + 0,6693(L_{den} - 32)$	32,0
$\%A = 1,795 \cdot 10^{-4} (L_{den} - 37)^3 + 2,110 \cdot 10^{-2} (L_{den} - 37)^2 + 0,5353(L_{den} - 37)$	37,0
$\%HA = 9,868 \cdot 10^{-4} (L_{den} - 42)^3 - 1,436 \cdot 10^{-2} (L_{den} - 42)^2 + 0,5118(L_{den} - 42)$	42,0
Schiene nlärm	
$\%LA = -3,229 \cdot 10^{-4} (L_{den} - 32)^3 + 4,871 \cdot 10^{-2} (L_{den} - 32)^2 + 0,1673(L_{den} - 32)$	32,0
$\%A = 4,538 \cdot 10^{-4} (L_{den} - 37)^3 + 9,482 \cdot 10^{-3} (L_{den} - 37)^2 + 0,2129(L_{den} - 37)$	37,0
$\%HA = 7,239 \cdot 10^{-4} (L_{den} - 42)^3 - 7,851 \cdot 10^{-3} (L_{den} - 42)^2 + 0,1695(L_{den} - 42)$	42,0
Fluglärm	
$\%LA = -6,158 \cdot 10^{-4} (L_{den} - 32)^3 + 3,410 \cdot 10^{-2} (L_{den} - 32)^2 + 1,738(L_{den} - 32)$	32,0
$\%A = 8,588 \cdot 10^{-6} (L_{den} - 37)^3 + 1,777 \cdot 10^{-2} (L_{den} - 37)^2 + 1,221(L_{den} - 37)$	37,0
$\%HA = -9,199 \cdot 10^{-5} (L_{den} - 42)^3 + 3,932 \cdot 10^{-2} (L_{den} - 42)^2 + 0,2939(L_{den} - 42)$	42,0

Anm.: Angegeben ist der Prozentsatz Betroffener bezogen auf die erwachsene Bevölkerung (> 18 Jahre). LA=„little annoyed“, A=„annoyed“, HA=„highly annoyed“ Quelle: Miedema (2001).

4.3.2 Gesundheitliche Beeinträchtigungen durch Verkehrslärm

Eine eindeutige Definition, was unter Gesundheit im Zusammenhang mit Verkehrslärm zu verstehen ist, gibt es nicht (Ortscheid und Wende 2000). Der Übergang zwischen einem kranken und einem gesunden Organismus ist schwer zu definieren, da es sich doch meist um eine subjektive Äußerung des Betroffenen handelt. Zudem kommt die Problematik einer relativen Bewertung verschiedenster mentaler und körperlicher Zustände eines Menschen. Die Welt-Gesundheits-Organisation definiert den Begriff „Gesundheitseffekt“ („health effect“) in den „Guidelines for community noise“ wie folgt:

„An adverse effect of noise is defined as a change in the morphology and physiology of an organism that results in impairment of functional capacity, or an impairment of capacity to compensate for additional stress, or increases the susceptibility of an organism to the harmful effects of other environmental influences“ (WHO 1994; Berglund, Lindvall et al. 1999).

Eine negative Auswirkung von Lärm wird also definiert als eine Änderung in der Morphologie und Physiologie des Menschen, die sich in der Beeinträchtigung seiner direkten

Funktion, der Einschränkung seiner Möglichkeiten, andere Belastungen zu kompensieren, oder der Zunahme der Anfälligkeit gegenüber anderen Umwelteinflüssen äußert.

Die Tatsache, dass der Organismus auf einen Lärmreiz mit einer natürlichen und physiologisch gewollten Stressreaktion (z.B. Gefäßverengung, Stresshormone, Herzschlagfrequenz, Fingerpulsamplitude etc.) reagiert, ist nicht gesundheitsschädlich (Babisch 2001). Allgemein anerkannt ist jedoch, dass aufgrund dieser vegetativen Reaktionen, die durch autonome Hirnfunktionen gesteuert werden, ein Beitrag von Lärm zu kardiovaskulären Erkrankungen nicht auszuschließen ist (Griefahn 2003). Der tatsächliche Nachweis für Umweltlärm ist jedoch sehr schwierig und kann nur über epidemiologische Studien erfolgen, da eine Extrapolation aus dem Arbeitsbereich nicht möglich ist. Babisch (2001) beschreibt die Wirkungskette zwischen Stressindikatoren und manifesten Krankheiten, zu denen Herzinfarkt und Hypertonie zählen, welche nachfolgend diskutiert werden.

4.3.2.1 Ischämische Herzkrankheit

Ischämie (engl. ischaemia) ist die Verminderung oder Unterbrechung der Durchblutung eines Organs, Organteils oder Gewebes infolge mangelnder arterieller Blutzufuhr (Pschyrembel 1994). Im Herzen ist dies normalerweise die Folge einer allmählichen Verengung der koronaren Arterien, die den Herzmuskel mit Blut und Sauerstoff versorgen. Wenn diese Verengung über längere Zeit stattfindet, kann dies zu Beschwerden führen, die als „Angina“ bezeichnet werden. Diese machen sich durch Schmerzen im Brustkorb bemerkbar, die davon herrühren, dass das Herz stärker und schneller schlägt, so, wie es unter großen körperlichen Anstrengungen der Fall wäre (British Heart Foundation 2001). Als Herzinfarkt wird ein größerer Gewebeuntergang (Nekrose) bezeichnet, der durch länger andauernde Durchblutungsnot (Ischämie) eines Herzmuskelabschnitts hervorgerufen wird.

De Kluizenaar und Passchier-Vermeer (2001) geben das durchschnittliche relative Risiko (RR) für ischämische Herzkrankheit für Straßen- und Fluglärm bezogen auf ein Jahr an mit:

$$RR = 0,5 + 0,008 \cdot L_{den} \quad \text{für } L_{den} > 70dB(A).$$

Berechnung von Expositions-Wirkungsbeziehungen

Entsprechend dem relativen Risiko werden Expositions-Wirkungsbeziehungen für die Endpunkte Myokardinfarkt (Herzinfarkt) und Angina pectoris berechnet, die eine monetäre Bewertung erlauben. Das relative Risiko drückt aus, mit welcher Wahrscheinlichkeit das Risiko für eine Krankheit allein durch eine Einflussgröße erhöht wird, in diesem Fall Verkehrslärm. Für die Erstellung von Expositions-Wirkungsbeziehungen werden jedoch weitere Informationen benötigt.

Inzidenz

Im Gegensatz zur Prävalenz, die besagt, wie viele Menschen ein bestimmtes Leiden zu einem bestimmten Zeitpunkt haben, bezeichnet die Inzidenz die Schätzung der Anzahl neuer Fälle einer Krankheit, die sich bezogen auf ein Jahr in einer Population entwickeln (American Heart Association 2001). Diese Größe kann nur speziellen Statistiken entnommen werden und hängt für Myokardinfarkt und Angina pectoris sowohl vom Alter als auch vom Geschlecht ab. Folgende Mittelwerte wurden zugrundegelegt:

- Inzidenz für Herzinfarkt: 5 von 1.000 Erwachsenen (Passchier-Vermeer 2001)³;
- Inzidenz für Angina pectoris: 15 von 10.000 Erwachsenen (Bundesminister für Gesundheit 1995).

Weitere Annahmen für Myokardinfarkt:

- Mittlerer Lebenszeitverlust je tödlichem Herzinfarkt: 7 Jahre (Hunt 2001);
- Überlebenswahrscheinlichkeit eines Herzinfarkts: 70 % (Bundesminister für Gesundheit 1995);
- Krankenhausaufenthalt je nicht-tödlichem Herzinfarkt: 18 Tage (Hunt 2001);
- Abwesenheit von Berufstätigkeit: 32 Tage (Hunt 2001).

Weitere Annahmen für Angina pectoris:

- Krankenhausaufenthalt: 14 Tage (schwere Erkrankung) (Bundesminister für Gesundheit 1995);
- Krankheitstage je Fall: 20 Tage (Bundesminister für Gesundheit 1995).

Die aus diesen Annahmen berechneten Expositions-Wirkungsbeziehungen sind in Tabelle 36 dargestellt.

Tabelle 36: Expositions-Wirkungsbeziehungen für ischämische Herzkrankheit durch Verkehrslärm.

Endpunkt	Erwartungswert je 1.000 Erwachsene	Einheit
Herzinfarkt, tödlich, verlorene Lebenszeit	0.084 $L_{den} - 5.25$	Jahre
Herzinfarkt (nicht-tödlich), Krankenhaustage	0.504 $L_{den} - 31.5$	Tage
Herzinfarkt (nicht-tödlich), Abwesenheitstage Beruf	0.896 $L_{den} - 56$	Tage
Herzinfarkt	0.028 $L_{den} - 1.75$	Fälle
Angina pectoris, Krankenhaustage	0.168 $L_{den} - 10.5$	Tage
Angina pectoris, Abwesenheitstage Beruf	0.684 $L_{den} - 42.75$	Tage
Angina pectoris, Krankheitstage	0.240 $L_{den} - 15$	Tage

Anm.: Schwellwert 70 dB(A) L_{den} , die Lärmart wird nicht unterschieden; Quelle: Eigene Berechnungen.

4.3.2.2 Hypertonie

Bluthochdruck ist ein Volksleiden, an dem etwa 15-20 Millionen Deutsche erkrankt sind. Die Betroffenen müssen medizinisch behandelt werden, sonst verläuft die Krankheit tödlich. Daher werden diesbezüglich rund 5 Milliarden Tagesdosen an Medikamenten jährlich verordnet (Deutsche Liga zur Bekämpfung des hohen Blutdruckes 2001). Durch den Bluthochdruck wird das Herzinfarkttrisiko ebenso wie die Gefahr eines Schlaganfallerleidens erhöht.

De Kluizenaar und Passchier-Vermeer geben das durchschnittliche relative Risiko (RR) für Hypertonie in Bezug auf Straßen- und Fluglärm an mit (Kluizenaar, Passchier-Vermeer et al. 2001):

$$RR = 0,5 + 0,007 \cdot L_{den} \quad \text{für } L_{den} > 70dB(A).$$

³ In Ermangelung auf Deutschland bezogener Daten wurde ein Mittelwert aus den Niederlande übernommen.

Entsprechend diesem relativen Risiko wurde eine Expositions-Wirkungsbeziehung für Krankenhausaufenthalt berechnet, die eine monetäre Bewertung erlaubt (Erwartungswert je 1000 Erwachsene):

$$0,063 \cdot L_{den} - 4,5 \text{ für } L_{den} > 70dB(A).$$

Dabei wurden folgende Daten zugrunde gelegt:

- Basisrisiko Krankenhauseinlieferung: 15 von 10.000 Einwohnern (Bundesminister für Gesundheit 1995);
- Krankenhausaufenthalt: 6 Tage (Hunt 2001).

Um Doppelzählungen mit ischämischer Herzkrankheit zu vermeiden, wird als Endpunkt nur Krankenhauseinlieferung betrachtet.

4.3.3 Störung des Nachtschlafes

Der Schlaf ist für die Erholung des Menschen unabdingbar und stellt einen wesentlichen Aspekt der Lebensqualität dar. Schlaf dient sowohl der körperlichen Erholung (Tiefschlaf), als auch der psychischen Erholung (REM oder Traumschlaf). Der Nachtschlaf wird durch Lärm beeinflusst, wobei nicht nur die Qualität sondern auch die Länge des Nachtschlafes betroffen ist. Im Detail können folgende Auswirkungen auf die Schlafqualität genannt werden (Passchier-Vermeer, Miedema et al. 2001):

- Veränderungen im Herz-Kreislaufsystem;
- Veränderungen im Schlafmuster, z.B. Verlängerung der Schlaflatenzzeit und Verkürzung des Schlafzeitraumes;
- Vorzeitiges Erwachen (Veränderung der Schlafdauer);
- Verschiebung von Schlafphasen, vom Tiefschlaf hin zu weniger tiefem Schlaf;
- Erhöhung der Mortalität während des Schlafes;
- Eintreten von zusätzlichen Aufwachreaktionen während des Schlafzeitraumes;
- Veränderung an der subjektiv erlebten Schlafqualität;
- Veränderungen am Hormon- und Immunsystem.

Quantitative Messung von Schlafstörungen

Eine Vielzahl von Studien haben den Einfluss von Lärm auf den Schlaf und den oben genannten Ausprägungen hin untersucht. Dabei kann grundsätzlich zwischen subjektiven und objektiven Methoden unterschieden werden. Zu den subjektiven Methoden gehören Eigenberichterstattung mit Hilfe von Schlafaufzeichnungen oder Tagebüchern, oder Verhaltensbeobachtungen. Zu den objektiven Methoden gehören EEG-Aufzeichnungen (Elektro-Enzephalographie: Methode zur Messung elektrischer Gehirnströme) und die Aktimetrie, z.B. u.a. untersucht von Basner et al. 2004). Bei der Aktimetrie wird das Bewegungsmuster eines Probanden während der Nacht aufgezeichnet. Ebenso zu den objektiven Methoden sind die Arbeiten zu den Auswirkungen von nächtlichem Fluglärm auf den Hormonspiegel zu zählen (z.B. Maschke, Arndt et al. 1995; Maschke, Druba et al. 1996; Maschke, Ising et al. 1997).

Zum einen können daraus qualitative Empfehlungen abgeleitet werden, wie zum Beispiel von Maschke (1999). Darin wird als medizinischer Vorsorgewert für die Langzeitexposition durch Verkehrslärm ein mittlerer Pegel von 35 dB(A) empfohlen, im Besonderen für Fluglärm ein

Pegel von 32 dB(A). Dieser sollte, gemessen am Ohr, während der Nacht nicht überschritten werden. Zum anderen sind quantitative Aussagen zu den Zusammenhängen von Lärmpegeln und Wirkungen möglich, z.B. Veränderungen des Cortisolspiegels (Hamburger Nachtflugstudie), Feststellung des Adrenalinpiegels im Morgenurin usw. Diese Studien tragen im Wesentlichen zum Verstehen von Lärmwirkungen bei, die Möglichkeiten zur ökonomischen Bewertung sind jedoch beschränkt. Wie der Stand der Forschung im Jahr 2001 zu den Auswirkungen im Einzelnen beurteilt wird, ist in Tabelle 37 dargestellt. Der Nachweis eines kausalen Zusammenhangs zwischen Lärm und Schlaf ist mit „hinreichend erwiesen“, „begrenzt erwiesen“ und „unangemessen“ klassifiziert. Der gegenwärtig verwendete Lärmindikator sowie die Beobachtungsschwelle in Verbindung mit dem Bezugsort des ausgewiesenen Schwellwerts sind ebenfalls angegeben.

Tabelle 37: Klassifizierung des Nachweises langfristiger Auswirkungen von Lärm auf den Schlaf, Messgröße und Schwellwert mit Bezugsort.

Auswirkung	Klassifizierung [§]	Beobachtungsschwelle		
		Messgröße	Wert in dB(A)	Bezugsort
Schlafmuster	+	L _{Aeq,Nacht}	<60	Außen
Aufwachen	+	SEL	55	Innen
Schlafphasen	+	SEL	35	Innen
Subjektive Schlafqualität	+	L _{Aeq,Nacht}	40	Außen
Herzfrequenz	+	SEL	40	Innen
Hormonspiegel	o			
Immunsystem	-			
Laune am nächsten Tag	+	L _{Aeq,Nacht}	<60	Außen
Leistung am nächsten Tag	o			

Anm.: [§] Klassifizierung der Nachweise für einen kausalen Zusammenhang zwischen Lärm und Schlaf: „+“ - hinreichend erwiesen, „o“ - begrenzt erwiesen, „-“ - unangemessen. Quelle: Kluizenaar, Passchier-Vermeer et al. (2001).

Expositions-Wirkungsbeziehungen

In der Literatur finden sich verschiedene Veröffentlichungen, in denen quantitative Zusammenhänge zwischen Lärmpegeln und Aufweckreaktionen quantifiziert wurden. So veröffentlichte beispielsweise Finegold (1994) eine Metaanalyse von Studien, in der dieser Zusammenhang quantitativ erfasst wurde. Finegold (2002) korrigierte kürzlich seine Kurve aufgrund einer erneuten Metaanalyse auf einer nun verbesserten Datenbasis. Aufweckreaktionen decken jedoch nur einen Teil der Schlafstörungen ab, und haben zudem das Abgrenzungsproblem zwischen bewusst erlebtem Aufwachen und Aufwachen, das sich nur auf dem EEG identifizieren lässt und an das sich die Person am Morgen nicht erinnern kann. Trotzdem kann auch das nicht bewusste Aufwachen, die nicht bewusst wahrgenommenen Änderungen am Schlafmuster und an den Schlafphasen, sich auf die subjektiv erlebte Schlafqualität auswirken. Daher werden von Kluizenaar (2001) Expositions-Wirkungsbeziehungen vorgeschlagen, welche die subjektive Schlafqualität anhand einer Metaanalyse von Befragungsstudien ausdrücken. Diese sind für die verschiedenen Lärmarten Straßen-, Schienen- und Flugverkehrslärm in Tabelle 38 dargestellt.

Tabelle 38: Expositions-Wirkungsbeziehungen zur Quantifizierung des Teils der Bevölkerung, der sich in seiner Schlafqualität beeinträchtigt fühlt (für verschiedene Verkehrslärmarten).

Lärmart	Funktionaler Zusammenhang	Schwellwert
Straßenlärm	$\%B = 0,62 \cdot (L_{Aeq,23-07h} - 43,2)$	43,2 dB(A)
Schienenlärm	$\%B = 0,32 \cdot (L_{Aeq,23-07h} - 40,0)$	40,0 dB(A)
Fluglärm	$\%B = 0,48 \cdot (L_{Aeq,23-07h} - 32,6)$	32,6 dB(A)

Anm.: %B = Prozentsatz Betroffener bezogen auf die erwachsene Bevölkerung; Pegel gemessen Außen, an der vorwiegend betroffenen Fassade des Gebäudes. Quelle: Kluizenaar, Passchier-Vermeer et al. (2001) mit Bezug auf Health Council of the Netherlands (1997).

Das Maß der „subjektiven Schlafqualität“ wird im Moment als das umfassendste und repräsentativste angesehen, um die verschiedensten Effekte von Verkehrslärm auf den Schlaf des Menschen zu erfassen. Die quantitativen Funktionen basieren auf einer Datenbasis von Umfragen zur Lärmwirkungserfassung zur Ermittlung von Belästigungsreaktionen (Miedema und Vos 1998). Daraus wurde von Passchier-Vermeer durch Regressionsanalyse der Zusammenhang zwischen dem Lärmpegel an der am höchsten belasteten Fassade des Hauses (Außen) und dem Prozentsatz des sich durch Lärm sehr im Schlaf gestört fühlenden Teils der Bevölkerung errechnet. Die gesamte Datenbasis beruht auf 45 Umfragen, die insgesamt 58.065 Personen in den Vereinigten Staaten, Kanada, Australien und Europa befragten. In Bezug auf Fluglärm wurden neun von 20 Umfragen in Europa durchgeführt.

Diese Funktionen führen allerdings zu einer Doppelzählung, falls sie zusammen mit Belästigungsfunktionen (siehe Abschnitt 4.3.1) verwendet werden. Aufgrund einer erneuten Auswertung der Datenbasis ergab sich, dass ca. 40 % derer, die sich im Schlaf gestört fühlen, sich am Tag oder Abend nicht sehr belästigt fühlen (Passchier-Vermeer 2001). Dies wird bei der Anwendung der Funktionen berücksichtigt, um eine Doppelzählung zu vermeiden.

4.3.4 Gesprächsstörung

Eine Störung der Kommunikation zwischen Menschen oder auch zwischen Menschen und anderen informationshaltigen Schallquellen (z.B. Radio, Fernsehen) kann sich auf das allgemeine Befinden, die Sicherheit, die Leistung der Bevölkerung oder die geistig-soziale Entwicklung von Kindern auswirken. Anpassungsreaktion, in Form von Sprechen in kurzen, abgehackten Sätzen, Änderungen im Sozialverhalten (z.B. seltener besucht werden, selteneres Ausgehen, „Verbarrikadieren in der Wohnung“), Veränderungen im Nutzungsverhalten von Balkon oder Garten sind inzwischen wissenschaftlich anerkannte Reaktion (Griefahn 2003). Der genaue Vorgang einer Redeunterbrechung, die durch eine erzwungene Pause oder einer Nachfrage wegen Nichtverstehens entsteht, ist komplex und hängt beispielsweise von den Frequenzen des Geräuschs ab, die bei der Überlagerung mit der menschlichen Sprache zu einer Auslöschung des Inhalts führen. Empirisch ermittelte Beziehung zwischen einer Redeunterbrechung aufgrund von Lärmereignissen aus der Umwelt sind nach Kluizenaar et al. (2001) nicht bekannt. Jedoch wird von Kluizenaar und Passchier-Vermeer ein vorläufiger, funktionaler Zusammenhang zwischen Gesprächsstörung und Lärmpegel für isolierte Lärmereignisse (ausgedrückt in SEL) angegeben. Angenommen wird hierbei, dass die durchschnittliche Dauer eines solchen Ereignisses 10 Sekunden ist. Der Ansatz beruht auf Daten über die Sprechlautstärke im Abstand von 1 Meter als Funktion der Hintergrund-

lautstärke, damit ein Satz verständlich ist. Die Formulierung des Ansatzes ist in Tabelle 14 dargestellt.

Tabelle 39: Wahrscheinlichkeit einer Redeunterbrechung während eines Gesprächs als Funktion des Lärmpegels SEL.

$f(SEL)$	Gültigkeitsbereich
0	$SEL < 65$
$0,05(SEL - 65)$	$65 \leq SEL \leq 85$
1	$SEL > 85$

Quelle: Kluizenaar (2001)

Um die absolute Wahrscheinlichkeit zu berechnen, in der ein Gespräch durch ein Lärmereignis unterbrochen wird, muss berücksichtigt werden, dass ein Mensch nur während eines Teils des Tages Gespräche führt und der Ort auch noch verschieden sein kann. Folgende Größen werden daher eingeführt:

- Gesprächswahrscheinlichkeit z ;
- Wahrscheinlichkeit des Gesprächs in Innenräumen mit geschlossenem Fenster: p_g ;
- Wahrscheinlichkeit des Gesprächs in Innenräumen mit teilweise geöffneten Fenstern: p_o .

Daraus folgt die Wahrscheinlichkeit des Aufenthaltes im Freien zu $1-(p_g+p_o)$. Mit weiteren Annahmen, wie z.B. der Schalldämmung eines Hauses bei geöffnetem und geschlossenem Fenster und der Vereinfachung, dass Gespräche unabhängig vom Standort stattfinden, kann dann ein mittlerer Wert für die Anzahl der durch ein Schallereignis eines bestimmten Schallpegels (SEL) zu erwartenden Gesprächsstörungen ermittelt werden.

4.3.5 Weitere mögliche Wirkungen

Es können eine Reihe weiterer Endpunkte genannt werden, die sich für eine Bewertung im Rahmen der externen Kosten eignen würden. Dies sind (nach Kluizenaar, Passchier-Vermeer et al. 2001):

- Biochemische Wirkungen;
- Wirkungen auf das Immunsystem;
- Auswirkungen von Fluglärm auf das Geburtsgewicht;
- Psychische Krankheiten durch Fluglärm;
- Psycho-soziales Wohlfühl;
- Leistungsfähigkeit von Schülern.

Mit Ausnahme des letzten Punktes wird der Nachweis der Kausalität dieser Endpunkte jedoch mit „begrenzt“ klassifiziert, d.h. hier besteht noch weiterer Forschungsbedarf, um diese Wirkungen nachzuweisen. Die „Leistungsfähigkeit von Schülern“ konnte nicht betrachtet werden, da die Expositionsrechnung von Schulen sich als zu aufwändig herausgestellt hat.

4.4 Monetäre Bewertung

Nachdem im vorherigen Abschnitt wichtige und einer quantifizierbaren Auswertung zugängliche Wirkungen des Verkehrslärms erarbeitet wurden, müssen diesen Endpunkten nun monetäre Werte zugeordnet werden. Dies ist teilweise problematisch, da es zu bestimmten Endpunkten bisher keine oder nur wenige und unzureichende Bewertungsstudien gibt. Eigene empirische Erhebungen waren dazu im Rahmen dieser Arbeit jedoch nicht möglich.

Eine zentrale Rolle spielt die Bewertung der Belästigung, und zwar nach ihrem Grad: leicht, mittel und sehr belästigt. Hierzu werden vorläufige Werte aus der Analyse der wenigen vorhandenen Studien sowie eines „Benefit-Transfer“-Ansatzes aus der Gesundheitsökonomie abgeleitet. Benefit-Transfer ist eine Methode zur Wiederverwendung von Ergebnissen primärerer Bewertungsstudien nicht marktfähiger Güter für neue und ähnliche Fragestellungen. Die ermittelten Nutzenwerte (engl. benefit values) einer ursprünglichen Situation werden dabei auf eine neue Situation übertragen (Muthke 2001). Für die Bewertung von Gesundheitseffekten kann auf Arbeiten von Hunt im Rahmen einer Projektzusammenarbeit zurückgegriffen werden. Ebenso bei der Bewertung von Gesprächsstörungen.

Um die eigenen Ergebnisse mit bestehenden Ansätzen zu vergleichen, werden auch Bewertungsansätze aus anderen aktuellen Quellen zusammengefasst. Dies betrifft erstens die Bewertung des Dezibel L_{Aeq} ab einem Schwellwert aufgrund des beobachteten Wertverlusts von Immobilien und von Mietpreisminderung. Zweitens wird alternativ eine Bewertung des Dezibels L_{den} dargestellt, die aus einer neueren, umfangreichen Analyse bisheriger Lärmbewertungsstudien hervorging.

4.4.1 Bewertung von Belästigung

Das Begriff der Belästigung hat eine wesentliche Bedeutung in der Lärmwirkungsforschung zur Bezeichnung einer Vielzahl von Reaktionen, die durch Lärm hervorgerufen werden. Die Datenlage zur Quantifizierung des Teils der Bevölkerung, die sich durch Verkehrslärm einer bestimmten Art (Straße-, Schiene- und Fluglärm) und eines bestimmten Pegels belästigt fühlen, ist als recht gut einzuschätzen. Diese Expositions-Wirkungsbeziehungen unterscheiden dabei zwischen leicht belästigt, belästigt und sehr belästigt. Die Informationslage zur Bewertung dieser Reaktionen in monetären Einheiten ist hingegen als sehr schwach zu bezeichnen.

Nachfolgend werden zunächst die Studien zusammengefasst, deren Lärmbewertung im Zusammenhang mit einer Belästigungsreaktion steht. Die Vielzahl anderer Studien werden hier zunächst nicht betrachtet. Diese gehen jedoch in den in Kapitel 4.4.5 dargestellten Ansatz ein. Zu beachten ist, dass einige Studien nachweisen konnten, dass der Grad der Belästigung nicht nur vom Lärmpegel abhängt (z.B. in Lambert, Poisson et al. 2001).

Alternativ dazu wird ein Wert für die Vermeidung von „sehr belästigt“ mit Hilfe der Methode des Benefit-Transfer aus der Gesundheitsökonomie abgeleitet. Mit Benefit-Transfer wird die Übertragung von Zahlungsbereitschaften bezeichnet, die an einem anderen Ort oder in einem anderen Kontext gewonnen wurden. Dies wird implizit häufig bei der Durchführung von Bewertungen angewendet.

4.4.1.1 Bewertung von Belästigung durch Befragung

Bei der Ermittlung des Werts von Belästigung durch Befragung werden Methoden wie die Kontingente Bewertung (KBM) oder Methoden der Zusammenhangsanalyse (ZA) eingesetzt (siehe dazu Einführung der Methoden in Kapitel 2.2.2). Diese Methoden wurden in den letzten Jahren durch ausgefeilte Fragetechniken wesentlich verbessert und stellen im Augenblick eine wichtige Vorgehensweise dar, um die Präferenzen der Gesellschaft und ihre quantitative, monetäre Wertschätzung zu ermitteln.

Studien

Sælensminde führte 1993 eine ZA-Studie in Oslo/Norwegen durch, bei der unter anderem für Personen, die sich durch Verkehrslärm belästigt fühlen, der Wert einer Halbierung der Lärmbelastung ermittelt wurde (Sælensminde 1999). Ein Zahlungsbereitschaft von zwischen 3.550 und 7.100 NOK, was 593 Euro bis 1.185 Euro und im Mittel 889 Euro₂₀₀₀ entspricht (Umrechnung nach IEA 2004). Hierbei wurde nicht zwischen leicht, mittel und sehr belästigt unterschieden.

In einer landesweiten KBM-Studie unter Beteiligung von 1.000 Haushalten fand Navrud (Navrud 1997 in Navrud 2002) eine mittlere Zahlungsbereitschaft von 52 Euro₂₀₀₀ (335 NOK₁₉₉₆) pro Haushalt und Jahr für Personen, die durch Lärm sehr belästigt sind. Dagegen hatten gar nicht oder nur leicht Belästigte eine Zahlungsbereitschaft von knapp 16 Euro₂₀₀₀ (101 NOK₁₉₉₆). Im Mittel über das gesamte Sample ergaben sich knapp 18 Euro₂₀₀₀.

Für Oslo fand Navrud (Navrud (2000) in Navrud 2002) eine mittlere Zahlungsbereitschaft je Haushalt von 236 bis 342 Euro₂₀₀₀ pro Jahr (1.520 bis 2.200 NOK) für die Vermeidung der Belästigung durch Straßenverkehrslärm. Keine signifikanten Unterschiede konnten für die vier verschiedenen Belästigungsstufen, in die sich die Befragten klassifizierten, ermittelt werden.

Lambert et al. (2001) führten im Jahr 2000 in Frankreich (Rhône-Alpes) eine Kontingente Bewertungsstudie durch, um die Zahlungsbereitschaft für die Eliminierung von Belästigung durch Verkehrslärm mit Hilfe von Maßnahmen der Straßenverwaltungsbehörden zu ermitteln. Gleichzeitig wurden während einer längeren Zeitperiode im Frühjahr und Sommer 2000 Lärmmessungen (L_{Aeq} 24-h) an der hauptbetroffenen Fassade des Gebäudes durchgeführt. Befragt wurden 331 Haushalte, die entlang größerer Hauptstraßen und Autobahnen wohnhaft waren. Als mittlere Zahlungsbereitschaft wurden 73 € pro Haushalt und Jahr ermittelt, was 0,35 % des mittleren jährlichen Einkommens der Befragten entsprach. Das Netto-Jahres-einkommen privater Haushalte in Deutschland betrug 2002 im Durchschnitt 31.200 €₂₀₀₀ (D-STATIS 2002). Somit ergibt sich ein Transferfaktor von 1,5 für die Übertragung auf deutsche Verhältnisse.

Lambert et al. (2001) stellten ebenfalls fest, dass der Grad der Belästigung einen signifikanten Einfluss auf die Zahlungsbereitschaft hat, jedoch der Lärmpegel nicht. Dies bestätigt den bevorzugten Ansatz dieser Arbeit, die Wirkung und Bewertung zu trennen und erst die physische Wirkung zu bewerten. Die Zahlungsbereitschaft je Belästigung wurde von Lambert et al. auf einer 5-Punkte-Skala ermittelt und ist in Tabelle 40 übertragen auf deutsche Einkommensverhältnisse wiedergegeben. Um kompatible Werte für die verfügbaren Expositions-Wirkungsbeziehungen (3 Abstufungen) zu erhalten, werden zwei Werte der 5-Punkte-Skala jeweils gemittelt. Für den Grad „sehr belästigt“ (engl. highly annoyed) aus den

Expositions-Wirkungsbeziehungen wird der Mittelwert aus „stark belästigt“ und „äußerst belästigt“ verwendet.

Tabelle 40: Ergebnisse der Studie von Lambert et al. (2001) zur Zahlungsbereitschaft für die Vermeidung von Belästigung in Abhängigkeit des Grades der Belästigung.

Grad der Belästigung (5-Punkt-Skala)	Zahlungsbereitschaft je Haushalt und Jahr in € ₂₀₀₀ §	Umgerechnet auf 3-Punkte-Skala ^c
Nicht gestört	71	
Etwas gestört und belästigt	92	104
Mittelmäßig gestört und belästigt	117	134
Stark gestört und belästigt	152	173
Äußerst gestört und belästigt	195	

Anm.: Zahlen sind für die Anpassung auf deutsche Einkommensverhältnisse mit dem Faktor 1,5 multipliziert; Quellen: § Lambert et. al. (2001), # eigene Berechnungen nach Lambert et. al. (2001).

Ein weiteres interessantes Ergebnis ist die Zahlungsbereitschaft für die Lärmbekämpfung der Befragten, die sich gar nicht durch Lärm an ihrem Wohnort belästigt fühlen. Dies könnte als Optionswert interpretiert werden, d.h. wenig Lärm auch dort vorzufinden, wo man sich eventuell zu bestimmten Zeitpunkten aufhalten könnte, oder auch als eine Wertschätzung aus altruistischen Motiven, in etwa nach dem Motto „es sollte generell ruhiger sein in der Umwelt“. Dies würde allerdings bei der Berechnung von externen Gesamtkosten erheblich ins Gewicht fallen, während für die Berechnung von marginalen Kosten dies keine Rolle spielt.

Kritikpunkte an der Studie ergeben sich durch die geringe Anzahl der Befragten (32 % von 331 Haushalten), die eine positive Zahlungsbereitschaft äußerten. Zwar hat ein Großteil die Lärm bekämpfenden Maßnahmen befürwortet (82 %), aber fast die Hälfte derer, die nicht zahlen wollten, gaben an, schon genug Steuern zu bezahlen. Es liegt Nahe, dass die Art der Fragestellung verhindert hat, eine größere Anzahl positiver Zahlungsbereitschaften zu erhalten.

Faburel (2000) führte eine KBM-Studie für den Stadtflughafen Paris-Orly durch, in der u.a. die Zahlungsbereitschaft für die Vermeidung von Belästigung durch Fluglärm untersucht wurde. Dabei wurden Werte von 93, 40 und 25 Euro₂₀₀₀ für Belästigte für Zonen in Abhängigkeit des Lärmpegels ermittelt. Die entsprechenden Lärmpegel waren: über 80 dB L_{Amax}, 75-80 dB L_{Amax} und 70-75 dB L_{Amax}. Unabhängig von der Belästigung wurden Werte je Stadtteil bis knapp 70 Euro pro Person und Jahr gefunden.

Anders als bei Straßenverkehrslärm ist eine Befragungsstudie in der Umgebung eines Flughafens jedoch schwierig zu interpretieren. Während sich kaum jemand dem Straßenlärm entziehen kann bzw. die Studien auch Bereiche mit geringer Belastung miteinbeziehen, ist dies bei einer Befragung in der Nähe des Flughafens anders. Es ist zu vermuten, dass diejenigen, die es sich leisten können, entweder schon längst weggezogen sind oder gar nicht erst in den Fluglärbereich ziehen. Ein Zitat eines Befragten, der in einer der hoch belasteten Gebiete wohnt, spiegelt dies wieder: „Es gibt Leute, die wohnen nicht weit von hier ... die wissen, dass es Flugzeuge gibt ... sie wissen, dass es hier billiger ist, ... und sie kommen hierher zum Wohnen.“ (Faburel 2000, eigene, sinngemäße Übersetzung). Dies zeigt, dass nur eine geringe Zahlungsbereitschaft vorhanden sein kann, um den Fluglärm zu vermindern, da anscheinend der Nutzen geringer Mieten höher ist. Die Verlierer wären in diesem Fall die Vermieter.

4.4.1.2 Bewertung von „starker Belästigung“ mit Hilfe der Übertragung von Zahlungsbereitschaften aus der Gesundheitsökonomie

Eine alternative Möglichkeit zur Bewertung von erheblicher Belästigung (sehr belästigt, engl. severe annoyance) ist die Übertragung von Zahlungsbereitschaften aus Studien der Gesundheitsökonomie. Dort wurde für Kosten-Wirksamkeitsanalysen unter anderem das Konzept der QALY (engl. quality-adjusted life years) und in der Studie „Global burden of disease“ (GBD) (Murray und Lopez 1996) das Konzept der DALY (engl. disability adjusted life years) erarbeitet. Bei diesen Ansätzen handelt es sich um Gesundheitsskalen mit Gewichtungen für verschiedene Krankheiten zwischen 0 und 1, die eine relative Bewertung verschiedener Krankheiten erlauben. Entwickelt wurden diese Skalen jeweils aus Expertenbefragungen, wobei verschiedene Unterschiede zwischen den Ansätzen bei der Bewertung eines Gesundheitsprofils über die Zeit bestehen, auf die hier nicht näher eingegangen wird, da nur die relativen Gewichtungen von Interesse sind (Näheres zu den Unterschieden z.B. in Hofstetter (2001)).

Da einerseits verschiedene Krankheiten relativ bewertet sind und andererseits für viele Krankheiten Zahlungsbereitschaftsstudien existieren, kann darüber der monetäre Wert von Belästigung näherungsweise bestimmt werden, falls für Belästigung ebenfalls eine solche Einordnung existiert. Hollander et al. (1999) geben für Lärm im Zusammenhang mit psychosozialen Auswirkungen für „sehr belästigt“ (engl. severe annoyance) ein so genanntes „disability weight“ (DW) von 0,01 an. Das DW bezeichnet die Einordnung auf einer Gesundheitsskala, auf der 0 vollkommener Gesundheit und 1 dem Tod entspricht. Kritisch kommentiert wird dies bei Hofstetter (2001), der offensichtlich aus anderer Quelle das Zustandekommen des DW für Belästigung bei de Hollander mit der Annäherung des DW für Angst („anxiety“) beschreibt.

Trotz Unsicherheiten ist es nützlich zu berechnen, welche Größenordnung sich ergibt, wenn man aus den Analogiebetrachtungen die Zahlungsbereitschaft zur Vermeidung von „starker Belästigung“ abschätzt. Hierbei muss beachtet werden, dass eine generelle Umrechnung von DALYs oder QALYs auf Zahlungsbereitschaftswerte nicht möglich ist (Müller-Wenk und Hofstetter 2003). So fanden mehrere Studien in der Vergangenheit keine Korrelationen zwischen DALYs, QALYs und WTP (siehe z.B. Bala, Wood et al. 1998). Eine vergleichende Betrachtung einer bestimmten Krankheit ist jedoch möglich.

Betrachtung einzelner Endpunkte

Chronische Bronchitis wird von der WHO definiert als „Husten u. Auswurf an den meisten Tagen während mindestens je drei Monaten in zwei aufeinanderfolgenden Jahren“ (Pschyrembel 1994). Für chronische Bronchitis bei Erwachsenen wird ein DW von 0,31 angegeben (Hollander, Melse et al. 1999). Mit einer Dauer von im Mittel 22 Jahren⁴ berechnen sich 6,82 DALY pro Fall. Mit einer Zahlungsbereitschaft zur Vermeidung eines Falles von chronischer Bronchitis von 169.330 €₂₀₀₀ (Wert aus ExternE-Projekt, siehe Friedrich und Bickel 2001) ergibt sich ein Wert pro DALY von 24.741 €₂₀₀₀ und somit ein Wert von 247 €₂₀₀₀ pro Person und Jahr für die Vermeidung von starker Belästigung.

Chronisches Asthma, eine anfallsweise auftretende hochgradige Atemnot, wird i.Allg. durch die Anwendung von Bronchodilatoren behandelt. Dies wird mit einem DW von 0,22

⁴ Dauer von chronischer Bronchitis: 24 Jahre für Frauen, 20 Jahre für Männer, nach Priez & Jeanrenaud (1999) in Müller-Wenk (2003).

bewertet (Hollander, Melse et al. 1999). Mit einer Dauer von ebenfalls 22 Jahren⁵ ergeben sich 4,84 DALY. Eine Zahlungsbereitschaft von 108.000 €₂₀₀₀ wird von ExternE (in Holland, Berry et al. 1999) für die Vermeidung eines chronischen Falls von Asthma angegeben. Daraus ergibt sich der Wert eines DALY zu 22.305 €₂₀₀₀ und somit 223 €₂₀₀₀ für die Vermeidung von starker Belästigung.

Ein Asthma Anfall wird ebenfalls mit einem DW von 0,22 (Hollander, Melse et al. 1999). 14 Tage mit Asthma Anfällen pro Jahr ergeben 0,0084 DALY. Zur Vermeidung von 14 zusätzlichen Tagen mit Asthma-Anfällen wurde von Navrud (1999) eine Zahlungsbereitschaft von 1.772 NOK₁₉₉₇, entsprechend 269 €₂₀₀₀, gefunden. Daraus ergibt sich der Wert eines DALY zu 31.919 €₂₀₀₀, und somit 319 €₂₀₀₀ für die Vermeidung von starker Belästigung.

Das DW von akuter Bronchitis bei mehreren Episoden von zwei Wochen Dauer in einem ansonsten gesunden Jahr wird von Stouthard (2000) im Bereich zwischen 0,01 bis 0,05 angegeben. Mit dem Mittelwert von 0,03 errechnet sich ein DALY zu 0,00115. Navrud (1999) ermittelte eine Zahlungsbereitschaft, um 14 zusätzliche Tage pro Jahr mit akuter Bronchitis zu vermeiden, von 562 NOK₁₉₉₇, entsprechend 85 €₂₀₀₀. Damit ergibt sich ein Wert zur Vermeidung von starker Belästigung von 737 €₂₀₀₀ pro Person und Jahr.

Diabetes mellitus wird mit einem DW von 0,026 bewertet⁶. Keine Annahmen über die Dauer sind vorhanden, sodass ebenfalls 22 Jahre zugrunde gelegt werden. Damit ergeben sich 0,572 DALY. Laut Kahn (1994) belaufen sich die Kosten (COI) je Fall von Diabetes auf 18.508 €₂₀₀₀ pro Jahr. Daraus ergibt sich ein DALY zu 32.357 bzw. ein Wert zur Vermeidung von starker Belästigung von 324 €₂₀₀₀ pro Person und Jahr.

Der Wert eines verlorenen Lebensjahres (akuter Effekt) wird von ExternE mit 165.700 €₂₀₀₀ angegeben und entspricht genau einem DALY. Daraus abgeleitet würden sich für die Vermeidung starker Belästigung ein Wert von 1.657 €₂₀₀₀ pro Person und Jahr ergeben. Dieser Wert wird im Weiteren jedoch nicht verwendet, da ein DW von 1 als zu sehr abweichend von einem DW von 0,01 betrachtet und daher als nicht geeignet für eine Übertragung der Zahlungsbereitschaft angesehen wird.

Weitere Möglichkeiten zur Übertragung von monetären Werten, die von Müller-Wenk (2003) für andere Zwecke angestellt wurden, wie z.B. Zahlungsbereitschaften für kosmetische Eingriffe, Kosteneffizienzbetrachtungen in der Medizin oder private Ausgaben zur Grippeprävention, wurden aus Gründen der Repräsentativität, der großen Unsicherheiten bei der Übertragung auf europäische Verhältnisse oder einer sehr wahrscheinlichen Unterschätzung der Zahlungsbereitschaft für diesen Fall als nicht geeignet beurteilt.

4.4.1.3 Synthese von Werten für die Bewertung von Belästigung

Die Bewertung der verschiedenen Grade von Belästigung durch Verkehrslärm ist aufgrund der Datenlage äußerst schwierig. Die Studien, welche eine Zuordnung zu dem Grad „sehr belästigt“ zulassen, liefern sehr niedrige Werte, z.B. Navrud (1997) und Lambert (2001). Studien, die zu einer höheren Bewertung kommen, fanden hingegen keine Zuordnung bzw. lassen keine Zuordnung zu Belästigungsgraden zu.

⁵ Abschätzung: Entsprechend chronischer Bronchitis hat Asthma bei Erwachsenen i. Allg. ebenfalls einen chronischen Verlauf der erst mit dem Tod endet.

⁶ Unbehandelt DW=0,01, behandelt DW=0,03; 68% der Fälle werden als behandelt angenommen.

Für die Bewertung von „stark bzw. äußerst gestört und belästigt“ werden drei Quellen verwendet. Erstens eine Reihe von Abschätzung aus der Übertragung von Werten aus der Gesundheitsökonomie, zweitens das Ergebnis der Studien von Lambert (2001) und drittens das Ergebnis der Studie von Navrud (1997). Daraus wird ein Mittelwert berechnet, wie in Tabelle 41 dargestellt ist. Damit wird eine mittlere Zahlungsbereitschaft von 279 €₂₀₀₀ pro Person und Jahr bzw. 613 €₂₀₀₀ pro Haushalt und Jahr für die Vermeidung von starker bzw. äußerster Belästigung unterstellt.

Für die Bewertung von „mittelmäßig gestört und belästigt“ liefert die Studie von Lambert mit 61 € pro Person und Jahr einen relativ niedrigen Wert im Vergleich zu Navrud (2000) und Sælensminde (1999). Da Sælensminde extrem hohe Werte fand, die eher auf eine starke Belästigung hindeuten, wird der Mittelwert von Navrud (2000) hinzugenommen. Damit ergibt sich eine Zahlungsbereitschaft von 96 €₂₀₀₀ pro Person und Jahr bzw. knapp 212 €₂₀₀₀ pro Haushalt und Jahr für die Vermeidung von mittelmäßiger Belästigung.

Für die Bewertung von „etwas gestört und belästigt“ wird der Wert von Lambert et al. (2001) übertragen auf deutsche Einkommensverhältnisse von 47 €₂₀₀₀ pro Person und Jahr bzw. 104 €₂₀₀₀ pro Haushalt und Jahr verwendet.

Tabelle 41: Zahlungsbereitschaften für die Vermeidung verschiedener Grade der Belästigung durch Verkehrslärm (Synthese der gesammelten empirischen Hinweise).

Grad der Belästigung bzw. Ursprung des Werts	Kontext/Anmerkung	Euro ₂₀₀₀ pro Person und Jahr
Stark bzw. äußerst gestört und belästigt		
Akute Bronchitis	Gesundheit, DW = 0,03	737
Chronische Bronchitis	Gesundheit, DW = 0,311	247
Asthma (chronischer Fall)	Gesundheit, DW = 0,22	223
Diabetes mellitus	Gesundheit, DW = 0,026	324
Asthma-Anfall	Gesundheit, DW = 0,22	319
Lambert (2001)	Verkehrslärm	78 §
Navrud (1997)	Verkehrslärm	24 §
Mittelwert		279
Mittelmäßig gestört und belästigt		
Navrud (2000)	Mittelwert aus Bandbreite	131 §
Lambert (2001)	Mittelmäßig gestört und belästigt	61 §
Mittelwert		96
Etwas gestört und belästigt		
Lambert (2001)	Etwas gestört und belästigt	47 §

Anm.: § Umrechnung von Werten je Haushalt auf Person mit 2,2 Pers/Haushalt.

4.4.2 Bewertung von Gesundheitseffekten

Die Bewertung von Gesundheitseffekten durch Verkehrslärm wird anhand von Werten von Hunt (2001) vorgenommen. Diese entstanden im Rahmen einer Projektzusammenarbeit im Laufe des Jahres 2000. Hunt berücksichtigt dabei Ressourcenkosten für die medizinische Versorgung, Opportunitätskosten und Zahlungsbereitschaften für den individuellen Nutzenverlust (siehe auch Darstellung in Kapitel 2.2.1). Die Werte sind in Tabelle 42 dargestellt.

Tabelle 42 : Monetäre Werte für Gesundheitseffekte.

Endpunkt	Wert	€ ₂₀₀₀
Herzinfarkt (MI), tödlich, 7 Jahre Lebenszeitverlust	96.500	€ pro verlorenes Lebensjahr
Herzinfarkt (nicht tödlich), Krankenhauskosten	680	€ pro Krankenhaustag
Herzinfarkt (nicht tödlich), Arbeitsausfall	100	€ pro Krankentag
Herzinfarkt, Zahlungsbereitschaft zur Vermeidung der Krankheit	14.360	€ pro Fall
Angina pectoris, Krankenhauskosten	680	€ pro Krankenhaustag
Angina pectoris, Arbeitsausfall	100	€ pro Krankentag
Angina pectoris, Zahlungsbereitschaft zur Vermeidung der Krankheit	230	€ pro Tag
Bluthochdruck, Krankenhauskosten	350	€ pro Tag

Quelle: Hunt (2001) und eigene Berechnungen.

4.4.3 Bewertung von Schlafqualität

Die Quantifizierung der Beeinflussung des Nachtschlafs durch Verkehrslärm wird anhand einer Expositions-Wirkungsbeziehung für „subjektive Schlafqualität“ (engl. subjective sleep quality) durchgeführt (siehe Abschnitt 4.3.2). Diese Funktion gibt an, welcher Teil der Bevölkerung in Abhängigkeit des Lärmpegels sich in der subjektiv wahrgenommenen Schlafqualität beeinträchtigt fühlt. Zum augenblicklichen Zeitpunkt sind keine empirischen Studien bekannt, die für die Vermeidung einer Verschlechterung der Schlafqualität eine individuelle Zahlungsbereitschaft ermittelt haben.

Studien

Hunt (2001) beschäftigt sich ebenfalls mit der Bewertung von Schlafstörung (engl. sleep disturbance). Unterschieden werden dabei Ressourcenkosten (medizinische Kosten) und die individuelle Zahlungsbereitschaft. Hunt leitet die medizinischen Kosten aus einer Studie von Leger über die Aufwendungen zur Bekämpfung von Schlaflosigkeit (engl. insomnia) ab. Leger beschäftigte sich mit den Kosten von Schlaflosigkeit in Frankreich (siehe z.B. in Leger, Levy et al. 1999). Daraus ergeben sich durchschnittliche Kosten von 195 €₂₀₀₀ pro Person (Hunt 2001). Darin enthalten sind Kosten für Medizin und andere Substanzen, die den Schlaf fördern, Besuche beim Arzt und Behandlungen durch Schlafspezialisten. Hunt sieht dabei die Folgekosten durch Unausgeschlafensein (Opportunitätskosten) ebenfalls abgedeckt, da diese durch die Ressourcenkosten reduziert werden. Eine individuelle Zahlungsbereitschaft leitet Hunt aus Ähnlichkeitsüberlegungen aus dem Verhältnis Ressourcenkosten zu Zahlungsbereitschaften anderer Gesundheitsendpunkte zu 390 €₂₀₀₀ pro Person und Jahr ab. Dabei werden pro Jahr 13 problematische Nächte zugrunde gelegt.

Müller-Wenk (2003) bewertet Schlafstörung mit Hilfe der Übertragung von Werten aus der Gesundheitsökonomie und kommt dabei zu Werten zwischen 2.500 CHF (tief) und 15.000 CHF (hoch). Dies entspricht Werten zwischen 1.550 €₂₀₀₀ und 9.300 €₂₀₀₀. Dabei wurde für Schlafstörung ein DW von 0,055 verwendet. Dieses DW wurde aus einer Befragung von 64 Mitgliedern des SUVA (Schweizerische Unfallversicherungsanstalt), durchgeführt in der Schweiz im Jahr 2000, gewonnen (Müller-Wenk 2002).

Die in dieser Arbeit verwendeten Endpunkten zur Abschätzung der Zahlungsbereitschaft zur Vermeidung von „starker und extremer Belästigung“ können ebenfalls für Abschätzungen zur Schlafstörung herangezogen werden. Verwendet man ein DW von 0,055 (Müller-Wenk und Hofstetter 2003), so ergibt sich ein Mittelwert von 2.035 €₂₀₀₀.

Hollander et al. (1999) geben ein DW für Schlafstörung (engl. sleep disturbance) von 0,01 gleich dem DW für starke Belästigung an. In Anbetracht des zu bewertenden Endpunktes der subjektiven Schlafqualität wird ein DW von 0,01 eher als angebracht beurteilt gegenüber einem DW von 0,055. Subjektive Schlafqualität beinhaltet nicht nur eine Störung des Schlafs in Form einer Aufweckreaktion in der Nacht, sondern auch ein etwas früheres Aufwachen oder ein „nicht so gutes Einschlafen“. Damit ergibt sich mit den Ansätzen aus Abschnitt 2.4.1.2 ein Mittelwert von 370 €₂₀₀₀, der als Zahlungsbereitschaft pro Person und Jahr in dieser Arbeit verwendet wird.

Für die Bewertung der Verschlechterung der Schlafqualität wird somit in dieser Arbeit die Summe aus den Ressourcenkosten von 195 € pro Person und Jahr und der individuellen Zahlungsbereitschaft zur Vermeidung einer geminderten Schlafqualität von 370 € pro Person und Jahr verwendet. Damit ergeben sich 565 € pro Person und Jahr bzw. 1.243 €₂₀₀₀ je Haushalt und Jahr.

Tabelle 43 : Monetäre Werte für eine Verschlechterung der Schlafqualität.

Endpunkt	€ ₂₀₀₀ pro Person und Jahr
Ressourcen- und Opportunitätskosten	195
Zahlungsbereitschaft zur Vermeidung einer Verschlechterung der Schlafqualität durch Lärm	370
Summe	565

Quelle: Hunt (2001) und eigene Berechnungen.

4.4.4 Bewertung von Gesprächsstörung

Empirische Studien zur direkten Bewertung von Gesprächsstörungen sind nicht bekannt. Hunt (2001) verwendet in seinem Ansatz zur monetären Bewertung von Gesprächsstörung das DALY-Konzept. Hunt bezieht sich dabei auf eine Arbeit von Müller-Wenk (1999), der ebenfalls im Kontext der Bewertung von Gesprächsstörungen eine Befragung bei sechs deutschen Ärzten durchführte, um das DW zu ermitteln. Dabei wurde DW=0,048 gefunden. Hunt gibt den nächstgelegenen, bekannten DW mit DW=0,066 an. Dieser wurde zur Klassifizierung eines „Tages mit wässrigem Durchfall“ ermittelt. Für ein ähnliches Krankheitsbild wurde an anderer Stelle durch eine Kontingente Bewertungsstudie in Portugal und Großbritannien eine WTP von 55 € ermittelt. Hunt schließt daraus auf einen Wert von 41 €/Tag Gesprächsstörung.

In einer neueren Arbeit von Müller-Wenk wurde die Befragung mit einer größeren Stichprobe wiederholt (Müller-Wenk 2002). Jetzt wurde ein DW = 0,033 für Gesprächsstörung ermittelt. Daraus ergibt sich mit der Methode von Hunt ein Wert von 27,5 €/Tag Gesprächsstörung.

4.4.5 Bewertung durch Wertverlust von Immobilien und Mietpreisminderung

4.4.5.1 Methode

Ein großer Teil der Studien, die sich in der Vergangenheit mit der Bewertung von Lärm beschäftigt haben, waren hedonische Preisstudien. Hierbei wird vorausgesetzt, dass die Marktpreise von Gütern auch vom Niveau der Umweltqualität abhängen. Mit statistischen Methoden wird versucht, die Marktpreise, z.B. einer Immobilie, in verschiedene Preisdeterminanten zu zerlegen und dabei als einen Teil das Niveau des Umgebungslärms zu isolieren. Vergleicht man die Marktpreise für ruhig und weniger ruhig gelegene, aber ansonsten gleichwertige Häuser, so kann man daraus die Zahlungsbereitschaft für die „Ruhe“ ableiten. Ebenso wurden Mietpreisunterschiede in Abhängigkeit von Verkehrslärm untersucht. Ausgedrückt wird das Ergebnis einer hedonischen Preisstudie im Allgemeinen als so genannter „Noise Sensitivity Depreciation Index“ (NSDI). Dieser gibt den prozentualen Wertverlust pro dB an. Eine Beschreibung des Konzeptes findet sich z.B. bei Mager (1982).

4.4.5.2 Studien

In der Vergangenheit wurden mehrfach die vorhandenen hedonischen Studien gegenübergestellt, um daraus Rückschlüsse auf Basis eines Mittelwerts zu ziehen. Ebenso wurde der Versuch von Metaanalysen unternommen, um die Gründe der Variationen zwischen den Studien zu erforschen (siehe z.B. Schipper, Nijkamp et al. 1998).

Bateman (2000) listet 28 hedonische Studien über Straßenverkehrslärm auf, die zwischen 1962 und 1990 hauptsächlich in den Vereinigten Staaten, wenige in Europa, durchgeführt wurden. Die berichteten NSDI-Werte liegen in einem Bereich von 0,08 bis 2,2. Ebenso werden 30 Studien für Fluglärm aufgelistet, die jüngste von Yamaguchi (1996), mit NSDI-Werten von 0,29 bis 2,3. Eine weitere Review von Studien wurde von Hawkins (1999) durchgeführt. Die jüngste bekannte Studie für Straßenlärm wurde in der Region um Kopenhagen durchgeführt und findet einen NSDI für $L_{Aeq,24h}$ von 0,54 für Häuser und 0,47 für Appartements (Rich und Nielsen 2002). Ebenfalls eine neuere Studie im Kanton Zürich fand einen NSDI von 0,66 für Einfamilienhäuser (ARE 2001). Es ist äußerst schwierig diese Studien miteinander zu vergleichen, da die Lärmmetrik und die Art der Anwendung von Studie zu Studie unterschiedlich ist (Bateman, Day et al. 2000). Ein weiteres Problem ist die Übertragbarkeit der Studien von dem Ort der Durchführung zu einem anderen Ort. Day (2001) gibt an, dass jeder Immobilienmarkt seine einzigartigen Bedingungen von Angebot und Nachfrage hat. Daher muss erwartet werden, dass jede Studie an einem anderen Ort auch eine andere implizite Preisfunktion für Lärm erbringt. Diese Aussage schränkt die Verwendbarkeit dieser Studien erheblich ein.

Eine allgemein anerkannte Studie wurde von Soguel (1994) in Neuchâtel in der Schweiz für Straßenlärm durchgeführt. Ein NSDI von 0,9 bezogen auf die Nettomiete wurde gefunden. Angewendet auf die mittlere Nettomiete im Jahr 1998 pro Person in Deutschland von 1.796 €₂₀₀₀ (Bickel 2001) ergibt sich eine Zahlungsbereitschaft von 16,2 € pro Jahr und dB ($L_{Aeq,6-22h}$). Mit einer mittleren Haushaltsgröße von 2,18 Personen (BiB 1999) ergeben sich knapp 36 € pro Haushalt, Jahr und dB ($L_{Aeq,6-22h}$).

Vergleichbare Ergebnisse liefert der NSDI von 0,47 von Rich (2002) für Appartements, unterstellt man einen Kaufpreis von 150.000 Euro, eine Abschreibungszeit von 40 Jahren und einen realen Zinssatz von 3 %. Dieser Wert wird auch für Schienenlärm verwendet.

Für die hedonische Bewertung von Fluglärm wird ein NSDI von 0,61 verwendet. Dieser NSDI wurde von Pearce (2000) für London Heathrow aufgrund der Ergebnisse der Metaanalyse von Schipper (1998) gefunden. Mit einem durchschnittlichen Wert pro Einfamilienhaus von 250.000 €₂₀₀₀ in der Umgebung des Flughafens Frankfurt/Main ergibt sich eine einmalige Wertminderung von 1.525 € pro dB über einem Schwellwert von 55 dB. Mit einer Abschreibungszeit von 50 Jahren und einem realen Zinssatz von 3 % ergibt sich eine Annuität von 57 € pro Dezibel, Haushalt und Jahr.

4.4.6 Empfohlende Bewertungsansätze der Europäischen Kommission

Als Ergänzung zur Richtlinie 2002/49/EC über Lärm in der Umwelt gehen von der Generaldirektion Umwelt der Europäischen Kommission (DG Environment) Bestrebungen aus, Lärm monetär zu bewerten. Diese Werte werden als Eingangsgrößen für eine Kosten-Nutzen-Analyse benötigt, die für allgemeine gesetzliche Maßnahmen, so auch für die Lärmbekämpfung, vorgeschrieben ist. Ein Expertengremium, das sich mit Gesundheit und sozioökonomischen Aspekten von Lärm beschäftigt, legte am 21. März 2003 den Entwurf einer entsprechenden Empfehlung vor (WG HSEA 2003).

Basierend auf der Zusammenfassung von Navrud (2002) und unter Berücksichtigung bestehender Unsicherheiten wird ein Wert von 25 € pro dB (L_{den}) pro Haushalt und Jahr für die Bewertung von Straßenlärm empfohlen. Dieser Wert ist anwendbar für einen Schwellwert zwischen 50 und 55 dB_{Lden}.

Für die Übertragung dieses Wertes auf Flug- und Schienenlärm wird die Anwendung von Anpassungsfaktoren empfohlen, jedoch werden keine konkreten Werte genannt. Es liegt jedoch nahe, diese Anpassung anhand der Unterschiede in den Belästigungskurven von Miedema (Miedema und Oudshoorn 2001) vorzunehmen. Dieser Faktor beträgt 1,55 zwischen Straßen- und Fluglärm und 0,6 zwischen Straßen- und Schienenlärm. Damit ergeben sich Werte von 39 € pro dB (L_{den}) pro Haushalt und Jahr für die Bewertung von Fluglärm und 15 € pro dB (L_{den}) pro Haushalt und Jahr für die Bewertung von Schienenlärm.

Als Schwellenwert wird in der überwiegenden Zahl der Studien 55 dB_{Lden} angesetzt. Nachdem aber auch unterhalb dieser Schwelle zweifellos Belästigungswirkungen auftreten und die o.g. Empfehlung eine Bandbreite von 50–55 dB nennt, wird alternativ auch mit einem Schwellenwert von 50 dB gerechnet.

4.4.7 Zusammenfassung der monetären Bewertung von Lärm

In den vorangegangenen Abschnitten wurden die Ansätze zur Berechnung externer Kosten durch Lärm (Straßen-, Schienen- und Fluglärm) sowohl für den Wirkungspfadansatz als auch für direkte und indirekte Bewertungsmethoden aufgezeigt. Folgende Ansätze lassen sich unterscheiden:

1. Wirkungspfadansatz: charakterisiert durch Trennung von Wirkung und Bewertung;
2. Direkte Methoden: Wertermittlung durch Befragungsstudien (z. B. KBM);
3. Indirekte Methoden: Wertermittlung durch Marktbeobachtung (hedonische Studien).

Unter Experten allgemein anerkannt ist, dass externe Kosten durch Gesundheitswirkungen zu den Werten, die durch Befragungsstudien oder hedonische Studien ermittelt wurden, addiert werden müssen, da diese i. Allg. von der Bevölkerung nicht berücksichtigt werden. Jedoch

sind die Ergebnisse direkter und indirekter Methoden, die beide hauptsächlich auf Belästigung abzielen, und die Bewertung der Belästigung mit dem Wirkungspfadansatz nicht addierbar.

Die in dieser Arbeit verwendeten Wertansätze sind in Tabelle 44 zusammengefasst. Die Schwellwerte 50 und 55 bei der Bewertung nach WG HSEA werden alternativ angewendet und sind als untere und obere Abschätzung interpretierbar. Bei der Bewertung nach dem hedonischen Preisansatz ist eine Anwendung für den Schwellwert 50 dB nicht ohne Anpassung des NSDI der zugrunde liegenden Studien möglich.

Tabelle 44: Zusammenfassung der Wertansätze für die Bewertung von Verkehrslärm.

Kategorie			
Gesundheitseffekte	Verschiedene, siehe Tabelle 42		
Belästigung	Leicht	104,-	€ ₂₀₀₀ pro Haushalt und Jahr
	Mittel	212,-	
	Stark	613,-	
Subjektive Schlafqualität		1243,-	€ ₂₀₀₀ pro Haushalt und Jahr
Hedonische Bewertung	Straße	36,-	€ ₂₀₀₀ je Dezibel L _{Aeq 6-22h} über Schwellwert 55 dB pro Haushalt und Jahr
	Schiene [§]	36,-	
	Fluglärm	57,-	
Bewertung L _{den}	Straße	25,-	€ ₂₀₀₀ je Dezibel L _{den} über Schwellwert 50 bzw 55 dB pro Haushalt und Jahr
	Schiene	13,-	
	Fluglärm	39,-	

Anm.: [§] Bei Schienenverkehr wird der so genannte Schienenbonus von 5 dB(A) angewendet.

4.5 Berechnung von Grenzkosten

Wie in Kapitel 2.1.1 bereits ausgeführt werden unter den externen Grenzkosten die Kosten verstanden, die einer kleinen Änderung der Verkehrsnachfrage zuzuordnen sind. Wie dort ausgeführt ist, sind dies in der Praxis die Kosten, die einem letzten zusätzlichen Fahrzeug zuzuordnen sind.

Analog zur Vorgehensweise bei der Berechnung von Grenzkosten durch Luftschadstoffe (siehe Abschnitt 3.6) werden zur Berechnung von Grenzkosten zwei Szenarien modelliert:

- a) ein Referenzszenario und
- b) ein Szenario mit der um ein Fahrzeug erhöhten Verkehrsmenge.

Die Differenz der Ergebnisse liefert die Grenzkosten.

Ein häufig kritisierte Punkt für die Anwendung von marginalen Kosten im Problemfeld Verkehrslärm ist die Tatsache, dass sie, zumindest in der Literatur, mit zunehmendem Gesamtpegel sinken. Würde man eine Internalisierung anstreben, so wären die Kosten für den Einzelnen gering, je mehr Verkehr auf der Straße (oder Schiene, oder Flugplatz) schon herrscht. Kritisiert wird also, dass dieses Konzept prinzipiell nicht zu einer Verkehrsreduktion führt oder auch nicht zu einem entsprechenden, mit dem Verkehr steigenden Mittelrückfluss zur Finanzierung von Lärmschutzmaßnahmen. Dem kann entgegen gehalten werden, dass ein lenkender Effekt eintritt, denn ein Verursacher wird auf der Suche nach der kostengünstigsten Fahrtroute die verkehrsreichste Straße wählen, was zu einer Bündelung des Verkehrs auf weniger Straßen führt.

Konstante Anzahl Betroffener

Geht man von einer konstanten Anzahl Betroffener aus, so ist dieser Effekt vor allem bei einer linearen Bewertung je Dezibel gegeben. In dieser Arbeit werden jedoch mit der Bewertung der Gesundheitswirkungen und der Belästigung zwei Bewertungsverfahren vorgeschlagen, die diesem Effekt teilweise entgegenwirken. Der Grund ist einerseits das Auftreten von Schwellwerten, d.h. Gesundheitswirkungen sind beispielweise unter einem Schwellwert von $70 \text{ dB}_{\text{Lden}}$ gar nicht vorhanden, ist der Schwellwert überschritten, addieren sie sich jedoch. Andererseits ist die Wirkung bei Gesundheitseffekten und Belästigungsreaktionen nicht mehr linear von der Höhe des Pegels abhängig, sondern steigt mit der Höhe des Pegels überproportional an. Eine konstante Anzahl Betroffener ist vor allem bei Straßen- und Schienenlärm gegeben, da innerorts der Schall gut durch die erste Bebauungsreihe gedämpft wird.

Nicht-konstante Anzahl Betroffener

Da bei Fluglärm durch startende und landende Flugzeuge keine Lärmbarrieren auftreten, ist hier die Größe des Lärmteppichs mit einer Änderung des Verkehrsaufkommens nicht konstant. Mit steigendem Flugverkehr sind je nach Bevölkerungsverteilung immer mehr Menschen von Fluglärm mit bestimmten Pegel- und Schwellwertüberschreitungen betroffen. Daher kann der Effekt von sinkenden marginalen Kosten zwar mit Blick auf den Einzelnen, aber nicht in der Summe über alle Betroffene beobachtet werden.

4.6 Unsicherheiten

Unsicherheiten bei der Berechnung externer Kosten durch Verkehrslärm lassen sich analog zu den Unsicherheiten der externen Kosten durch Luftschadstoffe wie folgt kategorisieren (in Anlehnung an Rabl 2001):

1. Modelle: Unsicherheiten in den Teilmodellen, z.B. Schallausbreitung, Kausalität der Expositions-Wirkungsbeziehungen etc.
2. Daten: Unsicherheiten von Daten und Modellparameter, z.B. Emissionsdaten, Verkehrsdaten, Kostendaten für die Bewertung etc.

Unsicherheiten in den Lärmmodellen werden im Gegensatz zur Luftschadstoffausbreitung als geringer eingeschätzt. Es kommen weitgehend etablierte Modelle für die Berechnung von Straßen-, Schienen- und Fluglärm zum Einsatz. Ergebnisse der Lärmausbreitung sind im Gegensatz zur Luftschadstoffausbreitung über die resultierenden Gesamtpegel zu plausibilisieren, während bei Luftschadstoffausbreitung immer der lokale und regionale Schadstoffeintrag zu addieren sind, wobei beide im Allgemeinen unbekannt sind.

Das Straßenverkehrslärmmodell RLS-90 berechnet den Pegel für leichten Wind (3 m/s) von der Straße zum Immissionsort und für Temperaturinversion. Dies führt tendenziell zu einer Überschätzung des Pegels. Da jedoch diese Einflüsse nur mit zunehmender Entfernung relevant sind, wird angenommen, dass dies bei Ortsdurchfahrten und Pegeln an der ersten Bebauungsreihe nicht ins Gewicht fällt.

Für Schienenlärm ist bekannt, dass Emissionswerte eine breite Streuung aufweisen: z.B. 9 dB(A) für schiebengebremste Wagen, 6 dB(A) für block-gbremste Personenzüge und ein Bereich von 3,5 dB(A) für Güterzüge (Leeuwen 1999). Die Auswirkungen dieser Streubreiten konnte jedoch nicht untersucht werden, da entsprechende Informationen für das verwendete Schienenmodell nicht vorlagen.

Die Kausalität der Expositions-Wirkungsbeziehungen beschränkt sich bei Lärm auf die Gesundheitswirkungen und stellt bei den anderen Wirkungen wie Schlafqualität und Belästigung weit geringere Probleme dar als bei Luftschadstoffen.

Ein wesentlicher Teil der Ergebnisse resultiert aus der Bewertung der Belästigung. Die hierfür verwendeten Studien weisen eine breite Streuung auf und auch die aus der Analogie zur Gesundheitsökonomie abgeleiteten Werte unterliegen ebenfalls der Unsicherheit, die jedoch nicht formal behandelt werden kann, sondern lediglich empirisch zu verifizieren wäre.

Dieser maßgebende Parameter wird daher mit Hilfe einer Sensitivitätsanalyse untersucht.

- a.) Die Bewertung der Belästigungsreaktion wird doppelt so hoch angesetzt: damit liegt der Wert im Bereich der von Saelensminde(1999) gefundenen Zahlungsbereitschaften.
- b.) Die Bewertung wird halbiert: damit ist man eher bei den Werten von Lambert (2001) bzw. Navrud (2000), jedoch weit unter denen von Saelensminde (1999).

5 Fallstudien zur Berechnung externer Grenzkosten durch Luftschadstoffe

Unter den externen Grenzkosten werden die externen Kosten verstanden, die einer kleinen Änderung der Verkehrsnachfrage zuzuordnen sind. Für die externen Grenzkosten, die durch Luftschadstoffe verursacht werden, ist die gegebene Belastung der Atmosphäre, d.h. die gesamten Emissionen des Verkehrssektors und aller anderen Sektoren, als Ausgangspunkt zu berücksichtigen. Dies trifft für die Luftchemie und im Falle von Schwellwerten oder Belastungsgrenzen der Umwelt zu. Weiterhin können sich diese Grenzkosten von Ort zu Ort durch variierende Bevölkerungsdichte und -verteilung und durch meteorologische Bedingungen in ihrer Höhe unterscheiden. Die Bandbreite der externen Grenzkosten durch Luftschadstoffemissionen wird im folgenden Kapitel durch eine Reihe von Fallstudien für den Straßen-, Schienen-, Flug- und Binnenschiffsverkehr untersucht. Die marginalen Schadenskosten durch Luftschadstoffe sind zunächst je Fahrzeugkilometer dargestellt und durch die marginalen Vermeidungskosten der Treibhausgasemissionen ergänzt. Die Ortsabhängigkeit der Kosten im Fall des Straßenverkehrs wird anhand der Kosten je Tonne emittiertem Schadstoff aufgezeigt. In der Zusammenfassung werden die Ergebnisse auf die Verkehrsleistung, also je Personen- oder Tonnenkilometer, umgerechnet, sodass die verschiedenen Verkehrsmittel und -träger zu vergleichen sind. Allen Ergebnissen in diesem Kapitel ist das Wertegerüst aus Kapitel 3 zugrunde gelegt.

5.1 Straßenverkehr

Externe Grenzkosten durch Luftschadstoffemissionen werden für vier Fallstudien berechnet:

- FS1_{Luft}** Stuttgart, Hohenheimer Straße (Baden-Württemberg) – **innerorts**;
- FS2_{Luft}** Berlin, Frankfurter Allee – **innerorts**;
- FS3_{Luft}** Basel nach Karlsruhe A5 (Baden-Württemberg) – **Autobahn, außerorts**;
- FS4_{Luft}** Strasburg nach Neubrandenburg (Mecklenburg-Vorpommern) – **Überland**.

Die Fallstudien ermöglichen durch unterschiedliche Charakteristiken die Untersuchung folgender Einflussfaktoren:

- Einfluss der verschiedenen Verkehrssituationen: innerorts, außerorts, Autobahn;
- Einfluss der meteorologische Bedingungen;
- Einfluss der Bevölkerungsdichte im Nahbereich der Quelle.

FS1 und FS2 stellen innerorts Straßen dar, die sich sowohl durch ihre Bevölkerungsdichte als auch durch die meteorologischen Bedingungen unterscheiden. FS3 und FS4 stellen Straßen außerorts dar, die sich aufgrund unterschiedlicher Verkehrssituationen in ihren Geschwindigkeiten und Fahrmustern und damit in ihren Emissionen unterscheiden. Zudem unterscheiden sich FS3 und FS4 ebenfalls durch die Meteorologie und die Bevölkerungsdichte.

Die Berechnungen wurden mit der Software EcoSense-Transport durchgeführt, die in Kapitel 3 beschrieben ist.

5.1.1 Stuttgart, Hohenheimer Straße: innerorts

Der Großraum Stuttgart ist gekennzeichnet durch eine sehr niedrige Windgeschwindigkeit von im Jahresmittel 2,6 m/s. Schwachwindsituationen sind mit über 30 % sehr häufig. Die

Stabilitätsklassen sind zwischen „sehr labil“, „labil“ und „neutral“ annähernd gleich verteilt. Insgesamt deutet die meteorologische Situation auf eine schwache Verdünnung von Luftschadstoffen hin und somit auf relativ hohe Konzentrationen im Nahbereich der Quelle. Die langjährige gemessene Verteilung der Windgeschwindigkeits- und Stabilitätsklassen ist in Abbildung 14 dargestellt.

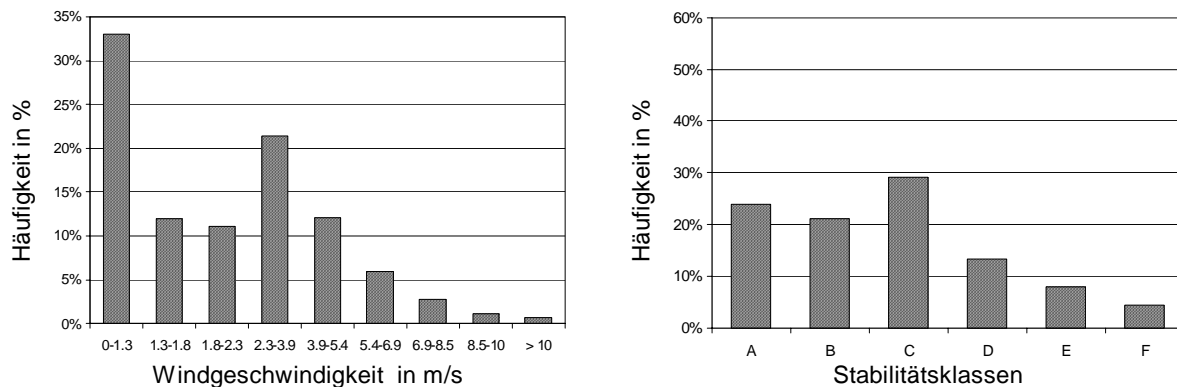


Abbildung 14: Häufigkeitsverteilungen für Windgeschwindigkeit und Stabilitätsklassen für den Großraum Stuttgart (Quelle: Deutscher Wetterdienst (1999)).

Die Bevölkerungsdichte ist sowohl im Stadtzentrum von Stuttgart, als auch im Großraum Stuttgart sehr groß. So sind in einem Umkreis von 25 km Radius 1,9 Millionen Menschen den Luftschadstoffemissionen der Fallstudie potenziell exponiert. Die Verteilung der Bevölkerungsdichte ist in Abbildung 15 dargestellt.

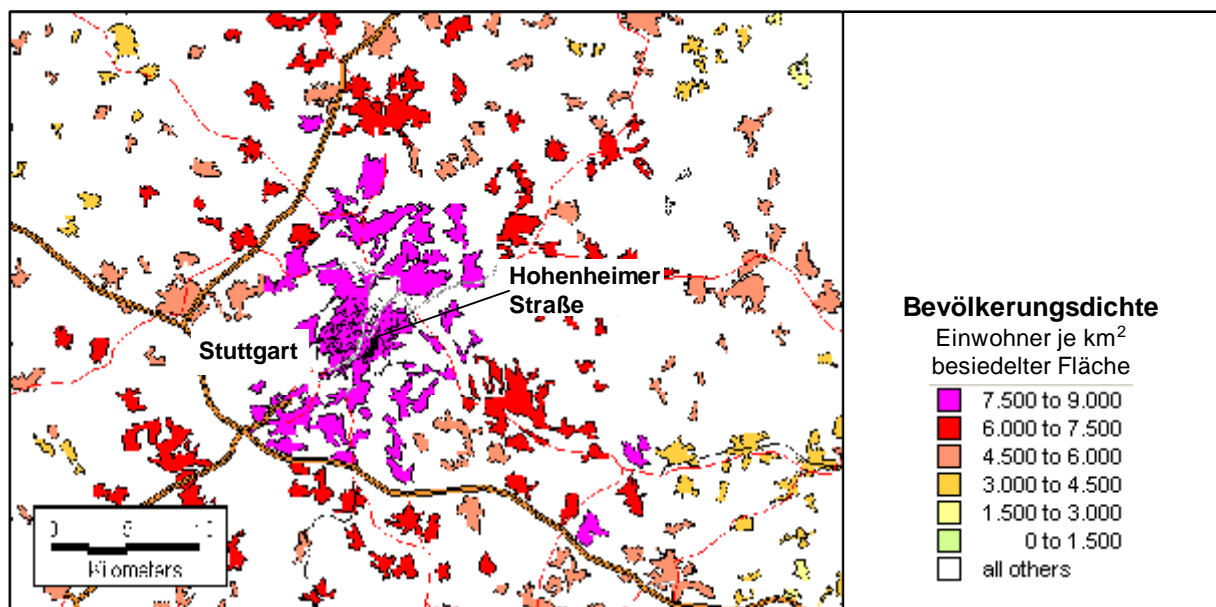


Abbildung 15: GIS-Karte der Bevölkerungsdichte auf besiedelter Fläche für die Fallstudie Stuttgart Hohenheimer Straße (FS1).

Für FS1 ergeben sich externe Grenzkosten durch luftgetragene Emissionen für das Motorrad zu 1,1 Cent/Fzg-km und für die Pkw zu zwischen 1,2 und 3 Cent/Fzg-km. Schwere Dieselfahrzeuge erreichen Werte zwischen 20 und 29 Cent/Fzg-km. Die direkten Kosten des Motorrads werden dominiert durch die hohen NMVOC-Emissionen, die zu hohen Kosten durch Ozon führen. Bei den Pkw mit Ottomotor überwiegen mit sinkenden direkten

Emissionen die Kosten der indirekten Emissionen. Bei letzteren macht die Kraftstoffbereitstellung etwa 65 % aus. Bei Fahrzeugen mit Dieselmotor hingegen machen die direkten Emissionen zwischen 60 % und 90 % der Kosten durch Luftschadstoffe aus. Die Ergebnisse sind in Tabelle 45 dargestellt.

Den Ergebnissen liegt eine detaillierte Modellierung der direkten Emissionen (Tabelle 1), der Ausbreitung der emittierten Luftschadstoffe im Nahbereich, des Transports und der chemischen Umwandlung über Europa (Ferntransport) und der entsprechenden Schadensberechnung für menschliche Gesundheit, Materialschäden und Auswirkungen auf Feldpflanzen zugrunde. Emissionen aus vor- und nachgelagerten Prozessen sind unter dem Begriff „indirekte Emissionen“ zusammengefasst. Dies sind Emissionen aus der Fahrzeugbereitstellung und Kraftstoffbereitstellung. Berücksichtigt sind Herstellung, Instandhaltung und Entsorgung des Fahrzeugs sowie die Emissionen aus der Raffinerie und der Verteilung zur Tankstelle (siehe Abschnitt 3.1.1.2). Da die genauen Emissionsorte im Einzelnen nicht bekannt sind, werden indirekte Emissionen als diffuse Emissionen betrachtet und mit durchschnittlichen Schadensfaktoren für Emissionen in Deutschland bewertet. Die Schadensfaktoren sind in Tabelle 46 dargestellt.

Tabelle 45: Externe Grenzkosten für Straßenfahrzeuge durch luftgetragene Emissionen für die Fallstudie Stuttgart, Hohenheimer Straße (FS1).

	EUR ₂₀₀₀ / (100 Fzg-km)	Luftschadstoffe			Treibhausgase			Σ gesamt
		Direkte Emissionen	Indirekte Emissionen	Σ	Direkte Emissionen	Indirekte Emissionen	Σ	
Otto	Motorrad ^{a)}	0,57	0,23	0,8	0,29	0,04	0,3	1,1
	Pkw Euro1 ^{b)}	0,42	0,56	1,0	0,48	0,15	0,6	1,6
	Pkw Euro2 ^{b)}	0,32	0,55	0,9	0,47	0,15	0,6	1,5
	Pkw Euro4 ^{b)}	0,18	0,54	0,7	0,43	0,15	0,6	1,3
Diesel	Pkw Euro1 ^{b)}	2,22	0,34	2,6	0,32	0,12	0,4	3,0
	Pkw Euro2 ^{b)}	1,84	0,34	2,2	0,31	0,12	0,4	2,6
	Pkw Euro4 ^{b)}	0,47	0,33	0,8	0,29	0,12	0,4	1,2
	LNF ^{c)}	2,67	0,77	3,4	0,56	0,18	0,7	4,2
	Sattelzug ^{c)}	22,25	2,54	24,8	3,28	0,67	3,9	28,7
	Reisebus ^{c)}	15,80	1,71	17,5	2,28	0,43	2,7	20,2
	Linienbus ^{c)}	17,21	1,83	19,0	2,54	0,46	3,0	22,0

a) EURO0; b) 1,4-2l; c) EURO2

Tabelle 46: Schadenskosten je Tonne emittiertem Schadstoff für Emissionen aus vor- und nachgelagerten Prozessen in Deutschland.

EUR ₂₀₀₀ /t	CO	PM ₁₀	SO ₂ – direkt	SO ₂ – durch sek. Feinstaub	NOx – durch sek. Feinstaub	NOx – über Ozon	NM VOC über Ozon
Indirekte Emissionen	2,4	9.000	5.800	28.000	5.700	-600	2.000

5.1.2 Berlin, Frankfurter Allee: innerorts

Berlin wurde als größte deutsche Stadt als Ort für die zweite städtische Fallstudie ausgewählt. Der betrachtete Straßenabschnitt befindet sich auf der Frankfurter Allee, zwischen Frankfurter Tor und Möllendorffstraße. Die Verteilung der Windgeschwindigkeit im Großraum Berlin zeigt eine ausgeprägte Häufigkeit von mittleren und auch höheren Windgeschwindigkeiten mit einem Jahresmittelwert von 4 m/s. Dies deutet auf eine eher rasche Verdünnung von Luftschadstoffemissionen und damit geringere Konzentrationen im Nahbereich der Quelle hin. Die Atmosphäre ist mit knapp über 50 % überwiegend neutral geschichtet. Die meteorologischen Kennwerte sind in Abbildung 16 dargestellt.

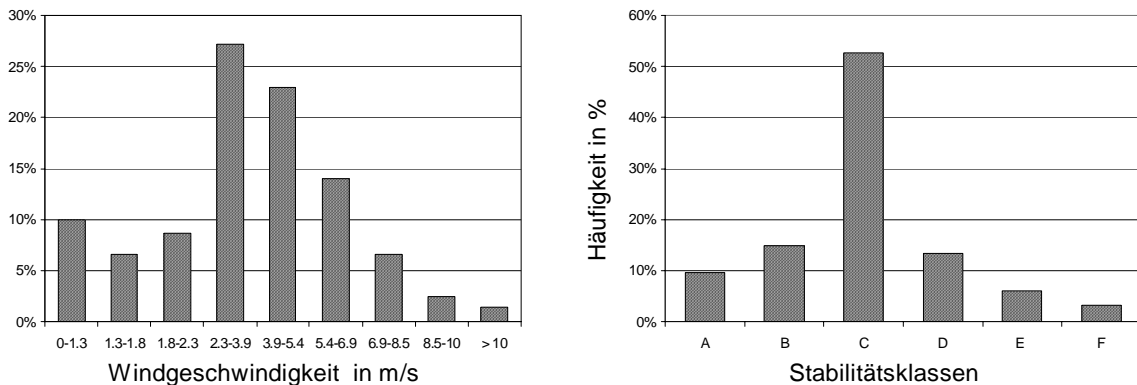


Abbildung 16: Häufigkeitsverteilungen für Windgeschwindigkeit und Stabilitätsklassen für den Großraum Berlin (Quelle: Deutscher Wetterdienst (1999)).

In Berlin ist die Bevölkerungsdichte relativ hoch, allerdings zeigt sich ein starker Abfall außerhalb der Stadtgrenze. Die Fallstudie FS2 verzeichnet etwa 3,9 Millionen Menschen im Nahbereich der Emissionsquelle. Dieser Nahbereich hat etwa die Größe eines Kreises mit 25 km Radius, die den Luftschadstoffemissionen potenziell ausgesetzt sind. Die Bevölkerungsdichte und -verteilung ist in Abbildung 17 dargestellt.

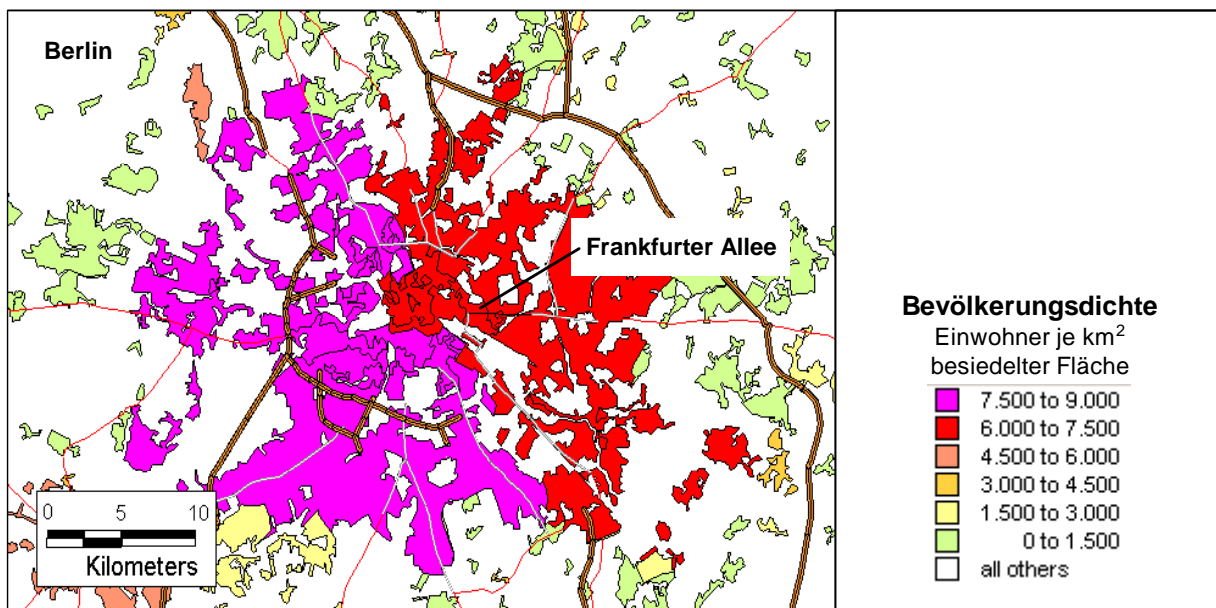


Abbildung 17: GIS-Karte der Bevölkerungsdichte auf besiedelter Fläche für die Fallstudie FS2.

Insgesamt ergeben sich externe Grenzkosten für das Motorrad zu 1,1 Cent/Fzg-km, für die Pkw zu zwischen 1,0 und 1,9 Cent/Fzg-km und für die schweren Dieselfahrzeuge zu zwischen 14 und 19 Cent/Fzg-km. Die Ergebnisse für die Fallstudie FS2 sind in Tabelle 47 dargestellt.

Tabelle 47: Externe Grenzkosten für Straßenfahrzeuge durch luftgetragene Emissionen für die Fallstudie Berlin, Frankfurter Allee (FS2).

EUR ₂₀₀₀ / (100 Fzg km)	Luftschadstoffe			Treibhausgase			Σ gesamt
	Direkte Emissionen	Indirekte Emissionen	Σ	Direkte Emissionen	Indirekte Emissionen	Σ	
Motorrad ^{a)}	0,52	0,23	0,8	0,29	0,04	0,3	1,1
Otto Pkw Euro1 ^{b)}	0,27	0,56	0,8	0,48	0,15	0,6	1,5
Pkw Euro2 ^{b)}	0,19	0,55	0,7	0,47	0,15	0,6	1,4
Pkw Euro4 ^{b)}	0,10	0,54	0,6	0,43	0,15	0,6	1,2
Diesel Pkw Euro1 ^{b)}	1,13	0,34	1,5	0,32	0,12	0,4	1,9
Pkw Euro2 ^{b)}	0,93	0,34	1,3	0,31	0,12	0,4	1,7
Pkw Euro4 ^{b)}	0,25	0,33	0,6	0,29	0,12	0,4	1,0
LNF ^{c)}	1,36	0,77	2,1	0,56	0,18	0,7	2,9
Sattelzug ^{c)}	12,94	2,54	15,5	3,28	0,67	3,9	19,4
Reisebus ^{c)}	9,19	1,71	10,9	2,28	0,43	2,7	13,6
Linienbus ^{c)}	10,20	1,83	12,0	2,54	0,46	3,0	15,0

^{a)} EURO0; ^{b)} 1,4-21; ^{c)} EURO2

5.1.3 Basel-Karlsruhe: Autobahn

Die Fallstudie Basel-Karlsruhe Autobahn (FS3) stellt einen etwa 200 km langen Straßenabschnitt dar, der außerorts verläuft und Fahrzeuge mit hohen Geschwindigkeiten abbildet. Die Windgeschwindigkeit im Jahresmittel in diesem Teil des Rheintals beträgt etwa 2,6 m/s mit einer deutlichen Häufung von Schwachwindsituationen. Die Schichtung der Atmosphäre ist überwiegend neutral. Die meteorologischen Daten, dargestellt in Abbildung 18, deuten daher eher auf eine langsame Verdünnung mit einem hohen Beitrag zu den Gesamtmissionen im Nahbereich der Quelle hin.

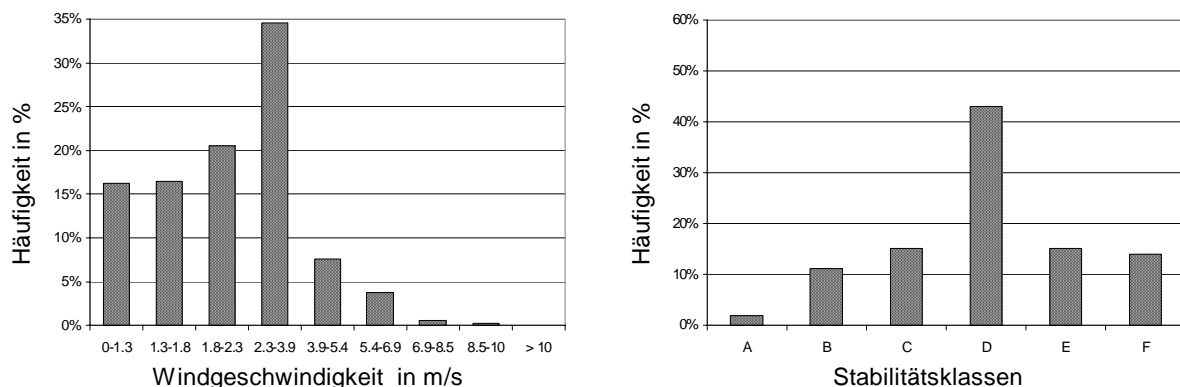
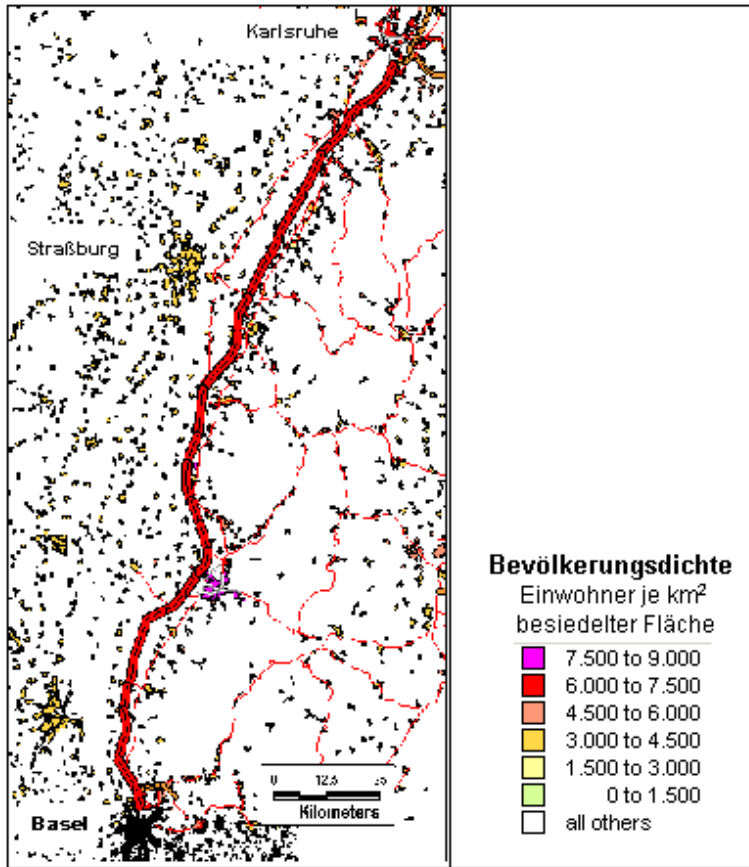


Abbildung 18: Häufigkeitsverteilungen für Windgeschwindigkeit und Stabilitätsklassen (Quelle: eigene Berechnungen nach EMEP-Meteorologie-Daten (Lenschow und Tarrason 2000)).



Das Gebiet dieser Fallstudie ist unmittelbar entlang der Strecke relativ dicht besiedelt. Dazu liegen 3 große Städte (Basel, Straßburg und Karlsruhe) an der Strecke. Im Gegensatz dazu ist das Gebiet des Schwarzwaldes östlich der Strecke sehr dünn besiedelt. In der Summe finden sich daher nur etwa 3,3 Millionen Betroffene im Nahbereich der Strecke. Da die Strecke jedoch 200 km lang ist, ergibt sich eine mittlere Bevölkerungsdichte im Nahbereich der Autobahn von 330 Einwohnern pro Quadratkilometer. Die Bevölkerungsdichte und -verteilung ist in Abbildung 19 dargestellt.

Abbildung 19: GIS-Karte der Bevölkerungsdichte auf besiedelter Fläche für die Fallstudie FS3.

Die Ergebnisse für die Fallstudie FS3 sind in Tabelle 48 dargestellt. Für die durchschnittliche Verkehrssituation auf Autobahnen ergeben sich externe Kosten durch luftgetragene Emissionen für ein Motorrad zu ca. 1,3 Cent/Fzg-km, für die Pkw zu zwischen 1,1 und 1,9 Cent/Fzg-km und für die schweren Dieselfahrzeuge zu zwischen ca. 10 und 14 Cent/Fzg-km.

Tabelle 48: Externe Grenzkosten für Straßenfahrzeuge durch luftgetragene Emissionen für die Fallstudie Basel-Karlsruhe, Autobahn (FS3).

	EUR ₂₀₀₀ / (100 Fzg km)	Luftschadstoffe			Treibhausgase			Σ gesamt
		Direkte Emissionen	Indirekte Emissionen	Σ	Direkte Emissionen	Indirekte Emissionen	Σ	
Otto	Motorrad ^{a)}	0,72	0,23	0,9	0,29	0,04	0,3	1,3
	Pkw Euro1 ^{b)}	0,70	0,49	1,2	0,39	0,14	0,5	1,7
	Pkw Euro2 ^{b)}	0,47	0,48	1,0	0,37	0,14	0,5	1,5
	Pkw Euro4 ^{b)}	0,19	0,47	0,7	0,34	0,14	0,5	1,1
Diesel	Pkw Euro1 ^{b)}	1,07	0,34	1,4	0,33	0,13	0,5	1,9
	Pkw Euro2 ^{b)}	0,80	0,34	1,1	0,33	0,12	0,5	1,6
	Pkw Euro4 ^{b)}	0,30	0,33	0,6	0,30	0,12	0,4	1,1
	LNF ^{c)}	1,30	0,80	2,1	0,62	0,19	0,8	2,9
	Sattelzug ^{c)}	8,78	2,03	10,8	2,18	0,56	2,7	13,5
	Reisebus ^{c)}	6,48	1,38	7,9	1,56	0,36	1,9	9,8

^{a)} EURO0; ^{b)} 1,4-2l; ^{c)} EURO2

Aufgrund der ca. 2- bis 3-fach höheren NO_x -Emission der Otto-Pkw in der Autobahn- gegenüber der Innerortsverkehrssituation sind hier die direkten Kosten durch Luftschadstoffe ebenfalls etwa um den Faktor 2 höher. Durch den besseren Wirkungsgrad des Ottomotors bei höherer Last sinken die direkten Treibhausgasemissionen, sodass sich in diesem Fall die Summe gegenüber FS2 kaum ändert. Während für Diesel Pkw die NO_x -Emissionen weniger von der Geschwindigkeit beeinflusst werden, verdoppeln sich z.B. für den Diesel Pkw Euro4 die Feinstaubemissionen gegenüber innerorts. Dies schlägt sich in den Ergebnissen im Vergleich zu FS1 und FS2 jedoch weniger stark nieder, da die Bevölkerungsdichte im Nahbereich wesentlich geringer ist, und damit weniger Personen durch hohe Konzentrationen geschädigt werden.

5.1.4 Strasburg-Neubrandenburg: Überland

Die Strecke von Strasburg nach Neubrandenburg wurde als vierte Fallstudie gewählt um eine untere Abschätzung für die Grenzkosten durch die geringe Bevölkerungsdichte und relativ hohe Windgeschwindigkeit zu erhalten. In Mecklenburg-Vorpommern liegt die mittlere Bevölkerungsdichte mit 78 Einwohnern pro km^2 um das knapp Vierfache unter derjenigen von Baden-Württemberg (Statistisches Bundesamt 1999). FS4 repräsentiert somit eine Überlandfahrt durch ein sehr ländliches Gebiet.

Die meteorologischen Daten, dargestellt in Abbildung 20, sind ähnlich verteilt wie die der Fallstudie FS2 (Berlin). Die relativ hohe Windgeschwindigkeit von 4,1 m/s im Jahresmittel lässt auf eine rasche Verdünnung von Luftschadstoffen schließen, da die Konzentration proportional zu $1/\text{Windgeschwindigkeit}$ ist. Dem entgegen steht jedoch die geringe Rauigkeitslänge der Landschaft, die sich in den Parametern des Ausbreitungsmodells für den Nahbereich niederschlägt.

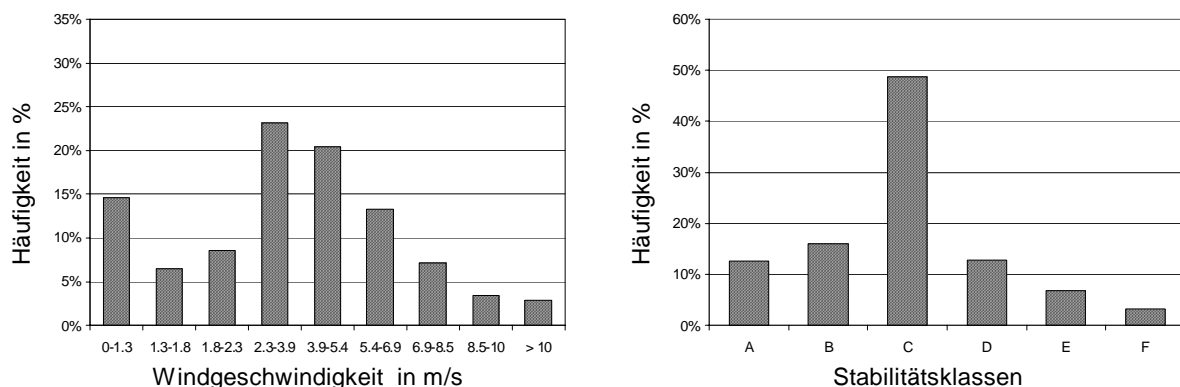


Abbildung 20: Häufigkeitsverteilungen für Windgeschwindigkeit und Stabilitätsklassen (Quellen: Deutscher Wetterdienst (1999)).

In Abbildung 21 ist die Bevölkerungsverteilung für FS4 dargestellt. Zum einen ist die Bevölkerungsdichte auf besiedeltem Gebiet abgesehen von der Stadt Neubrandenburg sehr gering, zum anderen ist die Dichte der Ortschaften ebenfalls sehr gering, was auf der GIS-Karte gut zu erkennen ist. Entlang der Strecke auf einer Länge von 39 km sind im Nahbereich im Abstand von 25 km knapp 270.000 Einwohner betroffen. Daraus ergibt sich eine mittlere Bevölkerungsdichte im Nahbereich von 68 Einwohnern pro km^2 im Vergleich zu knapp 1.000 Einwohnern pro km^2 der Fallstudie FS1.

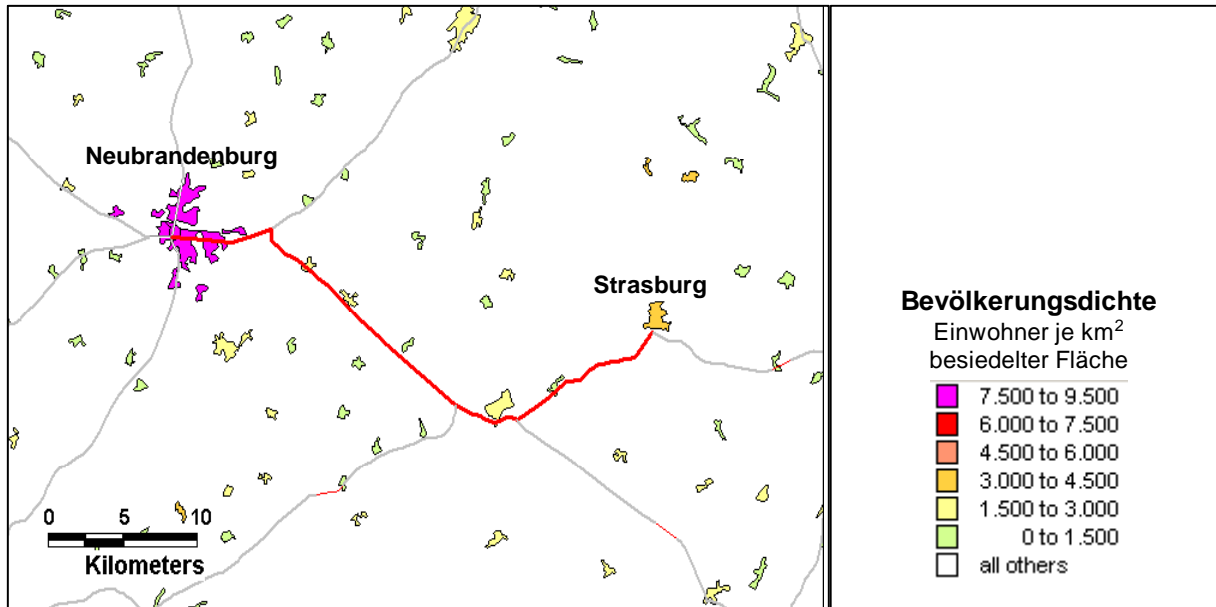


Abbildung 21: GIS-Karte der Bevölkerungsdichte auf besiedelter Fläche für die Fallstudie Strasburg-Neubrandenburg (FS4).

Für die Verkehrssituation „außerorts“ in einer sehr ländlichen Umgebung ergeben sich externe Kosten durch luftgetragene Emissionen für ein Motorrad zu 0,9 Cent/Fzg-km, für die Pkw zu zwischen 0,8 und 1,2 Cent/Fzg-km und für die schweren Dieselfahrzeuge zu zwischen ca. 7 und 11 Cent/Fzg-km. Die Ergebnisse für die direkten Emissionen sinken gegenüber FS3 im Mittel um 50 %. Die externen Kosten durch luftgetragene Emissionen insgesamt gehen im Durchschnitt auf 72 % gegenüber FS3 und 55 % gegenüber FS1 zurück. Die Ergebnisse für die Fallstudie FS3 sind in Tabelle 49 dargestellt.

Tabelle 49: Externe Grenzkosten für Straßenfahrzeuge durch luftgetragene Emissionen für die Fallstudie Strasburg-Neubrandenburg (FS4).

	EUR ₂₀₀₀ / (100 Fzg km)	Luftschadstoffe			Treibhausgase			Σ gesamt
		Direkte Emissionen	Indirekte Emissionen	Σ	Direkte Emissionen	Indirekte Emissionen	Σ	
Otto	Motorrad ^{a)}	0,42	0,18	0,6	0,23	0,03	0,3	0,9
	Pkw Euro1 ^{b)}	0,22	0,46	0,7	0,35	0,14	0,5	1,2
	Pkw Euro2 ^{b)}	0,15	0,45	0,6	0,34	0,14	0,5	1,1
	Pkw Euro4 ^{b)}	0,05	0,44	0,5	0,31	0,13	0,4	0,9
Diesel	Pkw Euro1 ^{b)}	0,47	0,31	0,8	0,26	0,12	0,4	1,2
	Pkw Euro2 ^{b)}	0,38	0,31	0,7	0,25	0,12	0,4	1,1
	Pkw Euro4 ^{b)}	0,14	0,30	0,4	0,24	0,12	0,4	0,8
	LNF ^{c)}	0,62	0,73	1,4	0,47	0,17	0,6	2,0
	Sattelzug ^{c)}	6,34	1,96	8,3	2,03	0,54	2,6	10,9
	Reisebus ^{c)}	4,38	1,31	5,7	1,40	0,35	1,8	7,4
	Linienbus ^{c)}	6,06	1,50	7,6	1,82	0,39	2,2	9,8

^{a)} EURO0; ^{b)} 1,4-2l; ^{c)} EURO2

5.1.5 Ergebnisse

Ortsabhängigkeit der externen Kosten durch Luftschadstoffe

Durch die Ortsabhängigkeit der externen Kosten durch Luftschadstoffe ergibt sich in den Fallstudien ein Unterschied von bis zu einem Faktor 5,8. Das höchste Schadenspotenzial je Einheit emittiertem Schadstoff wurde für alle Schadstoffe für die Fallstudie FS1 (Stuttgart) ermittelt. Die Kosten sind hier je nach Schadstoff zwischen einem Faktor 1,5 (NO_x durch Feinstaub) bis 5,8 (Feinstaub PM_{2,5}) höher gegenüber der Fallstudie FS4 (Mecklenburg-Vorpommern). Im Mittel ergibt sich ein Verhältnis FS1/FS4 von 3,7 (Mittelwert) bzw. 3,4 (Median). Für die Fallstudie FS2 zeigt sich ein Verhältnis von 1,6 (bzw. 1,9) mit Einzelwerten im Bereich von 1,1 bis 3,3. Für FS3 liegt das Verhältnis FS3/FS4 bei im Mittel 1,4 (Median 1,2) mit Faktoren von 0,9 bis 2,4. Die marginalen Schadenskosten je Tonne emittiertem Schadstoff sind in Tabelle 50 dargestellt.

Unterschiede im Schadenspotenzial des Nahbereichs resultieren aus unterschiedlichen meteorologischen Bedingungen, aus Unterschieden in der Orographie und Bodenrauigkeit, die sich in der Anwendung des Ausbreitungsmodells niederschlägt, sowie aus den verschiedenen Bevölkerungsdichten. Unterschiede im Schadenspotenzial des Fernbereichs werden beeinflusst durch die großräumigen meteorologischen Bedingungen, wie z.B. die jährliche mittlere Luftmassenbewegung über Europa in Form von Windgeschwindigkeit, Windrichtung und Mischungsschichthöhe. Weiterhin spielt auch die großräumige Bevölkerungsverteilung eine gewisse Rolle. So tragen z.B. Luftschadstoffe, die über das Meer geweht werden, nicht zu den externen Kosten bei. Dies macht sich in küstennahen Regionen wie Mecklenburg-Vorpommern (FS4) bemerkbar.

Tabelle 50: Marginale Schadenskosten durch Luftschadstoffe je Tonne emittiertem Schadstoff für die Fallstudien FS1, FS2, FS3 und FS4.

EUR ₂₀₀₀ /t		CO	PM _{2,5}	SO ₂ - direkt	SO ₂ – durch sek. Feinstaub	NO _x – durch sek. Feinstaub	DME	Benzol	1,3-Butadiene
FS1	Nahbereich	1,90	258.000	6.500	-	-	5.200	1.300	58.000
	Ferntransport	0,40	34.000	2.800	6.300	7.300	700	300	12.100
	Summe FS1	2,30	292.000	9.400	6.300	7.300	5.800	1.600	70.000
FS2	Nahbereich	0,80	114.000	2.800	-	-	2.300	600	26.000
	Ferntransport	0,30	22.000	3.400	800	5.300	400	100	8.500
	Summe FS2	1,10	136.000	6.100	800	5.300	2.700	700	34.000
FS3	Nahbereich	0,20	32.000	800	-	-	600	200	7.000
	Ferntransport	0,37	30.000	4.400	5.600	9.000	600	300	11.700
	Summe FS3	0,61	62.000	5.200	5.600	9.000	1.200	400	19.000
FS4	Nahbereich	0,30	31.000	700	-	-	620	350	11.000
	Ferntransport	0,25	20.000	2.300	2.300	5.100	400	160	7.600
	Summe FS4	0,55	51.000	3.000	2.300	5.100	1.010	510	19.000

Anm.: keine Doppelzählung zwischen Nahbereich u. Ferntransport

Zusammensetzung des Schadens aus Nahbereich und Ferntransport

Die Ergebnisdarstellung nach Nahbereich und Ferntransport in Tabelle 50 zeigt, in welchem geographischen Bereich die externen Kosten entstehen bzw. wie wichtig die modellmäßige Erfassung des jeweiligen Bereichs ist. Der bedeutendste Unterschied ergibt sich für Feinstaub für FS1. Hier tritt im Nahbereich der ca. 8-fache Schaden im Verhältnis zum gesamten Ferntransport auf. Für FS2 ist dieses Verhältnis 5, für FS3 1 und für FS4 1,5.

Zusammensetzung der externen Kosten nach Schadenskategorien

Betrachtet man die mittlere Zusammensetzung der externen Grenzkosten durch luftgetragene Emissionen nach den Schadenskategorien Morbidität, Mortalität (Lebenszeitverlust durch Langzeitexposition), Feldpflanzen, Materialschäden und Bewertung von Treibhausgasemissionen, so lassen sich die Fahrzeuge in zwei Gruppen einteilen:

1. Schadensbeitrag durch Mortalität und Bewertung der Treibhausgase sind in etwa gleich bedeutend. Zutreffend für: Motorrad, Pkw mit Ottomotor sowie Pkw Diesel EURO4;
2. Mortalität trägt mehr als die Hälfte des Schadens bei: zutreffend für ältere Diesel-Pkw (Euro1 und Euro2) sowie alle Diesel Nutzfahrzeuge.

Die Aufteilung nach Schadenskategorien der beiden Fahrzeuggruppen ist in Abbildung 22 dargestellt.

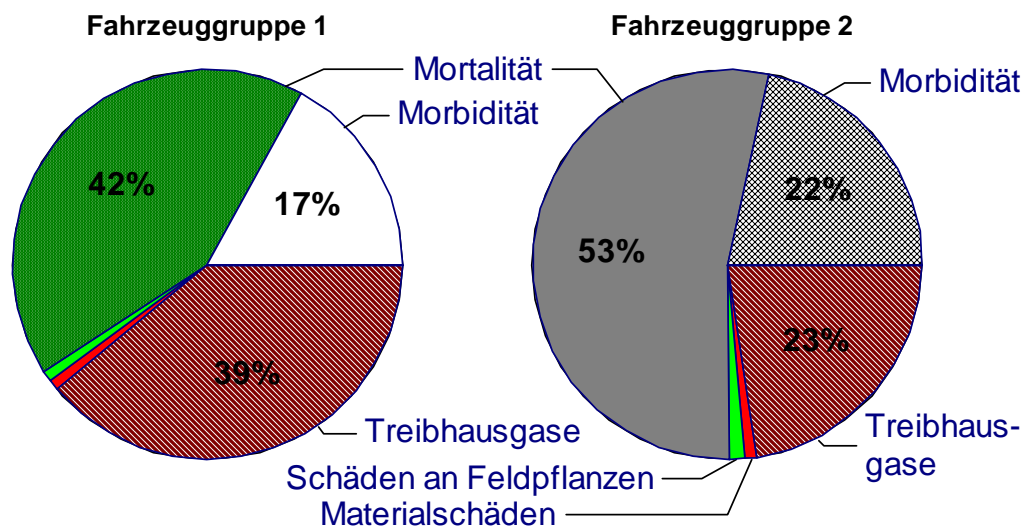


Abbildung 22: Zusammensetzung marginaler externer Kosten nach Schadenskategorien (Mittelwerte der Fallstudien).

Abbildung 23 zeigt die Zusammensetzung der Ergebnisse nach primären und sekundären Schadstoffen. Zwischen 30 % (Motorrad) und knapp über 80 % (schwere Dieselfahrzeuge) der externen Kosten werden durch primären und sekundären Feinstaub (Nitrate und Sulphate aus NO_x und SO_2 Emissionen) hervorgerufen. Stickoxide tragen jedoch auch über den Abbau von Ozon zur Minderung der marginalen Kosten bei (ca. 2 % bis 5 %) ⁷. Treibhausgase haben je nach Fahrzeug einen Anteil von 18 % bis 45 %. Nur bei dem betrachteten Motorrad bestimmen die NMVOC-Emissionen durch Ozonschäden mit knapp 41 % das Ergebnis. Alle

⁷ Siehe auch Erklärung hierzu im Abschnitt 3.2.2.

weiteren betrachteten luftgetragenen Emissionen, auch von als krebserregend eingestuft Stoffen, liefern einen geringen Beitrag zum Gesamtergebnis.

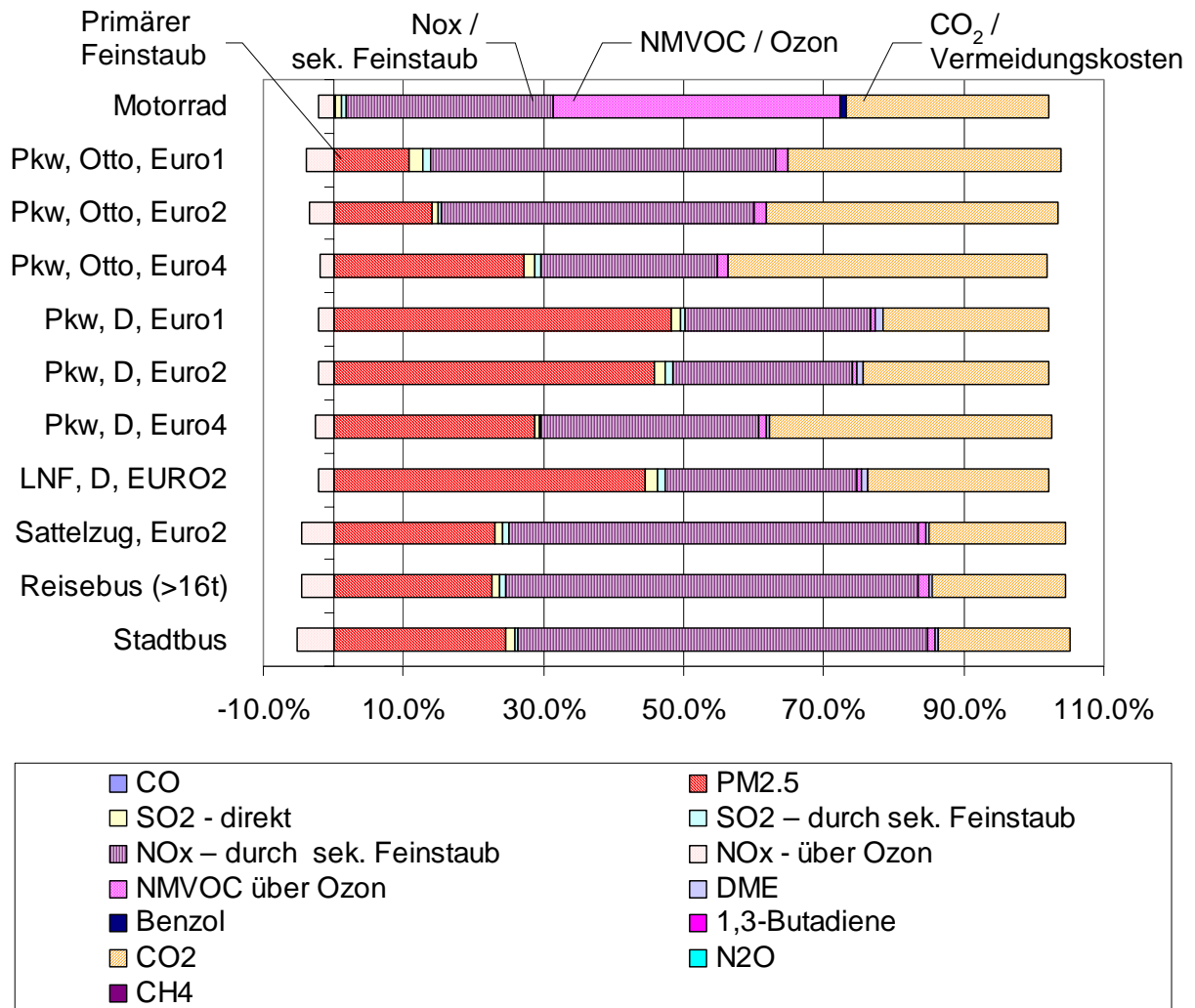


Abbildung 23: Zusammensetzung der externen Grenzkosten nach Schadstoffen (Mittelwerte aus den Fallstudien).

5.2 Schienenverkehr: Fallstudie Basel-Karlsruhe

Der Schienenverkehr ist bei der Betrachtung der Umweltwirkungen durch luftgetragene Schadstoffe grundsätzlich nach der Antriebsart zu unterscheiden. Elektrische Traktion verursacht vor Ort keine Luftschadstoffemissionen, während bei Diesel-Traktion dies der Fall ist. Da die Stromerzeugung ebenfalls Umweltbelastungen mit sich bringt, muss insbesondere das Stromerzeugungssystem mit betrachtet werden.

Als Fallstudie wurde die Schienenstrecke von Basel nach Karlsruhe entlang des Rheintals ausgewählt. Diese Strecke ist elektrifiziert und hat eine Gesamtlänge von 200 km. Die externen Grenzkosten durch luftgetragene Schadstoffe werden jeweils für einen Regional-, Intercity- und Güterzug mit Elektrotraktion berechnet. Zum Vergleich Elektro- mit Dieseltraktion wird zusätzlich ein hypothetischer Regionalexpress mit Dieseltraktion auf dieser Strecke betrachtet. Der Schienenverkehr auf der Strecke Basel-Karlsruhe ist in Kapitel 6 weiterführend beschrieben.

5.2.1 Externe Kosten der Strombereitstellung

Die externen Kosten der Bahnstrombereitstellung setzen sich aus den Schadenskosten der direkten und der indirekten Emissionen zusammen. Direkte Emissionen resultieren aus dem Betrieb der Kraftwerke, indirekte Emissionen aus dem Bau, dem Abriss, der Brennstoffbereitstellung und sonstigen Vorleistungen, wie Reserveleistung für Wasserkraft.

Der Bewertung der Emissionen aus der Bahnstrombereitstellung liegt ein Modelllauf mit der Software Ecosense Multisource zugrunde. Dafür wurde ein Emissionsszenario erstellt, welches der Schadstoffzusammensetzung aus den Bahnstromkraftwerken sowie ihrer räumlichen Verteilung entspricht. Dieses wurde vom Referenzemissionsszenario Corinair/EMEP 1998 abgezogen, um ein sektorbezogenes Szenario zu erhalten. Aus der Differenz der Ergebnisse des Referenzlaufs mit dem Bahnstromszenario resultieren die Schadenskosten, die in Tabelle 51 dargestellt sind.

Tabelle 51: Schadenskosten je Tonne emittiertem Schadstoff für Bahnstrommix

EUR ₂₀₀₀ /t	CO	PM ₁₀	SO ₂ - direkt	SO ₂ – durch sek. Feinstaub	NOx – durch sek. Feinstaub	NOx - über Ozon	NMVOc über Ozon
Bahnstrommix	2,4	9.000	5.800	28.000	5.700	-600	2.000

Aus den Emissionen je kWh, dargestellt in Kapitel 3, und den Schadensfaktoren aus Tabelle 51 ergeben sich die in Tabelle 52 dargestellten externen Kosten der Strombereitstellung der Kraftwerke nach Primärenergieträger. Gewichtet man alle Kraftwerke entsprechend dem mittleren Bahnstrommix, so resultieren externe Kosten in der Höhe von 2,4 Cent/kWh für luftgetragene Emissionen einschließlich Treibhausgasen. Geht man allerdings davon aus, dass Kernkraft und Wasserkraft (überwiegend Laufwasser) zur Abdeckung der Grundlast verwendet werden, dann ergibt sich für die marginalen externen Kosten ein Betrag von 3,4 Cent/kWh. Die Differenz resultiert zum Großteil aus der Differenz der Treibhausgasemissionen.

Tabelle 52: Externe Kosten der Bahnstrombereitstellung in Deutschland (1998).

Cent ₂₀₀₀ /kWh	Luftschadstoffe			Treibhauseffekt			Σ gesamt
	Direkte Emissionen	Indirekte Emissionen	Σ	Direkte Emissionen	Indirekte Emissionen	Σ	
Steinkohle	1,22	0,20	1,4	2,3	0,4	2,6	4,1
Braunkohle	1,07	0,11	1,2	2,3	0,1	2,4	3,6
Erdgas	0,23	0,18	0,4	0,9	0,1	1,0	1,4
Kernkraft	0,01 ^a	0,09	0,1	0,0	0,02	0,03	0,1
Wasserkraft	0,00	0,07	0,1	0,0	0,07	0,07	0,1
Mix, gesamt	0,69	0,14	0,83	1,3	0,2	1,5	2,4
Mix, marginal	0,90	0,18	1,08	2,1	0,3	2,4	3,4

Quellen: Eigene Berechnung, ausgenommen ^{a)} (European Commission 1999).

Energieverbrauch

Der betrachtete Regionalexpress, bestehend aus einer Lok BR110 und sechs Personenzugwagen, und dessen Energieverbrauch und Auslastung wurden einer Fallstudie von Schmid (2001) auf der Relation Mannheim-Basel entnommen, ebenso die Auslastung des ICE auf dieser Strecke. Der Energieverbrauch des ICE bezieht sich auf Messungen, die in (Jørgensen und Sorensson 1997) dargestellt sind. Der betrachtete Güterzug hat eine Länge von ca. 490 m mit einem Leergewicht von knapp 600 t. Maximal könnten 72 TEU befördert werden, die durchschnittliche Auslastung wird mit 50 % angenommen. Für die marginale Betrachtung wird ein zusätzlicher 20-Fuß-Container (entspricht einem TEU) mit einem Gewicht von 20,8 t (18,3 t Fracht) betrachtet (Schmid, Bickel et al. 2001). Für die Berechnung des zusätzlichen Energieverbrauchs wird der Ansatz von Jørgensen (Jørgensen und Sorensson 1997) für schwere Güterzüge verwendet. Dieser ergibt in Abhängigkeit der Distanz von Halt zu Halt den spezifische Energieverbrauch je Tonne Transportgut, wobei die zurückgewonnene Bremsenergie berücksichtigt wird. Der Dieserverbrauch des Regionalexpress wurde mit einem typischen Wert für Nahverkehrszüge von 4,3 kg Diesel je km angenommen (IFEU 1999) bei ansonsten identischen Annahmen zum Regionalexpress mit Elektrotraktion.

Tabelle 53: Stromverbrauch durch Schienenverkehr der Fallstudie Basel-Karlsruhe.

	Anzahl Haltestellen	Mittlerer Energieverbrauch kWh/(Zug-km)	Kapazität	Auslastung	Besetzung	Spezifischer Energieverbrauch
REE [§]	17	12,2	576	29 %	168 Pers	0,07 kWh/pkm
ICE [§]	4	21,5 [§]	685	49 %	338 Pers	0,06 kWh/pkm
GZ	4	-	72 TEU	50 %	750 t	0,031 kWh/tkm

Quellen: [§] (Schmid, Wacker et al. 2001), [§] (Jørgensen und Sorensson 1997), eigene Berechnungen.

5.2.2 Ergebnisse

Die Ergebnisse der Fallstudie Basel-Karlsruhe für die marginalen externen Kosten des Schienenverkehrs durch luftgetragene Schadstoffe sind in Tabelle 54 dargestellt. Je Personenkilometer ergeben sich Grenzkosten auf dieser Strecke von ca. 0,3 Cent/pkm für den Regionalexpress mit Elektrotraktion sowie 0,2 Cent/pkm für den ICE. Für den Regionalexpress mit Dieseltraktion ergeben sich deutlich höhere Kosten von 1,5 Cent/pkm. Die externen Kosten des Güterzugs für den Containertransport resultieren zu 0,1 Cent/tkm. Die den externen Kosten der Dieseltraktion zugrunde liegenden Schadensfaktoren sind in Tabelle 55 enthalten. Für die Bewertung des Stromverbrauchs wurden 3,4 Cent/kWh verwendet (siehe Tabelle 52).

Tabelle 54: Marginale externe Kosten des Schienenverkehrs durch luftgetragene Emissionen.

EUR ₂₀₀₀ /(100 pkm) bzw. EUR ₂₀₀₀ /(100 tkm)	Strombereitstellung		Indirekte Emissionen		Direkte Emissionen		Σ
	LSS	THG	LSS	THG	LSS	THG	
Regionalexpress, Elektr.	0,08	0,17	0,006	0,008	-	-	0,3
Regionalexpress, Diesel	-	-	0,081	0,024	1,24	0,16	1,5
Intercity Express (ICE1)	0,06	0,13	0,004	0,005	-	-	0,2
Güterzug, Elektr.	0,03	0,07	0,007	0,009	-	-	0,1

Tabelle 55: Marginale Schadenskosten durch Luftschadstoffe je Tonne emittiertem Schadstoff für die Fallstudien Basel-Karlsruhe, Schienenverkehr Diesel-Traktion.

EUR ₂₀₀₀ /t	CO	PM _{2,5}	SO ₂ - direkt	SO ₂ – durch sek. Feinstaub	NOx – durch sek. Feinstaub	DME	Benzol	1,3-Butadiene
Nahbereich	0,30	44.000	1.100	0	0	890	230	8.600
Fernbereich	0,40	30.000	4.200	5.400	8.700	600	220	9.900
Summe	0,70	74.000	5.300	5.400	8.700	1.490	450	18.500

Anm.: keine Doppelzählung zwischen Nah- und Fernbereich.

5.3 Flugverkehr: Fallstudie Flughafen Frankfurt/Main

Marginale externe Kosten des Flugverkehrs sind die Kosten, die durch den Start oder die Landung eines zusätzlich zum bestehenden Flugbetriebs fliegenden Flugzeugs entstehen (siehe Kapitel 2).

Systemgrenze der Fallstudie

Die Mischungsschicht stellt in der Atmosphäre eine natürliche Begrenzung dar, die für die Luftqualität am Boden unmittelbar relevant ist. Emissionen, die oberhalb der Mischungsschichtgrenze stattfinden, haben nur einen geringen Einfluss auf die Luftqualität am Boden, können jedoch einen erheblichen Einfluss auf das Klima haben. Die mit dem Wirkungspfadansatz quantifizierbaren Auswirkungen sind jedoch nur innerhalb der Mischungsschicht anwendbar. Daher beschränken sich die Betrachtungen hier auf Vorgänge innerhalb der Mischungsschicht.

Emissionen

Die Mischungsschichthöhe variiert mit der Tages- und Jahreszeit. Als Mittelwert wird eine Höhe von 800 m über Grund angenommen (Trukenmüller 1998). Für die Emissionsberechnung werden die Zeiten benötigt, in der die Triebwerke des Flugzeugs in den Betriebszuständen Take-off (100 % Schub), Climb-out (85 % Schub), Approach (30 % Schub) und Idle (7 % Schub) sind. Vom Anlassen der Triebwerke bis zum Start (Taxi-out) und nach der Landung bis zum Abstellen der Triebwerke am Flugsteig werden die Triebwerke im Leerlauf betrieben (Idle). Für Frankfurt Flughafen wird eine durchschnittliche Zeit von 10 min für Taxi-out und 5 min für Taxi-in angenommen. In der Summe ergeben sich 900 s für Idle (Schmid, Preiss et al. 2003). Die Zeit für den Anflug wird generell mit 4 min angesetzt, entsprechend dem ICAO-LTO-Standardzyklus. Die Zeit, die ein Flugzeug nach dem Start bis zum Erreichen der Mischungsschichtgrenze braucht, ist abhängig vom Flugzeugtyp, dem Wetter und der Beladung. Für diese Fallstudie werden die Take-off- und Climb-out-Zeiten bis zu einer Höhe von ungefähr 800 m dem Fluglärmmodell INM konsistent zu den Berechnungen in Kapitel 6 entnommen.

Tabelle 56: Zeiten für Take-off und Climb-out für verschiedene Flugzeugtypen.

Min	A30062	A319	A320	A340	ATR72	B737800	B747200	B747400	B767300	DHC8	EMB145	MD82	Mittelwert
Take-off	1,2	1,5	1,8	3,1	1,6	1,6	2,4	2,2	1,4	1,0	0,8	1,5	1,7
Climb-out ^a	0,4	0,3	0,6	0,7	1,5	0,2	0,6	0,6	0,8	0,9	1,2	0,6	0,7

Quelle: Integrated Noise Model, Standard procedural profiles, beladen. Anm.: ^a bis zur Mischungshöhe.

Gestützt werden diese Berechnungen durch Messungen am Flughafen Kopenhagen. Im Mittel wurden Zeiten von 1,4 min für Take-off gemessen (Danish EPA 2002). Dies ist das Doppelte der Zeit für Take-off aus dem ICAO-Standard-Zyklus, der üblicherweise für Emissionsberechnungen angewendet wird. Für Climb-out wurde im Durchschnitt 0,7 min ermittelt. Die berechneten Emissionen sind in Tabelle 117 im Anhang dargestellt.

Die Exposition der Bevölkerung im Nahbereich des Flughafens Frankfurt/Main wurde anhand der Konzentrationsberechnungen von Janicke (2001) abgeschätzt. Hierfür wurden die Karten in einem GIS georeferenziert und mit der Bevölkerung verschnitten. Innerhalb des Modellgebiets errechnen sich knapp 4 Mio. Menschen als potenziell betroffen. Die Ergebnisse aus der lokalen und regionalen Schadensberechnung sind in Tabelle 57 zusammengefasst.

Tabelle 57: Marginale Schadenskosten durch Luftschadstoffe je Tonne emittiertem Schadstoff für den An- und Abflug am Flughafen Frankfurt/Main.

EUR ₂₀₀₀ /t	CO	PM _{2,5}	SO ₂ - direkt	SO ₂ - durch sek. Feinstaub	NOx - durch sek. Feinstaub	Benzol	1,3-Butadiene	BaP
Nahbereich	1,9	41.000	-	-		266	9.982	2.700.000
Fernbereich	0,32	11.000	2.800	6.500	2.630	78	3.382	1.500.000
Summe	2,2	52.000	2.800	6.500	2.630	344	13.3640	4.200.000

Die Grenzkosten durch luftgetragene Emissionen ergeben sich je nach Flugzeugtyp zu zwischen 34 und 549 Euro für einen LTO-Zyklus am Flughafen Frankfurt/Main. Die untere Grenze bildet eine Embraer 145 mit 22 Euro je Start und 12 Euro je Landung. Der höchste Wert ergibt sich für eine Boeing 747-400 mit 409 Euro je Start und 145 Euro je Landung. Der Anteil der Treibhausgasemissionen liegt hierbei zwischen 40 % und 55 %. Die indirekten Emissionen aus der Kerosinbereitstellung tragen zwischen 19 % und 25 % zu den Gesamtkosten je LTO bei. Die Ergebnisse sind in Tabelle 58 dargestellt.

Mit einer mittleren Sitzplatzkapazität je Flugzeugtyp und einer angenommenen Auslastung von 80 % lassen sich die Grenzkosten je Passagier berechnen. Es ergeben sich Grenzkosten zwischen 0,8 €/Passagier und 1,9 €/Passagier für einen LTO-Zyklus. Die Ergebnisse sind in Tabelle 59 enthalten.

Die Flugbewegungen der für die Fallstudie ausgewählten Flugzeugtypen addiert sich im Jahr 1998 auf 243.612. Dies waren knapp 60 % der gesamten Flugbewegungen am Flughafen Frankfurt/Main im Jahr 1998. Gewichtet man die Ergebnisse je Passagier aus Tabelle 59 mit

den jeweiligen Flugbewegungen, so ergeben sich im Mittel Grenzkosten von 93,1 Cent/Passagier und LTO-Zyklus.

Tabelle 58: Externe Grenzkosten durch luftgetragene Emissionen je Start und Landung, getrennt nach Luftschadstoffen und Treibhauseffekt, direkte und indirekte Emissionen.

EUR ₂₀₀₀ / Flug- bewegung	Luftschadstoffe				Treibhauseffekt				Σ LTO		
	Direkte Emissionen	Indirekte Emissionen	Σ		Direkte Emissionen	Indirekte Emissionen	Σ				
	Start/Landung	Start/Landung	LTO		Start/Landung	Start/Landung	LTO				
A30062	41	16	22	14	92	53	33	5	3	94	186
A319	16	6	11	7	40	26	16	3	2	46	86
A320	22	6	12	6	46	30	15	3	1	49	95
A340	100	17	42	14	174	101	35	10	3	149	323
B737800	23	8	12	7	50	29	17	3	2	51	100
B747200	194	52	58	25	329	140	61	14	6	220	549
B747400	124	29	59	26	238	142	62	14	6	224	462
B767300	54	16	26	14	110	63	33	6	3	106	216
EMB145	6	2	4	3	16	11	6	1	1	19	34
MD82	20	9	15	8	52	36	19	3	2	60	112

Tabelle 59: Maximale Startmasse, Sitzplatzkapazität und externe Grenzkosten durch luftgetragene Emissionen je Passagier je Start und Landung.

	MTOM t	Durchschnitt Sitzplätze	Besetzung bei 80 %	Start Cent/Pass.	Landung Cent/Pass.	LTO Cent/Pass.
A30062	171	266	213	57	31	88
A319		124	99	56	31	87
A320	73	150	120	57	23	80
A340	257	262	210	121	33	155
B737800		162	130	52	25	78
B747200	352	360	288	142	50	192
B747400	395	397	318	107	39	146
B767300	142	269	215	70	31	101
EMB145		50	40	56	30	86
MD82	73	153	122	61	31	92

5.4 Binnenschiffsverkehr: Fallstudie Basel-Rotterdam

Der Rhein zwischen Basel und Rotterdam ist eine der wichtigsten Binnenwasserstraßen Europas. So passierten beispielsweise 1998 31.985 Frachtschiffe die Schleuse Iffezheim und transportierten dabei ca. 28 Mio t Güter (BMVBW 1999).

Analog zu den Fallstudien für den Straßenverkehr wurde diese Fallstudie ebenfalls mit der Software EcoSense-Transport detailliert modelliert. Betrachtet wird ein Containerschiff der Europa-Klasse mit einer Ladekapazität von 200 TEU. Die Fallstudie ist aufgeteilt in die

Streckenabschnitte Basel-Emmerich (693 km, Grenze DE/NL) und Emmerich-Rotterdam (167 km), sowie differenziert nach Berg- und Talfahrt.

Für die Fahrt zwischen Basel und Rotterdam stromab ergeben sich Grenzkosten von im Mittel 3,3 €/Schiff-km, für die Bergfahrt 11,1 €/Schiff-km, sodass sich der Mittelwert aus Berg- und Talfahrt zu 7 €/Schiff-km errechnet. Mit einer mittleren Auslastung von 80 %, entsprechend 2240 t, ergeben sich Grenzkosten von 0,31 Cent/tkm. Die Ergebnisse sind in Tabelle 60 dargestellt.

Tabelle 60: Externe Grenzkosten durch luftgetragene Emissionen für ein Binnenschiff auf dem Rhein (Fallstudie Basel-Rotterdam).

EUR ₂₀₀₀ / (100 Schiff-km)		Luftschadstoffe			Treibhauseffekt			Σ
		Direkte Emissionen	Indirekte Emissionen	Σ	Direkte Emissionen	Indirekte Emissionen	Σ	
Talfahrt	Basel-Emmerich	245	25	270	41	8.4	49	319
	Emmerich-Rotterdam	271	25	297	41	8.4	49	346
Bergfahrt	Rotterdam-Emmerich	924	71	996	141	18	160	1,155
	Emmerich-Basel	834	71	905	141	18	160	1,065
Mittelwert (Berg/Tal)		551	48	599	91	13	104	703

5.5 Zusammenfassung

Personenverkehr

Für den Straßenpersonenverkehr ergeben sich externe Grenzkosten je nach Fallstudie für Fahrzeuge mit Ottomotor von 0,6 bis 1,1 Cent je Personenkilometer und für Fahrzeuge mit Dieselmotor 0,2 bis 2,0 Cent/pkm. Der geringste Wert bei den Pkw wird durch den Otto-Pkw mit schärfster Abgasnorm in der ländlichen Region erzielt. Der geringste Wert insgesamt wird durch den Reisebus auf der Autobahn bzw. Überland erreicht. Den schlechtesten Wert hat ein Diesel-Pkw-Euro1 in einer sehr dicht besiedelten städtischen Region. Die Werte sind in Tabelle 61 enthalten.

Für den Schienenpersonenverkehr ergeben sich Grenzkosten für den Regionalexpress mit Elektrotraktion von 0,3 Cent/pkm und für Dieseltraktion von 1,5 Cent/pkm. Für einen ICE1 liegen die Grenzkosten bei 0,2 Cent/pkm. Die Werte sind Tabelle 54 entnommen.

Die Ergebnisse der Fallstudie für den Flugverkehr sind nicht direkt mit denen der Fallstudien für Straßen- und Schienenverkehr vergleichbar, da nur der LTO-Zyklus betrachtet wird, nicht jedoch die gesamte Flugstrecke. Die berechneten Grenzkosten liegen zwischen 80 Cent/Passagier und 190 Cent/Passagier für einen LTO-Zyklus (Tabelle 59). Im Mittel ergeben sich Grenzkosten von 93 Cent/Passagier und LTO-Zyklus. Für den weiteren Vergleich zwischen Flugverkehr und den anderen Verkehrsträgern sei auf die Betrachtung der Gesamtkosten in Kapitel 7 verwiesen.

Tabelle 61: Externe Grenzkosten des Straßenpersonenverkehrs durch luftgetragene Schadstoffe für die Fallstudien FS1 bis FS4, ausgedrückt je Personenkilometer.

EUR ₂₀₀₀ /(100 pkm)	Mittlere Auslastung	FS1 Stadt	FS2 Stadt	FS3 Autobahn	FS4 Überland
Otto	Motorrad ^{a)}	0,9	0,9	1,1	0,7
	Pkw Euro1 ^{b)}	1,1	1,0	1,1	0,8
	Pkw Euro2 ^{b)}	1,0	0,9	1,0	0,7
	Pkw Euro4 ^{b)}	0,9	0,8	0,8	0,6
Diesel	Pkw Euro1 ^{b)}	2,0	1,3	1,2	0,8
	Pkw Euro2 ^{b)}	1,7	1,1	1,1	0,7
	Pkw Euro4 ^{b)}	0,8	0,7	0,7	0,5
	Reisebus ^{c)}	0,5	0,3	0,2	0,2
	Linienbus ^{c)}	15,3	1,4	1,0	nv

^{a)} EURO0; ^{b)} 1,4-2l; ^{c)} EURO2

Güterverkehr

Für den Straßengüterverkehr ergeben sich marginale externe Kosten im Bereich von 1,0 bis 2,7 Cent/tkm, mit den geringsten Werten für Überlandfahrt im dünn besiedelten Raum und den höchsten Werten für die Stadtfahrten. Um einen Faktor 3 bis 8 geringer fallen die externen Kosten des Binnenschiffes auf dem Rhein je Tonnenkilometer im Mittel für Berg- und Talfahrt aus. Der Schienengüterverkehr mit Elektrotraktion weist mit 0,1 Cent/tkm die geringsten Kosten auf. Die Werte für den Güterverkehr sind in Tabelle 62 enthalten.

Tabelle 62: Externe Grenzkosten des Güterverkehrs je Tonnenkilometer durch luftgetragene Schadstoffe für Straßen-, Schienen- und Binnenschiffsverkehr (Fallstudien).

EUR ₂₀₀₀ /(100 tkm)	Mittlere Auslastung	Straße Stadt Stuttgart (FS1)	Straße Stadt Berlin (FS2)	Autobahn Basel-Karlsruhe (FS3)	Überland MV (FS4)	Güterzug Elektrotraktion	Binnenschiff Basel-Rotterdam
LNF	1,6 t ^{a)}	2,6	1,8	1,8	1,2	-	-
Sattelzug ^{c)}	10,8 t ^{a)}	2,7	1,8	1,3	1,0	-	-
Güterzug	50 %, 750 t ^{b)}	-	-	-	-	0,11	-
Binnenschiff	80 %, 2240 t ^{b)}	-	-	-	-	-	0,31

Quellen: eigene Berechnungen; Auslastungen: a.) Friedrich (1998), b.) Schmid (2001), c.) Euro 2

6 Fallstudien zur Berechnung externer Grenzkosten durch Verkehrslärm

Externe Grenzkosten sind nach der neoklassischen Wohlfahrtstheorie die maßgebende Größe für eine Internalisierung, die infolge einer individuellen Kosten-Nutzen-Abwägung zu einem Pareto-Optimum führen. Sie stellen also die Größe dar, die dem Nutzer eines letzten zusätzlichen Fahrzeugs zu den internen Kosten zugeschlagen werden sollte, damit sich in seinen Gesamtkosten auch die volle Konsequenz seines Handelns niederschlägt⁸.

In diesem Kapitel werden die Grenzkosten durch Verkehrslärm der Verkehrsträger Straßen-, Schienen- und Flugverkehr anhand einer Reihe von Fallstudien untersucht. Ziel ist dabei die Anwendung der in Kapitel 4 vorgestellten Methoden auf eine Anzahl verschiedener, wirklichkeitsnaher Situationen, um die Spannweite der Ergebnisse und ihre Ursache aufzuzeigen. Dieser Einblick wird durch die ausführliche Darstellung des jeweiligen Verkehrsszenarios, der Anzahl Betroffener und der Ergebnisse der Lärmberechnung gewährleistet.

Aus der Darstellung in Kapitel 4 ergeben sich für die monetäre Bewertung von Verkehrslärm drei methodisch unterschiedliche Modelle, die zu unterschiedlichen Ergebnissen führen können und die im Weiteren konsistent auf die Fallstudien angewendet werden:

- Modell A: Gesundheitseffekte + Belästigung (direkt) + Schlafstörung⁹;
- Modell B: Gesundheitseffekte + Hedonische Bewertung;
- Modell C: Gesundheitseffekte + Bewertung je Dezibel L_{den} .

Die verwendeten monetären Werte können der Übersicht in Tabelle 43 entnommen werden.

6.1 Straßenverkehr

Externe Grenzkosten durch Straßenverkehrslärm werden für die folgenden vier Fallstudien berechnet:

FS1_{Lärm} Stuttgart, Hohenheimer Straße (Baden-Württemberg) – **innerorts**;

FS2_{Lärm} Berlin, Frankfurter Allee – **innerorts**;

FS3_{Lärm} Von Basel nach Karlsruhe A5 (Baden-Württemberg) – **Autobahn, außerorts**;

FS4_{Lärm} Von Strasburg nach Neubrandenburg (Mecklenburg-Vorpommern) – **Überland**.

FS1 und FS2 sind innerorts Straßen, die durch ein hohes Verkehrsaufkommen mit einer DTV-Menge von 31.000 bzw. 55.000 Fahrzeugen pro Tag charakterisiert sind. FS3 und FS4 stellen Werte für überregionale Fahrten bereit, wobei FS4 mit mehreren Innerortsabschnitten ebenfalls mit FS1 und FS2 verglichen werden kann.

Alle Berechnungen wurden mit dem in Kapitel 4.1 vorgestellten Lärmmodell durchgeführt. Spiegelschallquellen werden bei den Fallstudien FS1, FS2 und FS5 berücksichtigt. Die Methoden zur Feststellung der Anzahl Betroffener unterscheiden sich je nach Anwendungsfall und werden in den Abschnitten beschrieben.

⁸ Siehe zur Definition der externen Grenzkosten auch Kapitel 2.1.1.

⁹ Schlafstörung nur bei Nacht

6.1.1 Stuttgart, Hohenheimer Straße: innerorts

Stuttgart ist auf drei Seiten von Hügeln umgeben und wird im Osten durch den Neckar begrenzt. Daher konzentriert sich der Verkehr in und aus dem Zentrum auf einige Hauptausfallstraßen. Die Hohenheimer Straße, eine Bundesstraße, ist eine der wichtigsten Zugangsstraßen aus Süden. Entlang des untersuchten Abschnittes stehen Häuser mit 5 bis 7 Stockwerken eng aneinander, sodass sich eine geschlossene Straßenschlucht bildet. Die Häuser stammen größtenteils aus dem Anfang des 20. Jahrhunderts. Die Hohenheimer Straße hat in dem untersuchten Bereich vier Fahrspuren und eine Länge von 440 m. Ein Foto der Straße befindet sich im Anhang.

Verkehrsszenario

Mit einer DTV-Menge von knapp 31.000 Fahrzeugen und einem Lkw-Anteil von 4,1 % zählt die Hohenheimer Straße zu den hoch belasteten Straßen in Stuttgart (Landeshauptstadt Stuttgart 2002). Die Fahrzeugverteilung und die zeitliche Verteilung des Verkehrs wurde aufgrund der etwa 500 m entfernten Zählstelle „Obere Weinsteige / Auf dem Haigst“ berechnet (Zählstelle 0200, Neubauer 2002). Die Daten stammen von der Zählung am Donnerstag, den 10.05.2001, gezählt wurde in der Zeit von 0.00 bis 24.00 Uhr. Die berechneten Eingangsdaten für die Lärmmodellierung sind ausgedrückt als mittlere Anzahl von Fahrzeugen je Stunde und Zeitscheibe in Tabelle 63 dargestellt. Die Geschwindigkeiten sind Tabelle 30 für „io“ entnommen.

Tabelle 63: Anzahl Fahrzeuge pro Stunde auf der Hohenheimer Straße in Stuttgart nach Zeitscheibe und Fahrzeugkategorie.

Fzg/h	Pkw	Motorrad	Bus	Lieferwagen	Leichte Lkw	Schwere Lkw
Tag, 6-22 Uhr	1,715	31	6	21	27	18
Tag, 6-18 Uhr	1,627	27	6	27	35	23
Abend, 18-22 Uhr	1,977	44	7	4	5	3
Nacht, 22-6 Uhr	466	6	2	3	4	3
Mittelwert, 24h	1,298	23	5	15	20	13

Quelle: Eigene Berechnungen nach Neubauer (2002) und Wickert (2001).

Rezeptorszenario

Die Anzahl der Haushalte in dem betrachteten Straßenabschnitt wurde einem elektronischen Telefonbuch entnommen und entsprechend der Darstellung im Abschnitt 4.2 korrigiert. Danach sind 357 Haushalte betroffen, woraus sich auf einen Kilometer 812 Haushalte hochrechnen lassen. Mit einer durchschnittlichen Haushaltsgröße von 1,96 Personen je Haushalt (Mikrozensus Baden-Württemberg 2002) ergeben sich etwa 1.592 Betroffene je Kilometer.

Ergebnisse der Lärmberechnung

Die Straße ist sehr homogen verlärmert, mit den maximalen Pegel in der untersten Geschossreihe (knapp 77 dB_{Lden}) und mit der Höhe sinkenden Pegeln, mit minimalem Pegel von 75 dB_{Lden} in der vierten Geschossreihe. Die Verteilung der Haushalte auf die verschiedenen Pegelklassen für vier Zeitscheiben und für den zusammengesetzten Lärmindikator L_{den} sind in Tabelle 118 dargestellt.

Ergebnisse der Berechnung der externen Kosten

Für die Grenzkosten ergeben sich – je nach Bewertungsmodell – Werte für einen Pkw zwischen 0,4 Cent/Fzg-km als Minimum am Tag und 4,4 Cent/Fzg-km als Maximum für die Nacht. Für einen schweren Lkw mit Anhänger am Tag ergeben sich Werte zwischen 9,6 Cent/Fzg-km als Minimum am Tag und knapp 121 Cent/Fzg-km als Maximum für die Nacht. Die Ergebnisse sind in der Tabelle 64 für Straßenpersonnenfahrzeuge und in Tabelle 65 für Straßengüterfahrzeuge dargestellt.

Die Grenzkosten am Tag, Abend und in der Nacht gestalten sich bei den drei Bewertungsmodellen unterschiedlich. Bei Bewertungsmodell A verursacht die Fahrt am Tag nur 8 % bzw. am Abend nur 25 % der Kosten einer Fahrt in der Nacht. Bei Bewertungsmodell B ist die hedonische Bewertung über alle Zeitscheiben konstant gesetzt, da sie sich nur aus dem L_{Aeq} 6-22 Uhr berechnen lässt. Die Variation der Grenzkosten zwischen Tag, Abend und Nacht wird bei B von den Gesundheitseffekten verursacht. Eine Fahrt bei Tag verursacht 42 % bzw. am Abend 56 % des Wertes bei Nacht. Schließlich gewichtet Modell C die Fahrt am Tag mit 10 % bzw. am Abend mit 32 % der Grenzkosten einer Fahrt bei Nacht.

Betrachtet man die Zusammensetzung der Kosten je Bewertungsmodell, so findet man, dass bei Modell A die Anteile am Tag und Abend zu je ca. 50 % aus Gesundheits- und Belästigungseffekten zusammengesetzt sind. In der Nacht trägt die Schlafstörung zu ca. 36 %, die Gesundheitswirkungen zu ca. 40 % bei. Nicht alle Betroffenen, die sich belästigt fühlen, werden in der Nacht als schlafgestört modelliert, sodass noch ein Beitrag von 23 % aus der direkten Bewertung der Belästigung resultiert. Bei Modell B bleibt, wie oben erklärt, der Anteil aus der hedonischen Bewertung konstant, während der Anteil aus den Gesundheitseffekten von 17 % am Tag auf 65 % in der Nacht anwächst. Bei Modell C hängen beide Komponenten vom L_{den} ab sodass die Gewichte relativ zueinander mit ca. 40 % zu 60 % fast konstant bleiben.

Betrachtet man die Summe der externen Kosten, die der Verkehr durch Lärm pro Jahr auf der Hohenheimer Straße verursacht, so ergeben sich Werte zwischen knapp 603.000 € und etwa 853.000 € pro Jahr und Kilometer, je nach Bewertungsmodell. Eine Aufteilung nach Kostenkategorien ist in Tabelle 129 dargestellt.

Tabelle 64: Externe Grenzkosten durch Verkehrslärm für Straßenpersonnenfahrzeuge, unterschieden nach Tag, Abend und Nacht, und nach 3 Bewertungsverfahren (FS1).

EUR ₂₀₀₀ /(100 Fzg-km)		Pkw			Motorrad			Bus		
		Tag	Abend	Nacht	Tag	Abend	Nacht	Tag	Abend	Nacht
A	Gesundheitseffekte	0,2	0,6	1,8	0,4	1,3	4,2	1,1	3,4	10,6
	Belästigung	0,2	0,5	1,0	0,4	1,3	2,4	1,0	3,3	6,1
	Schlafstörung			1,6			3,7			9,6
	Summe A	0,4	1,1	4,4	0,8	2,6	10,3	2,1	6,6	26,4
B	Gesundheitseffekte	0,2	0,6	1,8	0,4	1,3	4,2	1,1	3,4	10,6
	Hedonische Bewertung	0,9	0,9	0,9	2,2	2,2	2,2	5,6	5,6	5,6
	Summe B	1,1	1,5	2,7	2,6	3,5	6,3	6,7	9,0	16,3
C	Gesundheitseffekte	0,2	0,6	1,8	0,4	1,3	4,2	1,1	3,4	10,6
	Bewertung L_{den}	0,3	0,8	2,5	0,6	1,9	5,9	1,5	4,8	15,2
	Summe C	0,5	1,4	4,3	1,0	3,2	10,1	2,6	8,2	25,8

Tabelle 65: Externe Grenzkosten durch Verkehrslärm für Straßengüterfahrzeuge, unterschieden nach Tag, Abend und Nacht, und nach 3 Bewertungsverfahren (FS1).

EUR ₂₀₀₀ /(100 Fzg-km)		Lieferwagen			Leichter Lkw			Schwerer Lkw		
		Tag	Abend	Nacht	Tag	Abend	Nacht	Tag	Abend	Nacht
A	Gesundheitseffekte	0,4	1,2	3,9	2,2	7,1	22,3	4,9	15,4	48,5
	Belästigung	0,4	1,2	2,2	2,2	6,8	12,9	4,7	14,9	28,0
	Schlafstörung			3,5			20,3			44,0
	Summe A	0,8	2,4	9,6	4,4	13,9	55,5	9,6	30,3	120,5
B	Gesundheitseffekte	0,4	1,2	3,9	2,2	7,1	22,3	4,9	15,4	48,5
	Hedonische Bewertung	2,1	2,1	2,1	11,8	11,8	11,8	25,8	25,8	25,8
	Summe B	2,4	3,3	5,9	14,1	18,9	34,2	30,7	41,1	74,3
C	Gesundheitseffekte	0,4	1,2	3,9	2,2	7,1	22,3	4,9	15,4	48,5
	Bewertung L _{den}	0,6	1,8	5,5	3,2	10,1	32,0	7,0	22,0	69,6
	Summe C	0,9	3,0	9,4	5,4	17,2	54,3	11,8	37,4	118,1

6.1.2 Berlin, Frankfurter Allee: innerorts

Der Straßenabschnitt auf der Frankfurter Allee zwischen Frankfurter Tor und Möllendorffstraße in Berlin wurde ausgewählt, um die Lärmwirkungen einer sehr breiten und sehr dicht befahrenen Straße zu untersuchen. Die Länge des Abschnitts beträgt 1,5 km, wobei die Straße hier drei Fahrstreifen in jede Richtung hat (siehe auch Foto im Anhang).

Verkehrsszenario

Die tägliche Verkehrsstärke auf der Frankfurter Allee wird mit 55.000 Fahrzeugen pro Tag angegeben (Senatsverwaltung für Stadtentwicklung 1998/99). Anhand von Daten aus der Bundesverkehrszählung (Wickert 2001) wurde die DTV-Menge auf die Fahrzeugkategorien verteilt, sowie mit einer gemessenen Zeitkurve von Neubauer (2002) auf die Zeitscheiben heruntergebrochen. Die Verkehrsdaten für die Fallstudie sind in Tabelle 66 dargestellt.

Tabelle 66: Anzahl Fahrzeuge pro Stunde auf der Frankfurter Allee in Berlin nach Zeitscheibe und Fahrzeugkategorie.

Fzg/h	Pkw	Motorrad	Bus	Lieferwagen	Leichte Lkw	Schwere Lkw
Tag, 6-22 Uhr	2.651	72	31	59	76	155
Tag, 6-18 Uhr	2.516	63	30	75	97	198
Abend, 18-22 Uhr	3.057	100	36	11	14	28
Nacht, 22-6 Uhr	721	14	8	9	11	23
Mittelwert, 24h	2.008	53	24	42	55	111

Quellen: Senatsverwaltung für Stadtentwicklung (1998/99), Neubauer (2002) und Wickert (2001).

Rezeptorszenario

Die Anzahl der betroffenen Haushalte wurde mit dem TAM abgeschätzt. Ausgehend von 994 privaten Telefonanschlüssen auf diesem Straßenabschnitt wurden diese mit der mittleren Anzahl nicht registrierter Anschlüsse um 25 % nach oben korrigiert. Daraus ergeben sich etwa 1.243 Haushalte auf der gesamten Strecke und etwa 830 Haushalte je Kilometer.

Ergebnisse der Lärmberechnungen

Die Ergebnisse der Lärmberechnung sind in Tabelle 119 dargestellt. Zugrunde gelegt sind Emissionsfaktoren für beschleunigenden Verkehr aufgrund der Ampeln und Kreuzungen sowie Spiegelschallquellen in der Straßenschlucht.

Ergebnisse der Berechnung der externen Kosten

Für einen Pkw ergeben sich marginale Kosten zwischen 0,2 Cent/Fzg-km als Minimum am Tag und 2,3 Cent/Fzg-km als Maximum für die Nacht. Ein schwerer Lkw mit Anhänger verursacht je nach Bewertungsmodell am Tag zwischen 3,4 Cent/Fzg-km und 9,6 Cent/Fzg-km. Für die Nacht ergibt sich eine Spannweite von 42,1 Cent/Fzg-km bis 39,9 Cent/Fzg-km. Die Ergebnisse für Pkw, Motorrad, Bus sind in Tabelle 67, für Lieferwagen, leichter Lkw und schwerer Lkw in Tabelle 68 dargestellt.

Tabelle 67: Externe Grenzkosten durch Verkehrslärm für Straßenpersonalfahrzeuge, unterschieden nach Tag, Abend und Nacht, und nach 3 Bewertungsverfahren (FS2).

EUR ₂₀₀₀ /(100 Fzg-km)		Pkw			Motorrad			Bus		
		Tag	Abend	Nacht	Tag	Abend	Nacht	Tag	Abend	Nacht
A	Gesundheitseffekte	0,1	0,3	0,9	0,2	0,6	1,9	0,4	1,1	3,5
	Belästigung	0,1	0,3	0,6	0,2	0,6	1,3	0,4	1,2	2,5
	Schlafstörung			0,8			1,8			3,2
	Summe A	0,2	0,6	2,3	0,4	1,2	4,9	0,7	2,3	9,2
B	Gesundheitseffekte	0,1	0,3	0,9	0,2	0,6	1,9	0,4	1,1	3,5
	Hedonische Bewertung	0,4	0,4	0,4	0,9	0,9	0,9	1,7	1,7	1,7
	Summe B	0,5	0,7	1,3	1,1	1,5	2,8	2,1	2,9	5,2
C	Gesundheitseffekte	0,1	0,3	0,9	0,2	0,6	1,9	0,4	1,1	3,5
	Bewertung L _{den}	0,1	0,4	1,3	0,3	0,9	2,8	0,5	1,6	5,2
	Summe C	0,2	0,7	2,1	0,5	1,5	4,6	0,9	2,7	8,7

Tabelle 68: Externe Grenzkosten durch Verkehrslärm für Straßengüterfahrzeuge am Tag, Abend und in der Nacht, und nach 3 Bewertungsverfahren (FS2).

EUR ₂₀₀₀ /(100 Fzg-km)		Lieferwagen			Leichte Lkw			Schwere Lkw		
		Tag	Abend	Nacht	Tag	Abend	Nacht	Tag	Abend	Nacht
A	Gesundheitseffekte	0,1	0,4	1,3	0,7	2,3	7,4	1,6	5,1	16,1
	Belästigung	0,1	0,4	0,9	0,8	2,5	5,2	1,8	5,6	11,3
	Schlafstörung			1,2			6,8			14,7
	Summe A	0,3	0,9	3,4	1,6	4,9	19,4	3,4	10,7	42,1
B	Gesundheitseffekte	0,1	0,4	1,3	0,7	2,3	7,4	1,6	5,1	16,1
	Hedonische Bewertung	0,6	0,6	0,6	3,7	3,7	3,7	8,0	8,0	8,0
	Summe B	0,8	1,0	1,9	4,4	6,0	11,1	9,6	13,1	24,1
C	Gesundheitseffekte	0,1	0,4	1,3	0,7	2,3	7,4	1,6	5,1	16,1
	Bewertung L _{den}	0,2	0,6	1,9	1,1	3,5	10,9	2,4	7,5	23,8
	Summe C	0,3	1,0	3,2	1,8	5,8	18,3	4,0	12,6	39,9

Die externen Gesamtkosten, die durch Lärm pro Jahr auf der Frankfurter Allee pro Kilometer anfallen, bewegen sich – je nach Bewertungsmodell – zwischen 748.000 € und 1,1 Mio. €. Die Zusammensetzung dieser Kosten ist in Tabelle 129 dargestellt.

6.1.3 Basel-Karlsruhe: Autobahn

Die Autobahn A5 zwischen Basel und Karlsruhe ist eine wichtige Nord-Süd-Verbindung zwischen der Schweiz, Deutschland und den Niederlanden. Die Strecke ist durchweg als außerorts zu betrachten, dennoch tritt eine Lärmbelastung der Bevölkerung in den angrenzenden Orten auf. Die Bevölkerungsdichte in Baden-Württemberg beträgt im Durchschnitt 293 Einwohner pro Quadratkilometer.

Verkehrsszenario

Die Strecke wurde in 31 Abschnitte modelliert, für die Verkehrsdaten in Form von DTV-Werten vorlagen (Wickert 2001). Die DTV-Mengen betragen zwischen 30.000 und 110.000 Fahrzeuge pro Tag, wobei die bei Karlsruhe etwa bei 89.000 Fzg/Tag liegen und nach Süden hin kontinuierlich abnehmen. Das Maximum von 110.000 Fzg/Tag tritt auf der Höhe von Freiburg auf. Tabelle 70 zeigt beispielhaft für einen der Abschnitte mit einer DTV-Menge von knapp 89.000 Fahrzeugen pro Tag die Verteilung des Verkehrs auf die Fahrzeugkategorien und die Zeitscheiben.

Tabelle 69: Verkehrsszenario der Fallstudie Basel-Karlsruhe (FS3), angegeben als Anzahl Fahrzeuge pro Stunde für verschiedene Zeitscheiben.

Fzg/h	Pkw	Motorrad	Bus	Lieferwagen	Leichte Lkw	Schwere Lkw
Tag, 6-22 Uhr	4,126	42	41	117	126	425
Tag, 6-18 Uhr	4,715	48	47	132	142	478
Abend, 18-22 Uhr	2,284	23	23	74	80	269
Nacht, 22-6 Uhr	958	10	10	65	70	234
Mittelwert, 24h	3,070	31	31	100	107	362

Quelle: Wickert (2001).

Für die Modellierung der Fahrzeuggeschwindigkeiten wurden bundesweite Durchschnittswerte aus dem Handbuch Emissionsfaktoren verwendet (siehe Tabelle 29).

Rezeptorszenario

Das Rezeptorszenario wurde mit der Methode für Linienquellen mit einem geographischen Informationssystem berechnet, wie es im Abschnitt 4.2.2 beschrieben ist. Die Analyse erfolgte in einem Korridor mit einer maximalen Entfernung von 500 m von der Autobahn und erbrachte eine minimale Entfernung zu einer städtisch bebauten Fläche von knapp 50 m. Insgesamt wurden 1.174 Flächenelemente mit einer Ausdehnung von 25 x 25 m identifiziert, im weiteren als Rezeptorpunkte bezeichnet, die als städtisch geprägte Fläche ausgewiesen sind (Schlüsselnummer 111 und 112) (Statistisches Bundesamt 1997). Gleichzeitig wurde für diese Flächen eine mittlere Bevölkerungsdichte ausgehend von den Bevölkerungsdaten auf Gemeindeebene berechnet. Es ergaben sich Werte zwischen 3 und 9 Haushalte pro Rezeptorpunkt (625 m²) je nach Bevölkerungsdichte der Gemeinde. Die Rezeptorpunkte bezeichnen also bewohnte Flächen am Rande von Ortslagen, die in erster Linie vom Verkehrsgeräusch getroffen werden. Daten zur Berücksichtigung natürlicher oder künstlicher

Lärmschutzbarrieren konnten in diesem Modell nicht berücksichtigt werden. In der Summe wurden 5.826 Haushalte im Korridor ermittelt, was etwa 29 Haushalten pro Kilometer entspricht. Die Verteilung des Abstands und der Haushalte je Rezeptorpunkt sind in Abbildung 24 und Abbildung 25 dargestellt.

Ergebnisse der Lärmberechnung

Maximalpegel von knapp 73 dB $L_{Aeq\ 6-22h}$ und knapp 76 dB L_{den} wurden für die Rezeptorpunkte berechnet. Allerdings sind nur relativ wenige Haushalte diesen Pegeln ausgesetzt. Der höchste Pegel in der Nacht wurde mit ca. 68 dB $L_{Aeq\ 22-6h}$ berechnet. Minimale Pegel ergaben sich zu ca. 53 dB $L_{Aeq\ 6-22h}$ und 56 dB L_{den} sowie zu 48 dB $L_{Aeq\ 22-6h}$ in der Nacht. Dass keine tieferen Pegel berechnet wurden, könnte an der Breite des Korridors liegen. Die genaue Verteilung des Lärmpegels über den Haushalten ist in Tabelle 121 im Anhang dargestellt.

Ergebnisse der Berechnung der externen Kosten

Für die Fallstudie FS3 Basel-Karlsruhe Autobahn ergeben sich sehr geringe marginale externe Kosten durch Verkehrslärm. Für Pkw errechnen sich 2 Cent/100 Fzg-km am Tag für das höher bewertende Modell B und 5 Cent/100 Fzg-km in der Nacht. Für das lauteste Fahrzeug, einem schweren Lkw mit Anhänger, ergeben sich knapp 8,4 Cent/100 Fzg-km am Tag und 22 Cent/100 Fzg-km in der Nacht – jeweils für das Bewertungsmodell mit den höheren Ergebnissen. Die detaillierten Ergebnisse können den Tabelle 70 und Tabelle 71 entnommen werden.

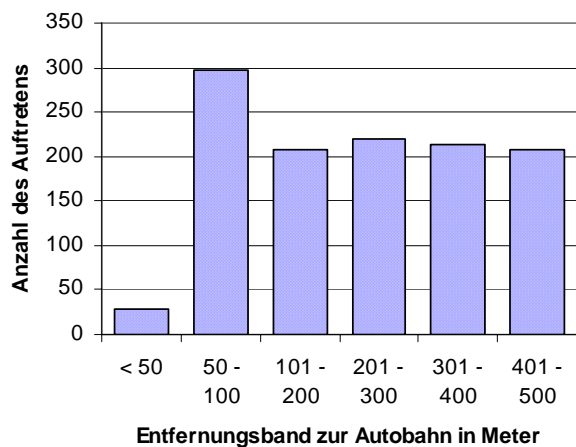


Abbildung 24: Verteilung des Abstandes der Rezeptorpunkte von der Autobahn (FS3).

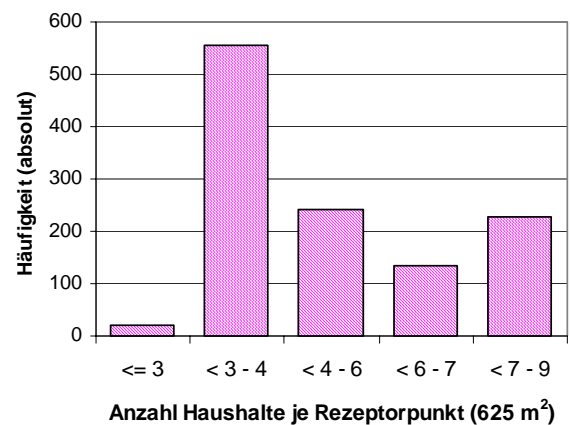


Abbildung 25: Verteilung der Anzahl Haushalte je Rezeptorpunkt (FS3).

Tabelle 70: Externe Grenzkosten durch Verkehrslärm für Straßenpersonnenfahrzeuge, nach Tag, Abend und Nacht, und nach 3 Bewertungsverfahren (FS3).

EUR ₂₀₀₀ /(100 Fzg-km)		Pkw			Motorrad			Bus		
		Tag	Abend	Nacht	Tag	Abend	Nacht	Tag	Abend	Nacht
A	Gesundheitseffekte	0,001	0,002	0,006	0,001	0,004	0,013	0,001	0,004	0,012
	Belästigung	0,002	0,006	0,008	0,004	0,014	0,019	0,004	0,014	0,018
	Schlafstörung			0,026			0,059			0,057
	Summe A	0,003	0,01	0,04	0,01	0,02	0,09	0,01	0,02	0,09
B	Gesundheitseffekte	0,001	0,002	0,006	0,001	0,004	0,013	0,001	0,004	0,012
	Hedonische Bewertung	0,019	0,019	0,019	0,044	0,044	0,044	0,043	0,043	0,043
	Summe B	0,02	0,02	0,03	0,05	0,05	0,06	0,04	0,05	0,06
C	Gesundheitseffekte	0,001	0,002	0,006	0,001	0,004	0,013	0,001	0,004	0,012
	Bewertung L _{den} (SW50)	0,005	0,01	0,05	0,01	0,03	0,11	0,01	0,03	0,10
	Summe C	0,01	0,02	0,05	0,01	0,04	0,12	0,01	0,04	0,12

Tabelle 71: Externe Grenzkosten durch Verkehrslärm für Straßengüterfahrzeuge nach Tag, Abend und Nacht, und nach 3 Bewertungsverfahren (FS3).

EUR ₂₀₀₀ /(100 Fzg-km)		Lieferwagen			Leichte Lkw			Schwere Lkw		
		Tag	Abend	Nacht	Tag	Abend	Nacht	Tag	Abend	Nacht
A	Gesundheitseffekte	0,001	0,002	0,006	0,001	0,004	0,013	0,002	0,007	0,023
	Belästigung	0,002	0,006	0,008	0,005	0,014	0,020	0,008	0,026	0,035
	Schlafstörung			0,026			0,060			0,108
	Summe A	0,003	0,008	0,040	0,006	0,019	0,093	0,011	0,033	0,166
B	Gesundheitseffekte	0,001	0,002	0,006	0,001	0,004	0,013	0,002	0,007	0,023
	Hedonische Bewertung	0,020	0,020	0,020	0,045	0,045	0,045	0,081	0,081	0,081
	Summe B	0,020	0,021	0,025	0,047	0,050	0,059	0,084	0,089	0,105
C	Gesundheitseffekte	0,001	0,002	0,006	0,001	0,004	0,013	0,002	0,007	0,023
	Bewertung L _{den}	0,005	0,015	0,048	0,011	0,035	0,110	0,020	0,062	0,198
	Summe C	0,005	0,017	0,053	0,012	0,039	0,124	0,022	0,070	0,221

Die externen Gesamtkosten, die durch Verkehrslärm pro Jahr von der A5 auf dem Abschnitt Basel-Karlsruhe ausgehen, belaufen sich auf 1,6 bis 2,0 Mio. Euro – je nach Bewertungsmodell. Dies sind umgerechnet zwischen 8.000 und 10.000 Euro je Kilometer. Die Zusammensetzung dieser Ergebnisse ist in Tabelle 129 dargestellt.

6.1.4 Strasburg-Neubrandenburg: Überland

Neubrandenburg ist mit 77.000 Einwohnern die drittgrößte Stadt in Mecklenburg-Vorpommern. Strasburg ist eine kleine Stadt, die 39 km entfernt von Neubrandenburg liegt. Mecklenburg-Vorpommern ist mit 77 Einwohner pro Quadratkilometer das Bundesland mit der niedrigsten Bevölkerungsdichte. Die Strecke durchquert mehrere kleine Ortschaften und repräsentiert daher ein Szenario für eine sehr ländliche Überlandfahrt. Der Streckenverlauf ist im Anhang dargestellt.

Verkehrsszenario

Die Strecke ist für das Verkehrsszenario in 2 Abschnitte eingeteilt. Teil 1 betrifft das Verkehrsaufkommen auf der Überland-Strecke von Strasburg bis nach Neubrandenburg mit einem DTV-Wert von 7.259 Fahrzeugen pro Tag. Teil 2 deckt den Verkehr auf der Einfallstraße in Neubrandenburg mit einem DTV-Wert von 13.842 Fahrzeugen pro Tag ab. Die Verkehrsdaten, die für die Lärmmodellierung verwendet wurden, sind in Tabelle 72 dargestellt. Die Lärmmodellierung beschränkt sich auf den Teil der Strecke, der innerorts verläuft (knapp 5 km in Neubrandenburg, 7 km ergeben sich aus mehreren Ortsdurchfahrten). Die Geschwindigkeiten wurden entsprechend der Tabelle 29 für „io“ angesetzt.

Tabelle 72: Verkehrsszenario der Fallstudie Strasburg-Neubrandenburg (FS4), angegeben als Anzahl Fahrzeuge pro Stunde für verschiedene Zeitscheiben.

Fzg/h		Pkw	Motorrad	Bus	Lieferwagen	Leichte Lkw	Schwere Lkw
Überland	Tag, 6-22 Uhr	337	4	3	12	15	33
	Tag, 6-18 Uhr	391	5	4	15	19	40
	Abend, 18-22 Uhr	174	2	2	4	5	11
	Nacht, 22-6 Uhr	78	1	1	4	5	10
Stadt	Tag, 6-22 Uhr	694	8	11	12	15	33
	Tag, 6-18 Uhr	806	9	13	15	19	40
	Abend, 18-22 Uhr	359	4	6	4	5	11
	Nacht, 22-6 Uhr	161	2	3	4	5	10

Quelle: Wickert (2001).

Rezeptorszenario

Die Anzahl betroffener Haushalte wurde mit dem TA-Modell berechnet. Es fanden sich 532 Telefonanschlüsse an den Straßen im relevanten Hausnummernbereich. Mit einer Korrektur für nicht gemeldete Anschlüsse wurden daraus 660 Haushalte hochgerechnet, die vom Straßenverkehrslärm an dieser Strecke unmittelbar betroffen sind. Bezogen auf die Streckenlänge innerorts ergibt dies 55 Haushalte je Kilometer. Die Absetztiefe der Bebauung vom Straßenrand wurde konstant auf 6 m gesetzt, da keine genaueren Daten vorhanden waren.

Ergebnisse der Lärmberechnung

Entsprechend dem einfachen Rezeptormodell ergibt sich eine einfache Struktur der Lärmpegel, die in Tabelle 120 dargestellt sind.

Ergebnisse der Berechnung der externen Kosten

Die marginalen externen Kosten der Fallstudie FS4 in einer ländlichen Umgebung bezogen auf die Ortsdurchfahrten ergeben sich für einen Pkw zu 4 Cent/100 Fzg-km am Tag als untere Grenze und bis zu 14 Cent/100 Fzg-km am Tag als obere Grenze. Für die Nacht ergeben sich in etwa 50 Cent/100 Fzg-km. Ein schwerer Lkw mit Anhänger verursacht hingegen zwischen 1,2 Euro/100 Fzg-km und knapp 3,8 Euro/100 Fzg-km am Tag, je nach Modell. In der Nacht belaufen sich die Ergebnisse auf etwa 14,5 Euro/100 Fzg-km. Die Ergebnisse sind im Detail in Tabelle 73 und Tabelle 74 dargestellt. Die bisherigen Zahlen dieses Abschnittes beziehen sich auf die Kilometer innerorts beim Durchfahren der Ortschaften.

Als Durchschnittswerte für eine Überlandfahrt ergeben sich folgende Werte: für einen Pkw zwischen 1 Cent/100 Fzg-km und 4 Cent/100 Fzg-km für den Tag und für die Nacht konsistent in etwa 20 Cent/100 Fzg-km. Für einen schweren Lkw mit Anhänger ergeben sich Werte zwischen 36 Cent/100 Fzg-km und 121 Cent/100 Fzg-km. Diese Zahlen lassen sich also auf die Gesamtdistanz anwenden.

Die externen Gesamtkosten, die durch Lärm pro Jahr auf der Strecke Strasburg-Neubrandenburg anfallen, berechnen sich zu 493.000 Euro bzw. 666.000 Euro – je nach Bewertungsmodell. Dies sind auf den Innerortskilometer umgerechnet zwischen 42.000 und 56.000 Euro je Kilometer innerorts oder bezogen auf die Gesamtstrecke zwischen 13.000 und 18.000 Euro je Kilometer. Die Zusammensetzung dieser Ergebnisse sind in Tabelle 129 dargestellt.

Tabelle 73: Externe Grenzkosten für Straßenpersonenfahrzeuge der Fallstudie Strasburg-Neubrandenburg unterschieden nach Tag, Abend und Nacht, und nach 3 Bewertungsverfahren, bezogen auf die Fahrstrecke innerorts.

EUR ₂₀₀₀ /100 Fzg-km -innerorts-		Pkw			Motorrad			Bus		
		Tag	Abend	Nacht	Tag	Abend	Nacht	Tag	Abend	Nacht
A	Gesundheitseffekte	0,02	0,08	0,2	0,06	0,17	0,5	0,14	0,44	1,4
	Belästigung	0,02	0,06	0,1	0,05	0,14	0,3	0,12	0,37	0,7
	Schlafstörung			0,2			0,4			1,0
	Summe A	0,04	0,14	0,5	0,10	0,32	1,2	0,26	0,82	3,1
B	Gesundheitseffekte	0,02	0,08	0,2	0,06	0,17	0,5	0,14	0,44	1,4
	Hedonische Bewertung	0,12	0,12	0,12	0,27	0,27	0,3	0,69	0,69	0,7
	Summe B	0,14	0,19	0,3	0,32	0,44	0,8	0,83	1,14	2,1
C	Gesundheitseffekte	0,02	0,08	0,2	0,06	0,17	0,5	0,14	0,44	1,4
	Bewertung L _{den}	0,03	0,09	0,3	0,07	0,22	0,7	0,18	0,57	1,8
	Summe C	0,05	0,17	0,5	0,13	0,39	1,2	0,32	1,01	3,2

Tabelle 74: Externe Grenzkosten für Straßengüterfahrzeuge der Fallstudie Strasburg-Neubrandenburg, unterschieden nach Tag, Abend und Nacht, und nach 3 Bewertungsverfahren, bezogen auf die Fahrstrecke innerorts.

EUR ₂₀₀₀ /100 Fzg-km -innerorts-		Lieferwagen			Leichte Lkw			Schwere Lkw		
		Tag	Abend	Nacht	Tag	Abend	Nacht	Tag	Abend	Nacht
A	Gesundheitseffekte	0,05	0,16	0,5	0,29	0,93	2,9	0,64	2,03	6,4
	Belästigung	0,04	0,14	0,3	0,25	0,78	1,5	0,54	1,70	3,4
	Schlafstörung			0,4			2,1			4,6
	Summe A	0,09	0,30	1,1	0,54	1,71	6,6	1,18	3,73	14,4
B	Gesundheitseffekte	0,05	0,16	0,5	0,29	0,93	2,9	0,64	2,03	6,4
	Hedonische Bewertung	0,25	0,25	0,3	1,45	1,45	1,5	3,16	3,16	3,2
	Summe B	0,30	0,41	0,8	1,75	2,39	4,4	3,81	5,19	9,6
C	Gesundheitseffekte	0,05	0,16	0,5	0,29	0,93	2,9	0,64	2,03	6,4
	Bewertung L _{den}	0,07	0,21	0,7	0,38	1,19	3,8	0,82	2,59	8,2
	Summe C	0,12	0,37	1,2	0,67	2,13	6,7	1,46	4,62	14,6

6.1.5 Exkurs: Berechnung von Durchschnittskosten

Ein weiteres Ergebnis der Fallstudien stellen die Jahresgesamtkosten auf den Straßenabschnitten dar. Nimmt man an, dass die Verhältnisse der Kosten der einzelnen Fahrzeugkategorien konstant sind, so kann man die Gesamtkosten auf die Fahrzeugkategorien verteilen, um Durchschnittskosten zu berechnen, die in der Summe den externen Jahresgesamtkosten entsprechen. Diese Durchschnittskosten sind in Tabelle 75 dargestellt.

Vergleicht man die Durchschnitts- mit den Grenzkosten, so fällt auf, dass die Durchschnittskosten das ca. 20- bis 30-fache über den Grenzkosten liegen. D.h. würde man, entgegen der Definition der Grenzkosten, diese nicht nur vom letzten zusätzlichen Fahrzeug verlangen, sondern von allen fahrenden Fahrzeugen, so könnte man die externen Gesamtkosten nicht decken.

Betrachtet man die Kostenberechnung als instationären Vorgang, so hätte das Fahrzeug, das jeweils vor dem letzten zusätzlichen Fahrzeug fährt, höhere Grenzkosten. Dies folgt aus der Art, wie der Mensch Schall wahrnimmt. Somit wäre ein Szenario begründbar, in dem der Erste, der in eine Straße (beispielsweise eine Einfallstraße an der Stadtgrenze) einfährt, einen relativ hohen Preis bezahlen muss, da er hohe Lärmkosten verursacht. Mit Zunahme des Verkehrs im Tagesverlauf würde der Preis durch Lärm sinken (allerdings der Preis durch Staukosten möglicherweise steigen). Mit jedem Folgenden würde der Preis fallen. Damit würden man über die Grenzkosten ebenfalls Kostendeckung erreichen können. In der Praxis ließe sich dies allerdings nur in Ausnahmefällen sinnvoll realisieren.

Tabelle 75: Durchschnittskosten zur Deckung der externen Lärmkosten der Fallstudien FS1-4.

EUR/ 100 Fzg-km	Pkw	Motorrad	Bus	Lieferwagen	Leichte Lkw	Schwere Lkw
FS1: Stuttgart Hohenheimer Straße: innerorts						
Tag	10	21	55	21	114	249
Abend	29	67	171	62	361	787
Nacht	114	267	685	249	1.441	3.128
FS2: Berlin: Frankfurter Allee: innerorts						
Tag	6	12	21	9	48	102
Abend	18	36	69	27	147	321
Nacht	69	147	276	102	582	1.264
FS3: Basel-Karlsruhe Autobahn						
Tag	0,1	0,2	0,2	0,1	0,1	0,2
Abend	0,2	0,4	0,4	0,2	0,4	0,7
Nacht	0,8	1,8	1,8	0,8	1,9	3,4
FS4: Strasburg-Neubrandenburg, bezogen auf die Innerorts-Kilometer						
Tag	1,2	3,0	7,9	2,7	16,4	35,9
Abend	4,3	9,7	25,0	9,1	52,0	113,5
Nacht	15,2	36,5	94,4	33,5	200,9	438,3

6.1.6 Zusammenfassung der Ergebnisse

Die in Kapitel 4 dargestellte Methode zur Berechnung externer Grenzkosten durch Straßenverkehrslärm wurde erfolgreich in vier verschiedenen realitätsnahen Fallstudien angewendet. Die Ergebnisse zeigen sowohl wesentliche Unterschiede zwischen den Fahrzeugkategorien als auch die Abhängigkeit von der Verkehrs- bzw. der Rezeptorsituation, d.h. von der Höhe des Geräuschniveaus, das bereits besteht, und der Anzahl der Betroffenen.

Unterschiede zwischen den Fahrzeugen

Die relativen Unterschiede der marginalen Kosten zwischen den Fahrzeugen ist ausschließlich abhängig von der Emission des Einzelfahrzeugs. Das Modell ermöglicht diesbezüglich die Berücksichtigung der Parameter:

- Emissionsfaktoren je Fahrzeugkategorie (konstant oder beschleunigte Fahrt) und
- Geschwindigkeit je Fahrzeugkategorie (frei wählbar).

Für die Fallstudien mit Innerorts-Teil (FS1, FS2, FS4) wurden jeweils die Emissionsfaktoren für beschleunigte Fahrt verwendet, da dies die entsprechende Situation mit Ampeln etc. nahe legte. Für die Fallstudie FS3 (Autobahn) wurde Konstantfahrt angenommen. Die Ergebnisse zeigen, dass bei typischen Geschwindigkeiten innerorts der Unterschied zwischen den Fahrzeugen sehr groß ist. Zwischen einem Pkw und einem schweren Lkw liegt in etwa ein Faktor 25. Bei höheren Geschwindigkeiten nehmen die Unterschiede ab und betragen entsprechend zwischen Pkw und schwerem Lkw mit Anhänger nur noch einen Faktor von ca. 4. Die Ergebnisse sind in Abbildung 26 dargestellt.

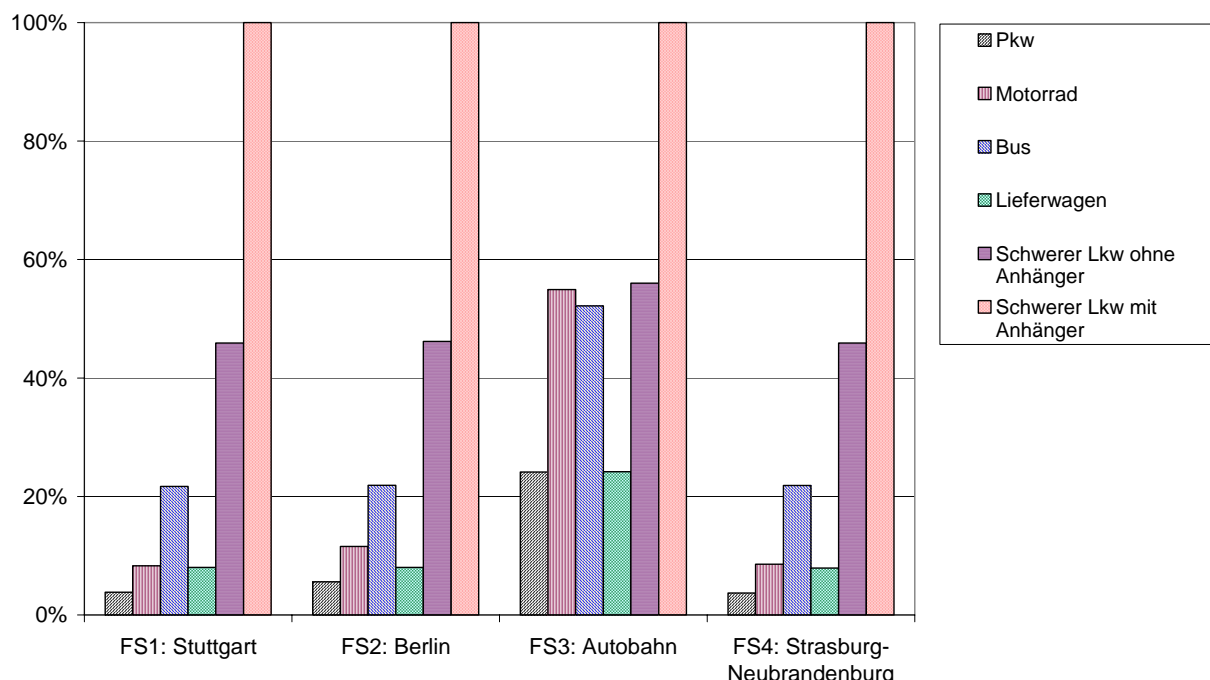


Abbildung 26: Marginale externe Kosten je Fallstudie bezogen auf einen schweren Lkw mit Anhänger.

Unterschiede zwischen den Bewertungsmethoden

Die Bewertung des Verkehrslärms in den Fallstudien wurde anhand dreier unterschiedlicher Modelle durchgeführt, die wiederum aus verschiedenen Kategorien zusammengesetzt sind.

Die Unterschiede zwischen den Bewertungsmodellen hängen vom Niveau des Gesamtgeräuschpegels ab und unterscheiden sich daher von Fallstudie zu Fallstudie. Für die hier zugrunde gelegten Werte ist eine Tendenz jedoch klar zu erkennen:

1. Modell B und C bewerten Geräusche am Tag und am Abend höher als Modell A;
2. Modell B berechnet am Tag und Abend höhere Werte als Modell C;
3. In der Nacht bringen Modell A und Modell C höhere Ergebnisse als B.

Ein relativer Vergleich zwischen den Bewertungsmodellen ist in Tabelle 76 dargestellt.

Tabelle 76: Unterschiede zwischen den Bewertungsmodellen für Tag, Abend und Nacht.

Bewertungsmodell	Tag	Abend	Nacht
Modell A	1	1	1
Modell B	2,5 – 3,4	1,2 – 2,8	0,6
Modell C	1,2 – 2,1	1,2 – 2,1	0,9 – 1,3

Vergleicht man die Bewertungskategorien, so zeigen sich verschiedene Einflüsse. Da sich die hedonische Bewertung nur auf einen durchschnittlichen Geräuschpegel zwischen 6 und 22 Uhr stützt, bleibt dieser Wert über den Zeitscheiben konstant. Die Schlafstörung stützt sich hingegen nur auf den Geräuschpegel zwischen 22 und 6 Uhr, ergibt aber immer einen höheren Wert als die hedonische Bewertung alleine. Die anderen drei Bewertungskategorien Gesundheit, Belästigung und Bewertung des L_{den} berechnen sich aus dem gewichteten Gesamtpegel L_{den} und nehmen daher am Abend und in der Nacht zu. Die Verhältnisse zwischen den Bewertungskategorien verschieben sich jedoch je nach Niveau des Gesamtgeräuschpegels. Werden die Schwellwerte gar nicht oder selten erreicht, so wie bei der Fallstudie FS3 (Autobahn), so fallen die Gesundheitseffekte weg oder entsprechend klein aus. Die Ergebnisse der unterschiedlichen Bewertungskategorien Gesundheitseffekte, Belästigung, Bewertung L_{den} und Schlafstörung sind relativ zur hedonischen Bewertung (100 %) in Abbildung 27 graphisch dargestellt.

Unterschiede zwischen den Fallstudien für Fahrten innerorts

Die Fallstudie FS4 Strasburg-Neubrandenburg unterscheidet sich in der Anzahl Betroffener je Kilometer Innerortsstraße wesentlich von FS1 (Stuttgart) und FS2 (Berlin), welche hier ähnliche Zahlen aufweisen (etwa 800 Haushalte je Kilometer). Letztere unterscheiden sich hingegen wesentlich beim Verkehrsaufkommen. Dadurch verschiebt sich das Pegelniveau bei FS2 gegenüber FS1 um etwa 3 dB nach oben. Die marginalen Kosten vermindern sich daher um 50 % bis 70 %. Hierbei sinken die Gesundheitseffekte, Bewertung nach L_{den} und die Bewertung der Schlafstörung auf ca. 33 % ab. Die Belästigung sinkt aufgrund ihres stärkeren nichtlinearen Verlaufs auf nur knapp 40 % ab. Die hedonische Bewertung sinkt noch stärker auf ca. 30 % ab. Eine Ausnahme für diesen Vergleich bilden Pkw und Motorräder. Für diese Fahrzeuge wurde auf der sehr gut ausgebauten Straße in Berlin höhere Geschwindigkeiten angenommen. Daher vermindern sich die marginalen externen Kosten hier nur um ca. 50 %.

Unterschiede zwischen den Fallstudien für Überlandfahrten

Die Ergebnisse der Fallstudie FS3 stellen einen Durchschnittswert für eine Distanz von 200 km dar. Entsprechend können auch Durchschnittswerte für die Überlandstrecke der Fallstudie FS4 abgeleitet werden. Die sich ergebenden Mittelwerte liegen für FS4 Strasburg-Neubrandenburg etwa einen Faktor zwei über den Werten von FS3 Basel-Karlsruhe

Autobahn. Die Rezeptorszenarien sind kaum vergleichbar. Der Mittelwert der betroffenen Haushalte pro Kilometer ist mit 29 Hh/km höher bei FS3 als bei FS4, wobei bei FS4 die Fassaden innerorts viel näher an der Straße liegen als im Falle der Autobahn.

Einfluss der Schwellwerte auf die marginalen Kosten

Die verschiedenen Bewertungskategorien unterliegen unterschiedlichen Schwellwerten. Durch ein letztes zusätzliches Fahrzeug kann sich die Anzahl Betroffener erhöhen, aber dieser Einfluss ist sehr gering. Insbesondere spielte die Frage, ab welchem Schwellwert der L_{den} bewertet werden soll (50 oder 55 dB) keine Rolle, da sowohl alle marginalen als auch alle Referenzszenarien immer über dem Schwellwert lagen.

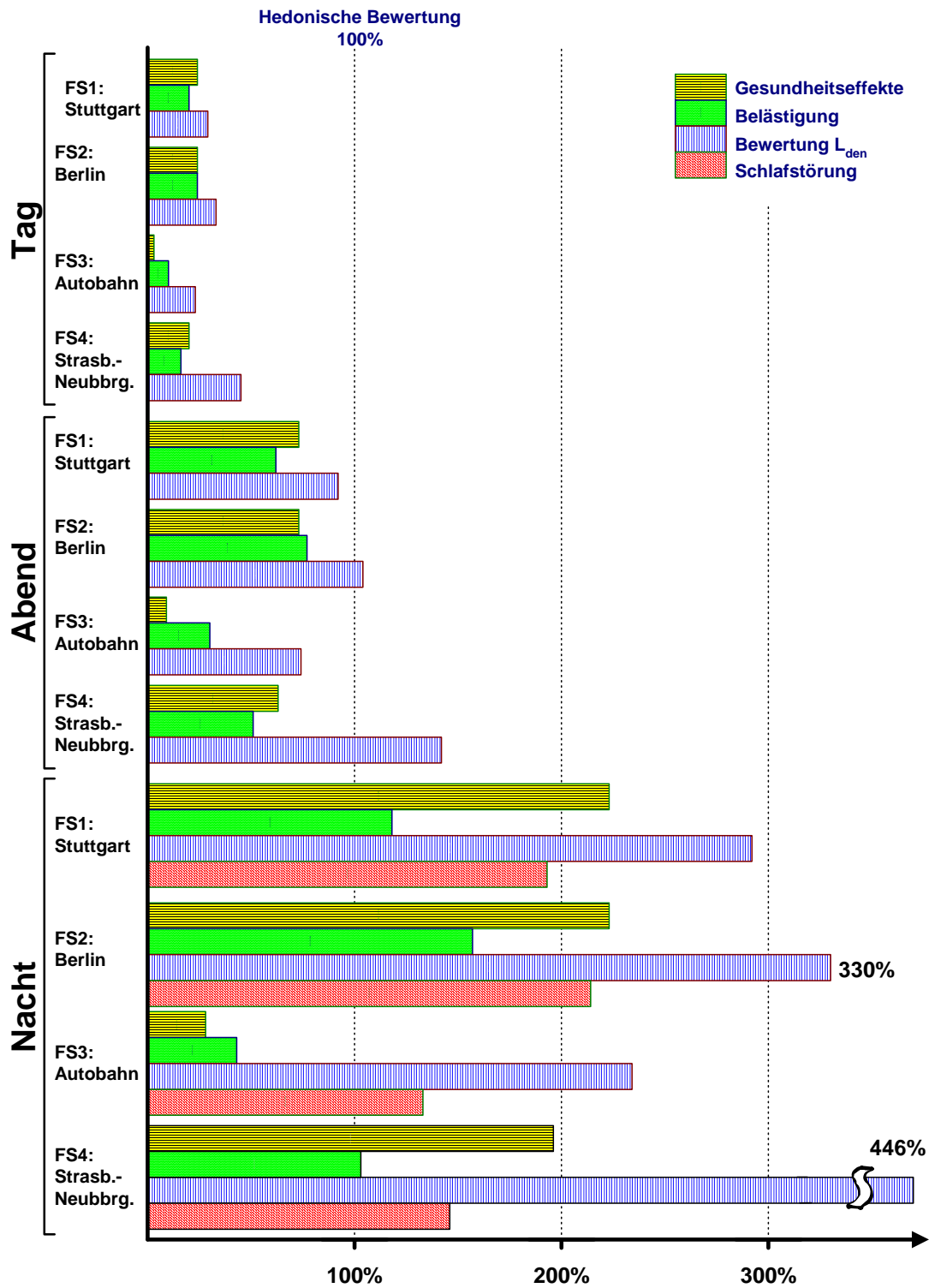


Abbildung 27: Ergebnisse der Bewertungskategorien Gesundheit, Belästigung, Bewertung L_{den} und Schlafstörung relativ zur hedonischen Bewertung.

6.2 Schienenverkehr: Fallstudie Basel-Karlsruhe

Die Zuladung eines Containers oder der Zustieg eines Passagiers in einen bestehenden Zug verursacht keine zusätzlichen Lärmkosten. Da ab einer bestimmten Nachfrage ein neuer Zug eingesetzt wird und dieser wiederum eine durchschnittliche Auslastung hat, ist es sinnvoll, die Berechnung der externen Grenzkosten des Schienenverkehrs auf einen potenziellen zusätzlichen Zug zu beziehen. Analog zum Straßenverkehr sind zur Berechnung mit dem Wirkungspfadansatz Daten zum Gesamtverkehrsaufkommen sowie Daten zur Anzahl und Lage von Betroffenen entlang einer bestimmten Strecke erforderlich.

6.2.1 Beschreibung der Fallstudie

Die Schienenstrecke Basel-Karlsruhe ist eine hochbelastete Nord-Süd-Verbindung. Sowohl internationale als auch lokale Personen- und Güterverkehre werden auf dieser Trasse abgewickelt. Insbesondere verkehren über diese Strecke in südlicher Richtung Fernverkehrszüge in die Schweiz und nach Italien und in nördlicher Richtung in die Niederlande.

Verkehrsszenario

Während die Streckenbelastung durch Personenzüge einem Fahrplan entnommen werden kann, ist dies für Güterzüge nicht möglich. Aufgrund der Wettbewerbssituation sind Streckenbelastungen durch Güterzüge im Bereich der Deutschen Bahn AG heute nicht ohne weiteres zugänglich. Die Zugstrecke zwischen Basel und Karlsruhe wurde als Fallstudie ausgewählt, da hierfür die Streckenbelastung durch Güterzüge für ein zurückliegendes Bezugsjahr (Woche 43 1992, Mittwoch) vorlagen (Deutsche Bahn 1996), welche als Anhaltswerte zugrunde gelegt werden konnten. Die Belastung durch Regional-, Intercity- und ICE-Züge wurden dem Fahrplan eines Mittwochs im März 2001 entnommen (HaCon Fahrplanauskunft 2000). Insgesamt wurden 36 Zuglaufabschnitte auf ihre Belastung hin analysiert und auf die entsprechende Liniensegmente in einem geographischen Informationssystem übertragen (ESRI 1993). Die Lagegenauigkeit der Streckenführung im GIS wurde durch die Kontrolle mit einer elektronischen topographischen Karten im Maßstab 1:50.000 verifiziert. Die Daten zum Verkehrsaufkommen sind in Tabelle 131 im Anhang dargestellt. Die Annahmen zu den Zuggeschwindigkeiten, den Zuglängen und dem Anteil schiebengebremsener Waggons sind im Anhang enthalten.

Rezeptorszenario

Zur Berechnung von Rezeptorpunkten wurde das Verfahren, wie in Abschnitt 4.2.2 beschrieben, angewendet. Wie für die Fallstudie Basel-Karlsruhe Autobahn beschrieben, ergibt sich eine Bevölkerungsdichte von 3 bis 9 Haushalte je Flächenquadrat von 50 m x 50 m. Insgesamt wurden 11.725 Haushalte im Einflussbereich des Schienenlärms für dieses Szenario berechnet. Dies entspricht im Mittel knapp 59 Haushalte pro Kilometer der Gesamtstrecke. Tatsächlich befindet sich jedoch der Großteil innerhalb der Ortsdurchfahrten.

Ergebnisse der Lärmberechnungen

Entlang der Schienenstrecke wurden Maximalpegel von knapp 75 dB $L_{Aeq\ 6-22h}$ und 84 dB L_{den} berechnet. Der höchste Pegel in der Nacht ist 78 dB $L_{Aeq\ 22-6h}$. Die Bandbreite der berechneten Pegel ist mit minimalen Pegeln von 49 dB $L_{Aeq\ 6-22h}$ und 56 dB L_{den} enorm. Die genaue Verteilung ist im Anhang in Tabelle 122 dargestellt.

6.2.2 Ergebnisse

Für den zusätzlichen Regionalzug am Tag ergeben sich marginale Kosten von 0,5 bis 4,6 Cent/Zug-km bezogen auf die Gesamtstrecke und je nach Bewertungsverfahren. Für die Nacht ergibt sich ein maximaler Wert von 7,5 Cent/Zug-km. Ein Intercity-Zug hat aufgrund seiner größeren Länge einen höheren Wert von 0,6 bis 6,1 Cent/Zug-km am Tag und knapp 10 Cent/Zug-km in der Nacht. Der höchste Werte berechnet sich aufgrund seiner hohen Geräuschemission für den Güterzüge. Ein Güterzug verursacht Grenzkosten am Tag zwischen 3,0 und 23 Cent/Zug-km und zwischen 27 bis 37 Cent/Zug-km in der Nacht je nach Bewertungsverfahren. Die Ergebnisse können der Tabelle 77 entnommen werden.

Tabelle 77: Externe Grenzkosten durch Schienenlärm für die Fallstudie Basel-Karlsruhe unterschieden nach Tag, Abend und Nacht und nach 3 Bewertungsverfahren.

EUR ₂₀₀₀ 100 Zug-km		Regionalzug			Intercity-Zug			Güterzug		
		Tag	Abend	Nacht	Tag	Abend	Nacht	Tag	Abend	Nacht
A	Gesundheitseffekte	0,2	1,0	3,1	0,3	1,6	3,8	1,8	4,7	14,9
	Belästigung	0,4	1,2	3,5	0,5	1,6	4,6	1,9	6,0	16,9
	Schlafstörung	-	-	1,0	-	-	1,3	-	-	4,7
	Summe A	0,6	2,2	7,5	0,8	3,3	9,8	3,7	10,7	36,5
B	Gesundheitseffekte	0,2	1,0	3,1	0,3	1,6	3,8	1,8	4,7	14,9
	Hedonische Bewertung ^a	4,4	4,4	4,4	5,8	5,8	5,8	21,2	21,2	21,2
	Summe B	4,6	5,4	7,4	6,1	7,5	9,7	23,0	25,9	36,1
C	Gesundheitseffekte	0,2	1,0	3,1	0,3	1,6	3,8	1,8	4,7	14,9
	Bewertung L _{den}	0,3	0,8	2,6	0,3	1,1	3,5	1,3	4,0	12,5
	Summe C	0,5	1,8	5,7	0,6	2,7	7,3	3,0	8,7	27,4

Anm.: ^a mit 5 dB Schienenbonus.

Analog der Fallstudien für den Straßenverkehr wurden für den Schienenverkehr ebenfalls drei verschiedene Bewertungsmodelle eingesetzt. Bei der Betrachtung der Unterschiede zwischen den Bewertungsmethoden fällt auf, dass Modell B am Tag trotz Schienenbonus den Schienenlärm sehr viel höher bewertet als Modell A und B. In der Tendenz entspricht dies den Ergebnissen des Straßenlärms, ist aber hier bis zu einem Faktor 3 höher, obwohl mit einem Schienenbonus von 5 dB gerechnet wurde.

6.3 Flugverkehr: Fallstudie Flughafen Frankfurt/Main

Für den Flugverkehr wird eine zusätzliche Flugbewegung, also ein Start oder eine Landung, als die maßgebliche Änderung der Verkehrsnachfrage betrachtet, für die die externen Grenzkosten bestimmt werden sollen (siehe dazu auch Kapitel 2.1.1). Die Modellierung von Fluglärm ist außerordentlich aufwändig. Einerseits betrifft dies die Beschreibung der Flugbewegungen nach Fluggerät, Flugbahn und Flugzeit, andererseits bezieht sich dies auch auf die Handhabung des Lärmmodells selbst. Die Betrachtung eines Flughafens entsprechend der in Kapitel 4 formulierten Methode erfordert daher sehr viele orts- und fallspezifische Daten. Daher beschränkt sich diese Arbeit auf Berechnungen am Flughafen Frankfurt/Main, dem größten deutschen Flughafen, für den entsprechende Daten zur Verfügung standen (Schmid, Preiss et al. 2003).

6.3.1 Beschreibung des Flugverkehrs am Flughafen Frankfurt/Main

Der Flughafen Frankfurt/Main befindet sich südwestlich der Stadt Frankfurt am Main in etwa 12 km Entfernung (DFS 2002). Im aktuellen Ausbaustand hat der Flughafen drei Bahnen: Zwei parallele Start- und Landebahnen („07L“ und „07R“, Ausrichtung 69°; „25R“ und „25L“, Ausrichtung 249°)¹⁰, welche zum Starten und Landen nach Ost und West benutzt werden können, und eine Startbahn („18“, Ausrichtung 179°), welche nur zum Starten in Richtung Süden und nicht als Landebahn verwendet wird.

6.3.1.1 Flugrouten

Für die Berechnung der ortsabhängigen externen Kosten sind die Flugrouten wesentlich. Diese werden in Deutschland von der Deutschen Flugsicherung GmbH (DFS) vorgeschrieben, wobei in Frankfurt die Frankfurter Kommission zur Abwehr des Fluglärms in den Entscheidungsprozess mit einbezogen wird. Für die Höhe der externen Lärmkosten ist es bestimmend, welche Gebiete in welcher Höhe überflogen werden, da dies die Größe der exponierten Bevölkerung sowie den Lärmpegel festlegt.

Abflugrouten

Abflüge von Verkehrsflugzeugen werden i. Allg. auf so genannten Instrumentenabflugstrecken (SID) durchgeführt, die von der DFS konstruiert und im Luftfahrthandbuch Deutschland veröffentlicht werden. Diese Flugrouten werden von den genannten Beteiligten unter der Vorgaben der Lärminderung ausgewählt, allerdings geordnet nach Wichtigkeit erst an dritter Stelle. An primärer Stelle steht Sicherheit und die praktische Anwendbarkeit. Dennoch werden die Abflugstrecken als „Minimum Noise Routes“ bezeichnet, wobei darauf hingewiesen wird, dass dies in einem dicht besiedelten Ballungsraum nur bedingt möglich ist (DFS 2001).

Flugzeuge starten bevorzugt gegen den Wind. Westliche Winde stellen mit ca. 80 % die Normalsituation in Frankfurt/qMain dar („Westbetrieb“), wodurch landenden Luftfahrzeugen bevorzugt die Landerichtung 25 zugewiesen wird (DFS 2001). Entsprechend wird überwiegend auf den Rollbahnen 25R (vorzugsweise für Abflüge Richtung NW, N und NO) und 18 (grundsätzlich für Abflüge in Richtung W, SW, S und SO) gestartet. Auf 18 („Startbahn West“) kann aus Lärmschutzgründen nur in Richtung Süden gestartet werden,

¹⁰ Die verkürzte Landebahn 26L, die physikalisch einen Teil von 25L darstellt, dient der Erhöhung der Landekapazität und wird in dieser Arbeit nicht berücksichtigt.

vorausgesetzt die Rückenwindkomponente ist nicht größer als 5 kt. Bei Landerichtung 07 („Ostbetrieb“) wird für Abflüge in Richtung NW, N, NO und O vorzugsweise die Start- und Landebahn 07L zugewiesen.

Die SID weisen aufgrund des hohen Verkehrsaufkommens in Frankfurt/Main eine beachtliche Komplexität auf. Da die Simulationsrechnungen einen hohen Aufwand erfordern, beschränken sich die Berechnungen auf die wichtigsten, d.h. am häufigsten beflogenen Abflugstrecken. Diese sind in Abbildung 28 als durchgezogene Linien eingezeichnet. Nicht betrachtete Flugrouten sind gepunktet oder, im Fall des Abdrehbereichs Taunus aufgrund der dortigen Variabilität, gestrichelt dargestellt.

Der Name einer SID besteht aus einer Wegpunkt-Bezeichnung (z.B. GOGAS), einer Versionsnummer von 1 bis 9 und einem Buchstaben. Eine Übersicht deren Bedeutung ist in Tabelle 133 dargestellt. Jede Rollbahn-Richtung hat eine oder mehrere SID zugeordnet, wobei z.B. 07R und 07L die gleichen SID besitzen. Der Hauptgrund für verschiedene SID für dieselbe Rollbahn und Richtung sind die verschiedenen Steigeigenschaften der Luftfahrzeuge. Zudem werden dadurch Nachtflugstrecken zur Lärmbekämpfung unterschieden (Schief 2002). Eine Übersicht der SID und die in dieser Arbeit verwendeten Kurzbezeichnungen sind in Tabelle 132 im Anhang dargestellt.

Betrachtet man Radarplots von Flugverläufen, so fällt auf, dass den meisten Abflugrouten sehr genau gefolgt wird. Ausnahme hiervon ist die Abflugroute Richtung Nordwest zum Ausflugsunkt TABUM, die einen weiten Streubereich aufweist. Zunächst GOGAS folgend, wird ab einer Minimaldistanz und ab dem Erreichen einer Mindestflughöhe von 3.500 ft über NN (1.967 m) nach Norden abgedreht. Nach dem Erreichen einer Höhe von 4.400 ft NN (1.342 m) wird Richtung TABUM abgedreht. Da die Flugzeuge ein unterschiedliches Steigvermögen aufweisen sind die Abdrehpunkte somit variabel. Die Route für die Simulationsrechnungen in diesem Bereich wurden visuell nach der am stärksten beflogenen Strecke aufgrund der Radarplots ausgewählt. In Abweichung zum Stand des 19. April 2001 wird die Nachtstabsflugstrecke für 3- und 4-strahlige Luftfahrzeuge nach TABUM bzw. GOGAS wie am Tag gewählt, da dies den Lärmdaten der HLUg entspricht.

Anflugrouten

Anflugrouten sind im Gegensatz zu Abflugrouten extrem einfach. Der Anflug erfolgt geradlinig aus einiger Entfernung mit einem Anflugwinkel von 3° auf die Landebahn zu. Nach den Daten des DES wird im langjährigen Mittel der Flughafen am Tag zu 73 % und in der Nacht zu 81 % im Westbetrieb beflogen (Fraport AG 2001). Dies heißt, dass im Großteil des Jahres die Landungen aus Richtung Osten erfolgen und Landung aus Richtung Westen entsprechend seltener sind.

6.3.1.2 Lärmschutz

Bestimmungen zum Lärmschutz betreffen in Frankfurt/Main die Einschränkung des Nachtflugverkehrs sowie die Betriebsbeschränkung von ICAO-Kapitel-2 – Flugzeugen auch außerhalb der Nachtzeit (Luftfahrthandbuch Deutschland Stand 2 Nov 2000). Mittlerweile landen entsprechend EU-Recht nach Aussagen der Fraport AG keine Kapitel-2-Flugzeuge mehr in Frankfurt (Stand 2003). Ebenfalls zum Lärmschutz tragen die vorgeschriebenen Flughöhen bei, die während des Abflugs an gewissen Punkten eingehalten werden müssen. Die Flugrouten werden zudem entsprechend den technischen Möglichkeiten des Luftfahrzeugs zugewiesen.

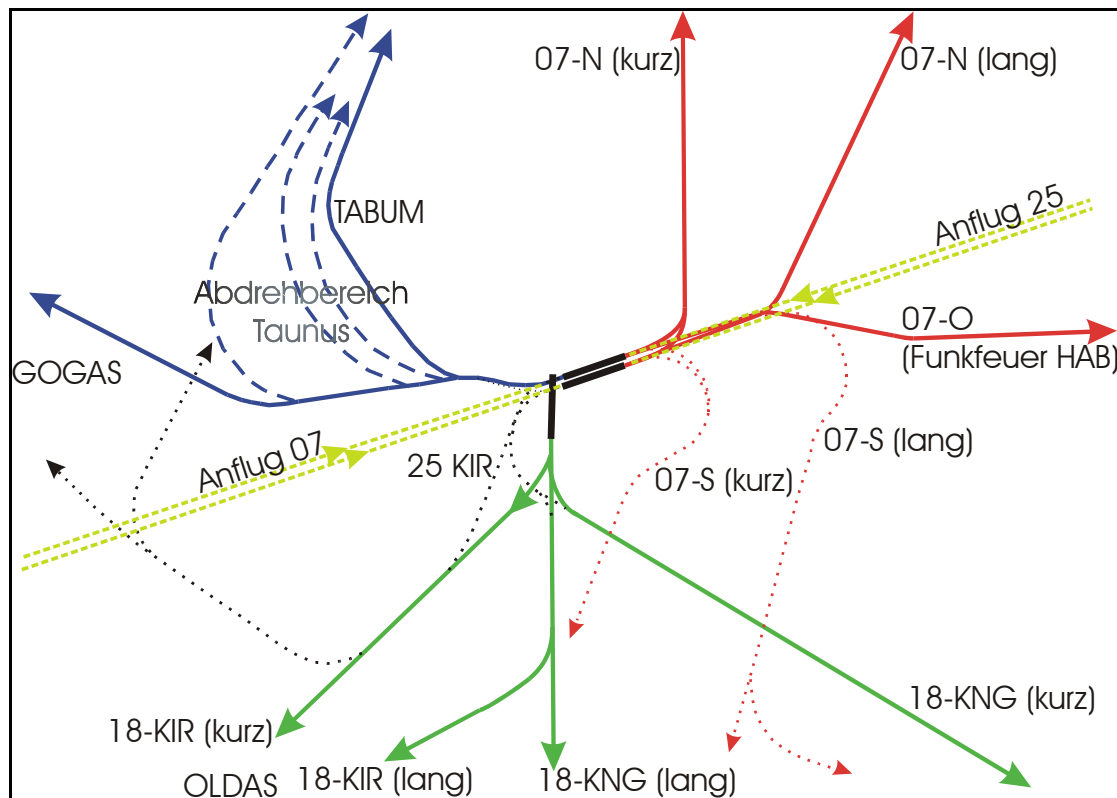


Abbildung 28: Skizze der Abflug- und Endanflugrouten für Strahlflugzeuge am Flughafen Frankfurt/Main (nach DFS 2001, Stand 19.04.2001).

6.3.2 Berechnung der Grenzkosten durch Fluglärm

Fluglärm des bestehenden Flugverkehrs

Den Berechnungen der externen Kosten durch Fluglärm liegen modellierte Lärmdaten des Hessischen Landesamtes für Umwelt und Geologie (HLUG) zugrunde. Diese standen für die Zeitscheiben Tag (6 bis 22 Uhr) und Nacht (22 bis 6 Uhr) ausgedrückt als $L_{Aeq(3)}$ für die Situation 2001 und für jeweils beide Betriebsrichtungen zur Verfügung (HLUG 2002). Das Modellgebiet dieser Daten entspricht einem Quadrat mit 70 km Kantenlänge und einer Auflösung von 100 m, sodass je Fall 490.000 Datensätze, und insgesamt 4,9 Mio. Datensätze zu verarbeiten waren. Die verwendeten Lärmdaten sind zusammen mit den zur Expositionsbestimmung verwendeten Bevölkerungsdaten in Abbildung 45 graphisch dargestellt.

Der als wesentliche Größe benötigte Lärmpegel ausgedrückt als L_{den} war nicht verfügbar und wurde daher unter der vereinfachenden Annahme der Gleichverteilung zwischen Tag und Abend aus den gegebenen zwei Lärmindizes mit einem Malus von 5 dB am Abend und 10 dB in der Nacht berechnet. Weitere Lärmwerte, wie z. B. SEL, standen ebenfalls nicht zur Verfügung. Daher können keine Kosten für Gesprächsstörung berechnet werden.

Berücksichtigung der Gesamtlärmbelastung

Um die Schwellwerte bei der Wirkungsberechnung berücksichtigen zu können, muss abgesehen vom Fluglärm die Hintergrundbelastung durch andere Lärmarten beachtet werden. Dies betrifft zunächst hauptsächlich allgemeinen Straßenlärm sowie Rolllärm und Bodenlärm, der vom Flughafen ausgeht. Für den Roll- und Bodenlärm wurden Gutachten des Raumordnungsverfahrens zum Ausbau des Flughafens herangezogen. Roll- und Bodenlärm

spielen demzufolge in den angrenzenden Gemeinden eine geringe Rolle und führen lediglich in Kelsterbach und Walldorf zu einer Pegelerhöhung von etwa 1 dB (ROV G6.5 2001). Die verfügbare Information in Form von 22 Nachweispunkten wurde in das Gesamtlärmszenario eingearbeitet (ROV G6.3 2001; ROV G6.4 2001).

Eine größere Rolle für die Schwellwerte spielt der Straßenlärm. Dafür wurde ein Ausschnitt eines digitalen Straßennetzes, das mit Stadtmodellbausteinen attribuiert ist (Mahmoudi et al. 2001), mit den Bevölkerungsdaten (I&U 2003) verschnitten. Entlang dieser Innerorts-Straßenabschnitte wurde an den nächstgelegenen Gitterpunkt die Betroffenenmenge entsprechend der Bevölkerungsdichte des Polygons abgeleitet. Um den Aufwand zu begrenzen, wurden mittlere Werte aus Fallstudien für Städte übertragen (u.a. dargestellt in Kapitel 8). Schienenlärm konnte nicht berücksichtigt werden.

Fluglärm für das marginale Szenario

Für die Berechnung von Grenzkosten werden zu den beschriebenen Gesamtlärmszenarien des Referenzfalls marginale Lärmszenarien benötigt. Diese werden berechnet, indem zu dem Referenzfall das Fluglärmszenario einer einzelnen Flugbewegung energetisch addiert wird. Für diese Modellierung eines bestimmten Flugzeugs wurde das „Integrated Noise Model“ (INM) der Federal Aviation Administration, U.S. Department of Transportation (FAA 2001) in der Version 6.0c verwendet. Eine kurze Einführung zur Fluglärmmodellierung ist in Kapitel 4.1.3 enthalten. Einige Ergebnisse der Fluglärmsimulationen einzelner Flugbewegungen sind exemplarisch in Abbildung 46 und Abbildung 47 dargestellt.

6.3.3 Ergebnisse

Zunächst werden die Unterschiede zwischen den verschiedenen Flugzeugtypen und einzelnen Flugzeugtypen mit unterschiedlichen Triewerken untersucht. Im Anschluss werden für ausgewählte Referenzflugzeuge die Grenzkosten auf den einzelnen Flugrouten für An- und Abflüge berechnet.

Für die Modellierung werden so genannte prozedurale Profile verwendet, d.h. es wird die Position der Klappen, die Höhe des Schubs, die Steigrate und die zu erreichende Geschwindigkeit für verschiedene Abschnitte des Abflugs und das Abfluggewicht vorgegeben. Die verschiedenen, wählbaren Standardprofile stimmen mit den Flugrestriktionen weitgehend überein und werden ansonsten nicht variiert. Allerdings dürfen in der Praxis Flugzeuge mit eingeschränkter Steigfähigkeit nur bestimmte Flugroute befliegen. Zum Vergleich sind jedoch in den jeweiligen Tabellen alle modellierten Flugzeuge unabhängig zu dieser Vorgabe dargestellt. Der Anflug wurde generell mit einem Anflugwinkel von 3° (nach DFS 2002) angenommen.

Ergebnisse werden für verschiedene Bewertungsansätze dargestellt und, wenn je nach Bewertungsansatz möglich, für Tag-, Abend- und Nachtflüge getrennt ausgewiesen.

6.3.3.1 Unterschiede der Flugzeugtypen und Triebwerkskonfigurationen

Um einen Überblick über die Unterschiede zwischen den Flugzeugtypen und den verschiedenen Triebwerkskonfigurationen zu erhalten, wurde eine größere Anzahl von Flugzeugtypen auf der gleichen Flugroute modelliert.

Für die Auswahl der Flugzeugtypen wurde die gültige Flughafenentgeltordnung der Fraport AG herangezogen. Die LAZ-Zuordnung besteht für ICAO-16/3-Fluggeräten aus fünf

besetzten Kategorien mit insgesamt 45 Fluggerättypen oder Gruppen von Fluggeräten. Diesen konnten 67 Flugzeugtypen bzw. Kombinationen aus Flugzeugen und Flugturbinen zugeordnet werden. 10 Fluggeräte der LAZ-Einteilung konnten nicht berücksichtigt werden, da die notwendigen Grundlagendaten zur Lärmmodellierung nicht verfügbar waren. Die genaue Bezeichnung der verwendeten Referenzflugzeuge ist im Anhang in Tabelle 134 aufgeführt. Die Untersuchung beschränkt sich auf die in ICAO Annex 16/3 klassifizierten Flugzeuge, da inzwischen Flugzeuge aus 16/2 europaweit gebannt sind. Dass sich Flugbewegungen im Jahr 2003 auf 16/3-Flugzeuge beschränken, wurde von der Fraport AG bestätigt (Preiss 2003). Diese Untersuchung wurde auf der Flugroute TABUM durchgeführt, wobei das Abfluggewicht mit ca. 80 % des maximal zulässigen Abfluggewichts angenommen wurde.

Abbildung 29 stellt die Unterschiede der Flugzeugtypen vergleichend für den Abflug am Tag auf der Flugroute TABUM dar. Zugrundegelegt ist eine Bewertung von 39 € je dB_{Lden} pro Haushalt und Jahr über einem Schwellwert von 50 dB_{Lden} . Aufgetragen sind die marginalen externen Kosten über dem tatsächlichen Abfluggewicht, welches in diesem Fall als ca. 80 % des maximal zulässigen Abfluggewichts angenommen wurde und direkten Einfluss auf das Steigverhalten hat.

In der Tendenz zeigen sich Abhängigkeiten zum Startgewicht, die jedoch von Flugzeugen wie 737N17, 737N9, DC93LW, DC95HW und MD83 durchbrochen wird. Diese Konfigurationen der 737200 und der DC9 sind mit einem Hushkit ausgerüstet und erreichen nur so die Klassifizierung als Kapitel-3-Flugzeug. Diese Flugzeuge sind erwartungsgemäß lauter als vergleichbare. Die DC10-Serien 30 und 40 wurden 1972 vorgestellt und waren die ersten kommerziellen Flugzeuge, die als Kapitel 3 zugelassen wurden (Boeing 2003). Die Boeing 747200 wurde ebenfalls Anfang der 70er Jahre zugelassen.

Die höheren Kosten der nachgerüsteten Maschinen finden anscheinend keine Berücksichtigung in den LAZ-Kategorien. Grundsätzlich kann es möglich sein, dass ein Flugzeug an einem bestimmten Messpunkt zwar lauter ist, aber durch eine höhere Steigfähigkeit der von ihm ausgehende Lärmteppich einen geringeren Teil der Bevölkerung betrifft als leisere, aber flacher steigende Flugzeuge.

Die marginalen Kosten der Landung auf der Rollbahn 07R für die 67 Flugzeugtypen sind in Abbildung 30 dargestellt. Die Berechnungen wurden für einen Standard-Gleitwinkel von 3° bei Ostbetrieb durchgeführt und sind in Abhängigkeit der Flugzeuggröße (maximal zulässiges Abfluggewicht) dargestellt. In der Tendenz zeigt sich eine Abhängigkeit der externen Kosten von der Flugzeuggröße, jedoch ist eine Zuordnung zu LAZ-Kategorien wiederum nicht möglich.

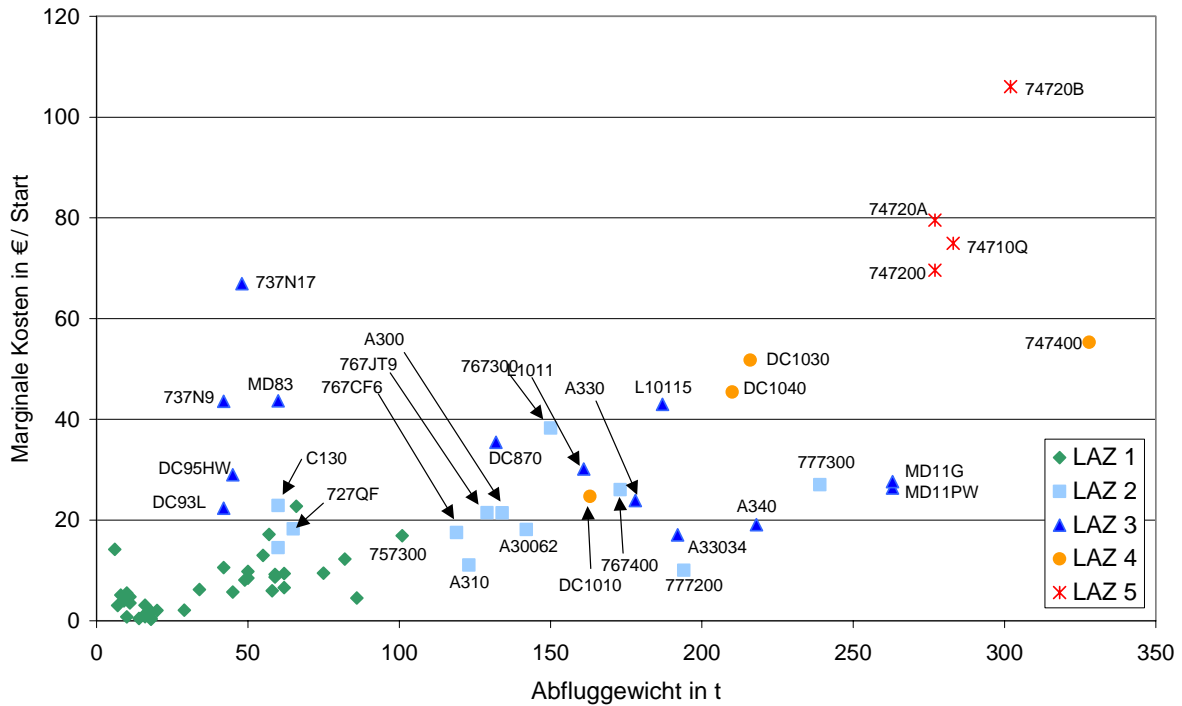


Abbildung 29. Marginale externe Kosten verschiedener Flugzeugtypen für den Abflug am Tag auf Flugroute TABUM in Abhängigkeit des Abfluggewichts und dargestellt in Kategorien der Flughafenentgeltordnung 2003 (Bewertung mit 18 EUR/dB_{Lden} pro Person, Schwellwert 50 dB_{Lden}).

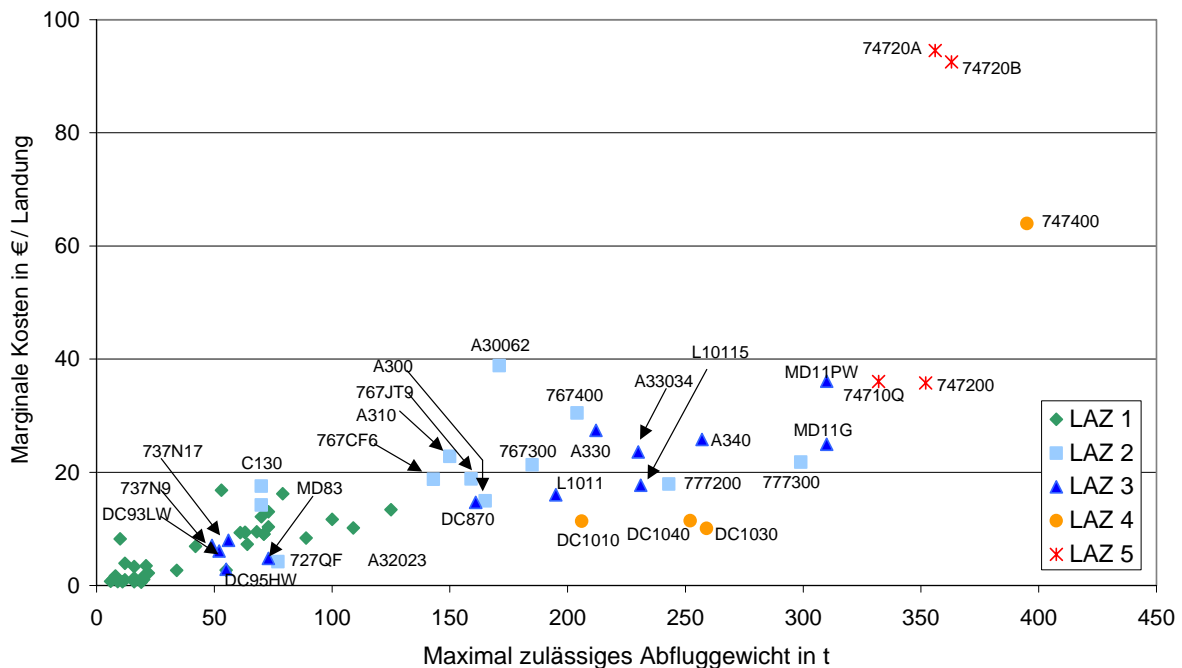


Abbildung 30: Marginale externe Kosten verschiedener Flugzeugtypen für den Anflug am Tag auf Landebahn 07R in Abhängigkeit des maximalen Abfluggewichts und dargestellt in Kategorien der Flughafenentgeltordnung 2003 (Bewertung mit 18 €/dB_{Lden} pro Person, Schwellwert 50 dB_{Lden}).

6.3.3.2 Grenzkosten bei Abflügen

Aufgrund der Komplexität und des Rechenaufwandes wurden 12 Referenzflugzeuge ausgewählt, die den Verkehr am Flughafen Frankfurt/Main repräsentieren können. Hierbei wurde die Häufigkeitsstatistik der Flugbewegungen 2001 in Betracht gezogen (Krüger, Bickel et al. 2001). Für diese 12 Flugzeugtypen werden die Grenzkosten auf den wichtigsten neun Abflugrouten berechnet.

Ergebnisse auf den einzelnen Flugrouten

Generell zeigt sich, dass die Flugrouten in Richtung Süden geringere marginale Kosten aufweisen. Die Routen Richtung Osten weisen die höchsten Werte auf. Dies erklärt sich aus dem Überflug von dicht besiedelten Teilen Frankfurts. Die Ergebnisse für Tag, Abend und Nacht für das Bewertungsmodell A sind in Tabelle 137 im Anhang dargestellt. Die Resultate für die Bewertung des Fluglärms über den L_{den} getrennt für Tag, Abend und Nacht sind in Tabelle 139 und Tabelle 140 jeweils für den Schwellwert 50 dB L_{den} und 55 dB L_{den} dargestellt. Da diese Bewertungsmethode keinen abschließenden Hinweis hat, welcher Schwellwert benutzt werden soll, jedoch ein erheblicher Einfluss auf die Ergebnisse besteht, wird im Weiteren der Mittelwert verwendet. Die Ergebnisse mit der Bewertung über den Mietpreisverlust (Modell B) sind in Tabelle 138 für dem Schwellwert 55 dB $L_{Aeq\ 6-22h}$ enthalten. Für Modell B ist dies der korrekte Schwellwert, jedoch wird zum Test der Sensitivität auch der Schwellwert 50 dB ausgewiesen. Allerdings kann dies nur einen Hinweis geben, da der NSDI für SW 55 dB $L_{Aeq\ 6-22h}$ berechnet wurde. Die Grenzkosten in der Nacht, die sich allein aus der Bewertung der Schlafqualität ergeben, sind in Tabelle 141 dargestellt. Die Grenzkosten wurden für die Referenzflugzeug auf allen Flugrouten berechnet. Tatsächlich dürfen jedoch einige Flugzeugtypen aufgrund der Vorschriften im Luftfahrthandbuch nicht auf allen Routen starten. Dies wird im Folgenden berücksichtigt.

Mittelwerte der Ergebnisse aufgrund der Flugroutenbelegung

Gewichtet man die Grenzkosten auf den einzelnen Abflugrouten mit der Routenbelegung (Fraport AG 2001), so können mittlere Grenzkosten je Flugzeugtyp berechnet werden. Für die kleinsten Flugzeugtypen ergeben sich Wert zwischen 0 und 6 Euro. Für eines der lautesten betrachteten Flugzeug, eine Boeing 747200, berechnen sich je nach Bewertungsmodell am Tag zwischen 48 Euro und 90 Euro, am Abend zwischen 90 Euro und 196 Euro und in der Nacht zwischen 342 Euro und 453 Euro je Start. Eine Boeing 767300, mit auf den einzelnen Flugrouten im Vergleich zur Boeing 747200 immer geringeren Grenzkosten, ergibt allerdings durch eine andere Flugroutenbelegung in der Nacht die höchsten Grenzkosten mit 537 Euro je Start. Die zugrunde gelegte Flugroutenbelegung ist in Tabelle 147 enthalten.

Mittlere Grenzkosten je Flugpassagier für den Start

Um die unterschiedliche Größe der Flugzeuge zu berücksichtigen werden die somit gewonnenen mittleren Kosten je Referenzflugzeug auf die Anzahl der Passagiere heruntergebrochen. Dazu wird eine pauschale mittlere Auslastung von 80 % angenommen. Die sich ergebenden Passagierzahlen sind in Tabelle 59 enthalten. Die sich ergebenden externen Grenzkosten je Passagier sind in Tabelle 78 dargestellt.

Tabelle 78: Externe Grenzkosten je Passagier für den Start am Tag, Abend und in der Nacht als gewichteter Mittelwerte über den Abflugrouten und für verschiedene Bewertungsmodelle.

Cent ₂₀₀₀ / (Start Pass)	Tag			Abend			Nacht		
	A	B	C	A	B	C	A	B	C
A30062	4	5	6	9	5	14	57	5	40
A319	2	4	4	5	4	9	30	4	26
A320	3	4	5	7	4	11	42	4	33
A340	6	11	10	15	11	24	62	11	36
ATR72	20	27	27	47	27	65	432	27	194
B737800	7	9	10	16	9	25	115	9	87
B747200	17	31	29	40	31	68	157	31	119
B747400	13	21	20	31	21	47	125	21	89
B767300	8	11	12	19	11	29	249	11	120
DHC8	0	1	1	1	1	2	15	1	6
EMB145	1	2	2	2	2	4	12	2	13
MD82	11	19	18	26	19	42	172	19	129

Anm.: Annahmen 80 % Auslastung; Hedonische Bewertung (B) Schwellwert 55 dB; Bewertung je Dezibel L_{den} mit Mittelwert aus Ergebnissen mit Schwellwert 50 und 55.

Ein Gesamtmittelwert ergibt sich aus der Gewichtung des Flugverkehrs über Tag, Abend und Nacht und den jeweils verwendeten Flugzeugtypen. Aus den Flugbewegungsdaten des DES lässt sich lediglich die Verteilung auf Tag (6-22 Uhr) und Nacht (22-6 Uhr) ermitteln. Daher wird angenommen, dass die Flugbewegungen sich näherungsweise proportional auf die Stunden aufteilen lassen. Damit ergibt sich eine mittlere Verteilung von 68 % der Flugbewegungen am Tag, 23 % am Abend und 10 % in der Nacht. Auffallend sind für B747200 und 747400 ein Anteil von 20 % in der Nacht. Die Anzahl der Starts der Referenzflugzeuge im Jahr 1998 betrug insgesamt 121.806. Berücksichtigt man die Verteilung auf die Flugzeugtypen, so errechnen sich schließlich mittlere Grenzkosten von 30,6 Cent pro Passagier und Start.

Insgesamt verzeichnete der Flughafen Frankfurt/Main im Jahr 1998 40.063.000 einsteigende Fluggäste (BMVBW 2003). Hätten alle Fluggäste einen Betrag in Höhe der berechneten Grenzkosten für den Start entrichtet, wäre ein Betrag von 12,3 Mio. Euro zusammengekommen.

Bezieht man jeweils die Werte der Flugrouten auf die Flugroute RTAU-K, die bei der Untersuchung der 68 Flugzeugtypen verwendet wurde, so ergeben sich charakteristische Unterschiede zwischen den Flugrouten, die innerhalb gewisser Grenzen für alle Flugzeuge anwendbar sind (siehe Tabelle 79).

Tabelle 79: Mittlere Faktoren zur Bewertung der externen Kosten der verschiedenen Abflugrouten bezogen auf TABUM.

07N-L	07R-O	18KIR-K	18KIR-L	18KNG-K	18KNG-L	GOGAS	TABUM
2,09	1,20	0,68	0,49	0,63	0,65	1,58	1,00

6.3.3.3 Grenzkosten für Anflüge

In der aktuellen Ausbaustufe des Flughafens Frankfurt/Main gibt es vier Möglichkeiten zur Landung, je Betriebsrichtung auf den bestehenden Rollbahnen. Externe Grenzkosten durch Landungen auf den Rollbahnen 07L/07R für Ostbetrieb und 25L/25R für Westbetrieb für die Ist-Situation 2001 wurden für 12 Referenzflugzeuge berechnet. Diese decken den gesamten Bereich von Flugzeugtypen ab. Detaillierte Berechnungen für über 60 Flugzeugtypen sind für die Anflugrichtung 07 in Tabelle 135 im Anhang dargestellt.

Ergebnisse für Anflüge

Fast durchgehend weisen Landungen aus Richtung Westen, d.h. bei Ostbetrieb, höhere externe Kosten auf als Landungen aus Richtung Osten (Westbetrieb). Der Unterschied ist bei kleineren Flugzeugen besonders deutlich, da ihr kleinerer „Lärmteppich“ am Boden bei Westbetrieb keine dicht besiedelten Flächen trifft gegenüber dem Lärmteppich großer und schwerer Flugzeuge. Exemplarisch ist dies für vier Flugzeuge unterschiedlicher Größe in Abbildung 46 im Anhang dargestellt. Die Höhe des Unterschieds zwischen den Betriebsrichtungen ist jedoch auch vom Bewertungsmodell abhängig. Je geringer die Schwellwerte für eine Bewertung (z.B. bei Belästigung oder Schlafqualität) desto höher der Unterschied zwischen den Betriebsrichtungen. Die Ergebnisse für Landungen am Tag, am Abend und in der Nacht für die zwei Betriebsrichtungen und die drei Bewertungsmodelle sind in Tabelle 142 bis Tabelle 146 enthalten.

Mittelwerte der Ergebnisse aufgrund der Flugroutenbelegung

Am Tag landen im Durchschnitt 73 % und in der Nacht 81 % der Flugzeuge aus Richtung Osten. Gewichtet man die Ergebnisse entsprechend, so ergeben sich für kleinere Flugzeugtypen Grenzkosten zwischen 1 Euro und 30 Euro pro Landung (Bewertungsmodell A). Für eine Boeing 747400 ergeben sich 37 Euro am Tag, 89 Euro am Abend und 503 Euro pro Landung in der Nacht. Gewichtet man zusätzlich die Ergebnisse mit dem gesamten Flugaufkommen nach Flugzeugtyp und Tageszeit, so lassen sich im Mittel Grenzkosten von 35 Euro pro Flugzeug und Landung berechnen (Bewertungsmodell A).

Mittlere Grenzkosten je Flugpassagier für die Landung

Entsprechend den Grenzkosten je Passagier beim Start lassen sich die Grenzkosten je Passagier bei der Landung berechnen. Diese sind als Mittelwert aus Ost- und Westbetrieb für Tag, Abend und Nacht und für die drei Bewertungsmodelle in Tabelle 80 dargestellt. Der Gesamtmittelwert je Passagier aus der Gewichtung nach Tag/Nacht/Abend und der Verteilung nach Gesamtverkehrsaufkommen nach Flugzeugtyp ergibt im Mittel 20 Cent pro Passagier und Landung (Bewertungsmodell A).

Tabelle 80: Externe Grenzkosten je Passagier für eine Landung am Tag, Abend und in der Nacht als gewichteter Mittelwerte für Ost- und Westbetrieb und für verschiedene Bewertungsmodelle.

Cent ₂₀₀₀ / (Landung Pass)	Tag			Abend			Nacht		
	A	B	C	A	B	C	A	B	C
A30062	11	20	14	26	20	33	155	20	101
A319	5	7	5	11	7	12	69	7	36
A320	7	10	7	16	10	18	102	10	55
A340	7	11	9	18	11	22	119	11	69
ATR72	6		2	14		5	61		12
B737800	8	15	9	20	15	22	118	15	68
B747200	8	13	8	19	13	20	89	13	60
B747400	12	21	14	28	21	34	158	21	104
B767300	7	9	7	16	9	16	84	9	49
DHC8	2	3	2	5	3	4	21	3	13
EMB145	6	9	4	14	9	9	71	9	25
MD82	2		2	6		5	29		13

Anm.: Aufteilung der Betriebsrichtungen: Westbetrieb, Tag 73 %, Nacht 81 %, Ostbetrieb, Tag 27 %, Nacht 19 %; 80 % Auslastung; Hedonische Bewertung (B) Schwellwert 55 dB; Bewertung je Dezibel L_{den} mit Mittelwert aus Ergebnissen mit Schwellwert 50 und 55.

6.3.3.4 Zusammenfassung

Die Betrachtung der einzelnen Flugzeugtypen ergeben signifikante Unterschiede in den Grenzkosten. Dies gilt sowohl für Flugzeuge mit ähnlichem Abfluggewicht sowie offensichtlich für Flugzeuge mit unterschiedlichem maximalem Abfluggewicht.

Für den betrachteten Fall des Flughafens Frankfurt/Main spielt auch die Zuweisung der Flugrouten eine wichtige Rolle. Aus der Verteilung der Bevölkerung unter den Flugrouten resultiert erhebliche Unterschiede für den Start und teilweise auch für die Landung.

Ebenso gibt es große Unterschiede für die Grenzkosten je nach Bewertungsmodell. Diese entstehen, da die unterschiedlichen Schwellwerte einen großen Einfluss auf die Anzahl der betroffenen Bevölkerung hat. Zudem zeigt sich, dass eine Bewertung von Nachtlärm wesentlich höhere externe Grenzkosten zur Folge hat, als die Bewertung mit einem hedonischen Ansatz.

Die Grenzkosten je Passagier sind als gewichteter Mittelwert zwischen Ost- und Westbetrieb je LTO-Zyklus in Tabelle 81 zusammengefasst dargestellt.

Tabelle 81: Externe Grenzkosten je Passagier für einen LTO-Zyklus am Tag, Abend und in der Nacht als gewichteter Mittelwerte für Ost- und Westbetrieb und für verschiedene Bewertungsmodelle.

Cent ₂₀₀₀ /(LTO Passagier)	Tag			Abend			Nacht		
	A	B	C	A	B	C	A	B	C
A30062	15	25	20	35	25	47	212	25	141
A319	7	11	9	16	11	21	99	11	62
A320	10	14	12	23	14	29	144	14	88
A340	13	22	19	33	22	46	181	22	105
ATR72	26	27	29	61	27	70	493	27	206
B737800	15	24	19	36	24	47	233	24	155
B747200	25	44	37	59	44	88	246	44	179
B747400	25	42	34	59	42	81	283	42	193
B767300	15	20	19	35	20	45	333	20	169
DHC8	2	4	3	6	4	6	36	4	19
EMB145	7	11	6	16	11	13	83	11	38
MD82	13	19	20	32	19	47	201	19	142

6.4 Zusammenfassung

Personenverkehr

Für den Straßenpersonenverkehr mit dem Pkw ergeben sich externe Grenzkosten innerorts am Tag zwischen 3 Cent je 100 Personenkilometer für eine dünn besiedelte Ortsdurchfahrt in einem ländlichen Raum und 30 Cent je 100 Personenkilometer für eine hochbelastete, sehr bewohnte Stadtstraße. Für eine Fahrt während der Nacht betragen die Grenzkosten etwa das 10-fache der Grenzkosten am Tag. Für eine Fahrt mit dem Motorrad ergeben sich etwa die zwei- bis dreifachen Kosten, für eine Fahrt mit dem Linienbus halbieren sich die Kosten etwa. Die Grenzkosten je Personenkilometer sind in Tabelle 82 zusammengefasst.

Eine Internalisierung der externen Kosten durch Straßenverkehrslärm mit den berechneten Grenzkosten deckt nicht die Gesamtkosten. Kostendeckende Durchschnittskosten ergeben sich für den Pkw am Tag zu zwischen 0,8 Cent je Personenkilometer für eine dünn besiedelte Ortsdurchfahrt in einem ländlichen Raum und 6,7 Cent je Personenkilometer für eine hochbelastete, dichte bewohnte Stadtstraße. Ergebnisse für diese Durchschnittskosten sind in Tabelle 75 dargestellt.

Die Ergebnisse der Grenzkosten für den Schienenpersonenverkehr zwischen Basel und Karlsruhe sind mit der Fallstudie FS3, Basel-Karlsruhe via Autobahn, vergleichbar. Die Grenzkosten sind mit 0,2 Cent je 100 Personenkilometer am Tag bzw. 3 Cent je 100 pkm in der Nacht für den Intercity-Zug mit dem Pkw auf der Autobahn nahezu identisch. Die Grenzkosten des Regionalzuges liegen über denen einer Fahrt mit dem Pkw, jedoch unter denen einer Fahrt mit dem Motorrad.

Tabelle 82: Externe Grenzkosten des Personenverkehrs durch Verkehrslärm für die Fallstudien FS1 bis FS4 und FZ1, ausgedrückt je Personenkilometer (Bewertungsmodell A).

EUR ₂₀₀₀ /(100 pkm)		Mittlere Auslastung Personen	FS1 Innerorts/ Stadt	FS2 Innerorts/ Stadt	FS3 Überland/ Autobahn	FS4 Innerorts/ ländlich	FZ1 Überland/ Zug
Motorrad	Tag	1,2	0,7	0,3	0,008	0,08	-
	Abend		2,2	1,0	0,017	0,27	-
	Nacht		8,6	4,1	0,075	1,00	-
Pkw	Tag	1,5	0,3	0,1	0,002	0,03	-
	Abend		0,7	0,4	0,007	0,09	-
	Nacht		2,9	1,5	0,027	0,33	-
Linienbus	Tag	15,3	0,1	0,0	0,001	0,02	-
	Abend		0,4	0,2	0,001	0,05	-
	Nacht		1,7	0,6	0,006	0,20	-
Regionalzug	Tag	168	-	-	-	-	0,004
	Abend		-	-	-	-	0,013
	Nacht		-	-	-	-	0,045
Intercity	Tag	338	-	-	-	-	0,002
	Abend		-	-	-	-	0,01
	Nacht		-	-	-	-	0,03

Für den Flugverkehr berechnen sich mit dem favorisierten Bewertungsmodell A externe Grenzkosten im Mittel je nach Flugzeugtyp am Tag zwischen 2 Cent und 26 Cent, am Abend zwischen 6 Cent und 61 Cent und in der Nacht zwischen 36 Cent und knapp 5 Euro für Landung und Start (LTO-Zyklus).

Güterverkehr

Die Berechnungen ergeben für den Straßengüterverkehr Grenzkosten am Tag und innerhalb von Ortschaften zwischen 0,1 Cent/tkm und bis zu 2,8 Cent/tkm. In der Nacht steigen dies auf zwischen 1,3 Cent/tkm und bis zu knapp 35 Cent/tkm an. Für Transportaufgaben außerorts auf der Autobahn ergeben sich am Tag Grenzkosten von 0,001 Cent/tkm bis zu 0,004 Cent/tkm und in der Nacht zwischen 0,015 Cent/tkm und knapp 0,06 Cent/tkm. Die Ergebnisse für den Güterverkehr sind zusammenfassend in Tabelle 83 dargestellt.

Tabelle 83: Externe Grenzkosten des Güterverkehrs je Tonnenkilometer durch Verkehrslärm für Straßen-, Schienen- und Binnenschiffsverkehr (Fallstudien, Bewertungsmodell A).

EUR ₂₀₀₀ /(100 tkm)		Mittlere Auslastung	FS1 Innerorts/ Stadt	FS2 Innerorts/ Stadt	FS3 Überland/ Autobahn	FS4 Innerorts/ ländlich	FZ1 Überland/ Zug
Lieferwagen	Tag	0,75 t ^c	1,07	0,40	0,004	0,12	-
	Abend		3,20	1,20	0,011	0,40	-
	Nacht		12,80	4,53	0,053	1,47	-
Leichte Lkw	Tag	1,6 t ^a	2,75	1,00	0,004	0,34	-
	Abend		8,69	3,06	0,012	1,07	-
	Nacht		34,69	12,13	0,058	4,13	-
Schwere Lkw	Tag	10,8 t ^a	0,89	0,31	0,001	0,11	-
	Abend		2,81	0,99	0,003	0,35	-
	Nacht		11,16	3,90	0,015	1,33	-
Güterzug	Tag	50 %, 750 t ^b	-	-	-	-	0,005
	Abend		-	-	-	-	0,014
	Nacht		-	-	-	-	0,049

Quellen: eigene Berechnungen; Auslastungen: ^a Friedrich (1998), ^b Schmid (2001), ^c Annahme.

7 Gesamtkosten durch Luftschadstoffemissionen des Verkehrs in Deutschland

Dieses Kapitel stellt die Summe der externen Kosten zusammen, die aus den gesamten jährlichen Emissionen des Verkehrssektors entstehen. Straßen-, Schienen-, Binnenschiffs- und Flugverkehr werden getrennt betrachtet, um schließlich die durchschnittlichen externen Kosten bezogen auf die Verkehrsleistung der einzelnen Verkehrsträger auszudrücken. Als Bezugsjahr wurde 1998 gewählt. Die Berechnungen basieren auf den in Kapitel 3 beschriebenen Methoden, Modellen und Annahmen des Wirkungspfadansatzes. Für den Straßenverkehr wird der Einsatz der Modelle rechentechnisch gegenüber der Betrachtung einzelner Fallstudien zur Berechnung marginaler Kosten erheblich erweitert, um die geographische Verteilung der Verkehrsemissionen und die Wirkungen im Nahbereich der Straße zu berücksichtigen.

Im Unterschied zu den marginalen Fallstudien werden hier nur die Gesundheitseffekte sowie die Treibhausgasemissionen mit dem Vermeidungskostenansatz bewertet. Schäden an Feldpflanzen und Materialschäden werden aufgrund des modelltechnischen Aufwands hier nicht ausgewiesen. Erfahrungsgemäß stellen diese beim gegenwärtigen Kenntnisstand und den aktuellen Bewertungsansätzen etwa 5 % des Schadens dar.

7.1 Straßenverkehr

7.1.1 Mengengerüst

Die zu betrachtenden Emissionen für die Berechnung der externen Kosten setzen sich aus den direkten Emissionen aus dem Betrieb des Fahrzeugs, Kaltstart-, Verdunstungsemissionen, den Emissionen aus der Kraftstoffbereitstellung und den Emissionen für die Fahrzeugbereitstellung zusammen. Die Berechnung der direkten Emissionen beruht auf der Modellierung der Fahrleistung der Straßenverkehrsfahrzeuge, welche als Summen nach betrachteter Fahrzeugkategorie und Straßenklasse in Tabelle 84 dargestellt sind.

Tabelle 84: Fahrleistung des Straßenverkehrs nach Fahrzeugkategorie und Straßenklasse 1998.

Mio. Fzg-km	BAB	BS (AO)	LS, KS, GS (AO)	IO	Summe
Mot. Zweiräder	1.404	2.158	4.181	4.318	12.061
Pkw Diesel	31.498	15.245	24.749	57.450	128.942
Pkw Otto gK	104.742	66.212	106.050	129.356	406.359
Pkw Otto unK, o Mind, 2T	11.917	10.784	16.942	17.938	57.582
Busse	1.238	741	1.240	1.601	4.819
Lkw leicht Diesel	3.997	2.333	3.905	7.462	17.698
Lkw schwer Diesel	23.545	7.780	9.361	11.839	52.525
LI/LNF Otto	1.388	939	1.567	1.369	5.263
Summe	179.730	106.192	167.994	231.334	685.249

Anm.: AO außerorts, IO innerorts, BAB Bundesautobahn, BS Bundesstraße, LS Landesstraße, KS Kreisstraße, GS Gemeindestraße. Quelle: IER.

Tabelle 85: Direkte Emissionen des Straßenverkehrs in Deutschland 1998.

t (außer kt bei CO ₂)	CO	PM _{2,5}	SO ₂	NO _x	NM- VOC	Benzol	1,3But- adien	CO ₂ kt	CH ₄	N ₂ O
Personenverkehr										
Bundesautobahnen										
Mot Zweiräder	40.330	n.a.	12	634	2.741	160	12	182	235	1
Pkw Diesel	8.994	3.788	1.657	19.431	1.338	101	3	6.573	31	75
Pkw Otto gK	319.598	545	1.360	90.179	8.577	1.543	30	22.262	858	509
Pkw Otto ngK	195.824	83	138	28.991	10.051	724	48	2.767	416	0
Busse Diesel	2.375	425	298	10.142	1.256	95	3	988	25	11
Bundesstraßen außerorts										
Mot Zweiräder	42.867	n.a.	13	439	4.413	218	19	227	419	2
Pkw Diesel	5.050	1.047	667	8.177	819	36	1	2.439	16	30
Pkw Otto gK	77.221	344	613	26.533	4.241	287	5	10.984	396	602
Pkw Otto ngK	91.414	75	106	20.423	14.602	854	64	1.811	472	0
Busse Diesel	1.539	261	168	5.525	845	38	1	559	13	10
Landes-, Kreis-, und Gemeindestraßen, außerorts										
Mot Zweiräder	71.625	n.a.	22	631	9.300	459	40	440	812	4
Pkw Diesel	9.145	2.202	1.059	12.998	1.488	69	2	3.959	26	48
Pkw Otto gK	126.118	551	987	39.888	7.634	482	5	17.593	635	965
Pkw Otto ngK	142.468	119	163	29.194	24.009	1.186	98	2.845	741	0
Busse Diesel	2.768	459	286	9.352	1.564	73	2	935	22	17
Innerortsstraßen										
Mot Zweiräder	52.092	n.a.	18	211	12.095	492	66	429	1.164	4
Pkw Diesel	30.272	3.821	2.369	29.742	4.563	215	47	11.728	138	87
Pkw Otto gK	227.187	595	1.801	45.469	12.169	251	2	29.584	1.307	2.220
Pkw Otto ngK	253.461	83	289	30.634	51.560	2.098	282	4.138	1.223	0
Busse Diesel	8.260	1.249	601	21.253	5.026	236	52	1.887	62	26
Summe PV in kt	1.708	15,6	12,6	429,8	178,3	9,6	0,78	122,3	9,0	4,6
Güterverkehr										
Bundesautobahnen										
Lkw leicht Diesel	3.491	924	400	4.148	292	22	1	1.119	4	12
Lkw schwer	57.478	9.850	6.537	191.170	23.148	1.750	55	16.968	270	216
LNF Otto	30.933	10	30	2.786	707	53	2	416	54	3
Bundesstraßen außerorts										
Lkw leicht Diesel	1.391	278	171	1.951	227	10	0	475	3	7
Lkw schwer	18.220	3.068	1.848	54.280	7.695	342	10	4.753	83	104
LNF Otto	7.307	7	15	1.543	608	27	1	205	36	3
Landes-, Kreis-, und Gemeindestraßen, außerorts										
Lkw leicht Diesel	2.381	565	280	3.213	420	20	1	795	5	12
Lkw schwer	22.256	3.727	2.180	64.351	10.154	474	13	5.719	100	126
LNF Otto	10.487	11	23	2.329	1.069	50	1	342	60	6
Innerortsstraßen										
Lkw leicht Diesel	6.350	1.100	620	6.890	1.260	59	13	1.861	31	13
Lkw schwer	46.338	7.797	3.811	121.812	27.497	1.293	283	9.480	377	191
LNF Otto	13.816	6	38	2.356	2.417	114	25	386	96	10
Summe GV in kt	220,4	27,3	16,0	456,8	75,5	4,2	0,4	42.519	1,1	0,7

Quelle: IER und eigene Berechnungen nach HBEFA 2.1; Anm.: gK geregelter Katalysator, ngK ungeregelter Katalysator, ohne Minderungstechnik und 2 Takt.

Tabelle 85 stellt die direkten Emissionen (Auspuffemissionen) des Straßenverkehrs dar, wie sie zur nachfolgenden Berechnung verwendet wurden. Die Emissionen aus Kalt- und Kühlstart, Verdunstungsemissionen des in Betrieb befindlichen Fahrzeugs (running losses), Tankatmung und erhöhte Verdunstungsemissionen nach dem Abstellen (hot soak) werden, wie in Tabelle 86 dargestellt, zu den Auspuffemissionen des Straßenverkehrs addiert.

Tabelle 86: Emissionen aus Kaltstart, Verdunstung und Tankatmung nach Fahrzeug- bzw. Kraftstoffkategorien (Bezugsjahr 1998).

t	Kaltstart				Running losses	Tankatmung	Hot soak
	CO	PM _{2,5}	NO _x	NMVOC	NMVOC	NMVOC	NMVOC
Pkw Otto gk §	628.877	nv	70.480	66.184	46.444	8.119	784
Pkw Otto ngK #	250.617	nv	45	54.668	73.876	1.289	125
Diesel Fzg	10.055	1.256	1.051	4.456	nv	nv	nv

Anm.: § Fahrzeuge mit geregelterm Katalysator; # Fahrzeuge mit ungeregeltem Katalysator, ohne Minderung, 2-Takter. Quelle: Wickert (2001).

Vor- und nachgelagerte Prozesse

Emissionen entstehen auch entlang des Kraftstoffbereitstellungspfads, wie in Kapitel 3 erklärt. Die Berechnung erfolgt anhand der dort dargestellten Ansätze. Emissionen durch die Herstellung, Instandhaltung und Entsorgung werden näherungsweise aus den Emissionsfaktoren je Fahrzeugkilometer (siehe Kapitel 3) und der Jahresfahrleistung nach Tabelle 84 abgeschätzt. Die Emissionen sind in Tabelle 87 zusammengefasst.

Tabelle 87: Emissionen durch Kraftstoff- und Fahrzeugbereitstellung des Straßenverkehrs in Deutschland im Jahr 1998.

t (CO ₂ : kt)	CO	PM _{2,5}	SO ₂	NO _x	NMVOC	CO ₂	CH ₄	N ₂ O
Kraftstoffbereitstellung								
Personenverkehr	2.237	2.320	122.469	20.145	240.921	14.517	28.206	nv
Güterverkehr	770	477	42.850	6.031	39.566	5.149	11.574	nv
Fahrzeugbereitstellung								
Personenverkehr	13.255	3.610	86.118	53.857	73.685	26.349	67.353	561
Güterverkehr	7.180	1.298	53.660	20.807	42.847	9.794	25.970	230

Quelle: Eigene Berechnungen.

7.1.2 Berechnungsmethode

Der hier gewählte Berechnungsweg unterscheidet sich insofern von dem in Kapitel 3.6 dargestellten „integrierten“ Modell, als dass Rechenläufe für alle digitalisierten Straßenabschnitte durchgeführt wurden (bis zu mehreren 10.000), um die Ergebnisse zu generieren, was manuell nicht möglich wäre.

Ein wichtiges Zwischenergebnis für die Anwendung von Expositions-Wirkungsbeziehungen stellt die Abschätzung der akkumulierten Exposition (ACCEXP) dar, welche dem Produkt aus Konzentrationsänderung mal exponierter Bevölkerung entspricht. Mit ACCEXP, den Expositions-Wirkungsbeziehungen und den zugehörigen monetären Werten können die Gesundheitsschäden bestimmt werden. Zunächst wird die Konzentrationsänderung in der Atmosphäre durch Ausbreitungsmodellierung abgeschätzt. Aus modelltechnischen Gründen trennt sich diese Berechnung in drei Teile:

- Modellierung der Ausbreitung von Luftschadstoffen im Nahbereich der Quelle mit dem Modell ROADPOL;
- Modellierung des Ferntransports und NO_x-SO₂-NH₃-Chemie mit dem Modell WTM;
- Modellierung der Ozonbildung mit dem Modell SRO.

Nahbereich der Quelle

Die direkten Emissionen des Straßenverkehrs lagen je Fahrzeugkategorie und Straßenklasse (siehe Tabelle 85) auf dem EMEP-Gitter vor (Wickert 2001). Emissionen auf Bundesautobahnen und Bundesstraßen wurden dann anhand der Fahrleistung auf die Streckenabschnitte einer GIS-Karte verteilt. Für den Innerortsverkehr geschah die Verteilung auf die Ortslagen anhand der Bevölkerungszahlen. Daraus ergaben sich 2.422 Streckenabschnitte für Autobahn, 6.837 für Bundesstraßen und 6.421 Zuordnungen auf Ortslagen. Für das Rezeptorgitter wurde Deutschland in ein 100-m-Raster eingeteilt (7.873 x 10.081). Das Rezeptorgitter wurde in ArcInfo GRID mit dem „resample“-Kommando auf ein 200-, 400-, 800-, 1600- und 3200-m-Gitter aggregiert und anschließend in ein Punkt-Coverage umgewandelt. Nach der Verschneidung mit der Bevölkerungskarte auf bebauter Fläche verblieben 2.441.535 Gitterpunkte im 100-m-Raster, in den gröberen Rastern entsprechend weniger. Mit einer Abfolge von Kommandos (regionbuffer, regionpolylist, intersect) wurden zu jedem der Streckenabschnitte die Punkte im 100-, 200-, 400-, 800-, 1600- u. 3600-m-Raster identifiziert, welche jeweils im Ring mit den Radien 25 m, 1,5 km, 3 km, 6 km, 12 km und 25 km liegen. Auf diese Weise wurde ein adaptives Gitter für jeden Streckenabschnitt definiert, welches den Konzentrationsabfall nahe der Quelle abbildet und den Rechenaufwand eingrenzt. Rezeptorpunkte, die näher als 25 m am Streckenabschnitt liegen, wurden nicht berücksichtigt. Aus knapp 16.000 Rechenläufen mit ROADPOL wurde je Fahrzeugkategorien und je Streckenabschnitt der ACCEXP-Wert berechnet¹¹.

Ferntransport und NO_x-SO₂-Chemie

Den Ausbreitungsrechnungen mit WTM für NO_x-SO₂-Chemie liegen eine Reihe von Emissionsszenarien zugrunde. Das Referenzszenario basiert auf den Gesamtemissionen aller Sektoren nach CORINAIR und EMEP (Droste-Franke 2002). Von diesem sind die Straßenverkehrsemissionen abgezogen und das eigene, räumlich und funktional differenzierte Emissionsszenario des Straßenverkehrs addiert. Jedes weitere Emissionsszenario wurde generiert, indem die Emissionen der jeweiligen Fahrzeug- bzw. Straßenkategorie vom Referenzszenario abgezogen werden.

Für die Schadstoffe, die mit ROADPOL im Nahbereich betrachtet werden und für die der Ferntransport mit WTM berechnet wird (PM_{2,5}, Benzol, Butadien), führt eine einfache Addition der ACCEXP zu einer Doppelzählung im Nahbereich der Quelle. Um die Doppelzählung abzuziehen, wurde für jede der 203 EMEP-Gitterzellen eine Rechnung durchgeführt und die resultierende Konzentrationsänderung im Zusammenhang mit der in der ROADPOL-Rechnung exponierten Bevölkerung von der Summe der ACCEXP aus WTM und ROADPOL abgezogen.

Die Ozonmodellierung wird mit dem SRO-Modell, wie in Kapitel 3 beschrieben, durchgeführt.

¹¹ ACCEXP für Landes-, Kreis-, Gemeindestraßen wurden entsprechend den Ergebnissen für Bundesstraßen berechnet, da diese nicht in der GIS-Karte vorhanden waren.

7.1.3 Ergebnisse

Die mit dem dargestellten Mengengerüst und Ansatz berechneten Gesamtkosten des Straßenverkehrs des Bezugsjahres 1998 durch luftgetragene Emissionen ergeben sich zu 19,6 Milliarden Euro. Davon gehen 15,1 Milliarden Euro auf die quantifizierbaren Gesundheitseffekten zurück, und ca. 4,5 Milliarden Euro auf die Bewertung der Treibhausgasemissionen mit 20 Euro/t CO₂Aquiv.. Dies entspricht 0,96 % des Bruttoinlandsprodukts im Jahr 2000¹².

Der Personenverkehr hat insgesamt einen Anteil von 59 % an den Gesamtkosten gefolgt vom Güterverkehr mit 41 %. Betrachtet man nur Luftschadstoffe, so verschiebt sich diese Verteilung leicht zu Gunsten des Personenverkehrs, der hier 54 % verursacht. Hingegen gehen 74 % der Kosten durch Treibhausgase auf das Konto des Personenverkehrs. Das Verhältnis zwischen Kosten, verursacht durch direkte und indirekte Emissionen, ist sowohl bei Luftschadstoffen als auch bei Treibhausgasen im Mittel ca. 4:1. Während dieses Verhältnis für die Treibhausgase auch für den Personen- und Güterverkehr getrennt gilt, verschiebt sich der Schwerpunkt bei den Luftschadstoffen mit 83 % zu den direkten Emissionen. Kraftstoff- und Fahrzeugbereitstellung machen beim Straßengüterverkehr lediglich ca. 17 % aus, während diese beim Personenverkehr immerhin 35 % der Kosten beitragen.

Die Zusammenfassung der Gesamtkosten nach Luftschadstoffen und Treibhausgasen, direkten und indirekten Emissionen, für sieben Fahrzeugkategorien ist in Tabelle 88 dargestellt.

Tabelle 88: Gesamtkosten des Straßenverkehrs durch Luftschadstoffe und Treibhausgase nach Fahrzeugkategorien für das Bezugsjahr 1998.

Mio. Euro ₂₀₀₀	Luftschadstoffe			Treibhausgase			Σ gesamt
	Direkte Emissionen	Indirekte Emissionen	Σ	Direkte Emissionen	Indirekte Emissionen	Σ	
Personenverkehr							
Mot. Zweiräder	36	17	53	27	3	30	83
Pkw Diesel	1.580	431	2.011	495	160	656	2.667
Pkw Otto gK	2.062	2.046	4.107	1.635	598	2.233	6.341
Pkw Otto ngK.	1.123	288	1.411	233	84	317	1.728
Busse Diesel	581	73	654	88	19	107	761
Summe PV	5.382	2.854	8.236	2.478	865	3.343	11.579
Güterverkehr							
Lkw leicht Diesel	347	134	482	85	32	118	599
Lkw schwer Diesel	5.258	960	6.217	743	274	1.016	7.234
LNF Otto	77	54	131	27	15	42	173
Summe GV	5.682	1.148	6.830	855	321	1.176	8.006
Summe gesamt	11.065	4.002	15.066	3.333	1.185	4.518	19.584

Quelle: Eigene Berechnungen.

¹² Das Bruttoinlandsprodukt im Jahr 2000 belief sich auf 2.030 Mrd. Euro₂₀₀₀ Statistisches Bundesamt (2004). Volkswirtschaftliche Gesamtrechnung, Statistisches Bundesamt. 2004.

Die Ergebnisse können auch nach Straßenkategorien ausgewertet werden. So entstehen demnach 35 % der Gesamtkosten durch Fahrten innerorts (BS, LS, KS, GS u. andere Innerortsstraßen), 32 % auf Autobahnen, 13 % auf Bundesstraßen außerorts und 20 % auf Landes-, Kreis- und Gemeindestraßen außerorts. Die genaue Aufteilung der Kosten nach Luftschadstoffen und Treibhausgasen, direkte und indirekte Emissionen, sowie nach Straßenklassen kann Tabelle 89 entnommen werden.

Tabelle 89: Gesamtkosten des Straßenverkehrs durch Luftschadstoffe und Treibhausgase nach Straßenklassen für das Bezugsjahr 1998.

Mio. Euro ₂₀₀₀	Luftschadstoffe			Treibhausgase			Σ gesamt
	Direkte Emissionen	Indirekte Emissionen	Σ	Direkte Emissionen	Indirekte Emissionen	Σ	
Personenverkehr							
Bundesautobahnen	1.337	729	2.065	660	219	879	2.944
Bundesstraßen AO	618	545	1.163	325	153	478	1.641
LS, KS, GS – AO	984	945	1.929	523	258	780	2.709
Innerortsstraßen	2.443	635	3.078	971	235	1.206	4.284
Güterverkehr							
Bundesautobahnen	2.259	480	2.739	372	137	509	3.248
Bundesstraßen AO	633	186	820	109	51	160	980
LS, KS, GS – AO	772	241	1.013	138	65	203	1.215
Innerortsstraßen	2.018	241	2.259	236	68	304	2.563

Anm.: LS Landesstraße, KS Kreisstraße, GS Gemeindestraße, AO außerorts; Quelle: Eigene Berechnungen.

Dividiert man die Gesamtkosten je Fahrzeugkategorie durch die Gesamtfahrleistung der entsprechenden Fahrzeugkategorie (siehe Tabelle 84), so erhält man die Durchschnittskosten je Fahrzeugkilometer unabhängig davon, wo und auf welcher Straße gefahren wird. Diese Durchschnittskosten sind in Tabelle 90 dargestellt.

Tabelle 90: Bundesweiter Durchschnitt der externen Kosten von Straßenfahrzeugen durch Luftschadstoffe und Treibhausgase für das Bezugsjahr 1998.

Cent/Fzg-km	Luftschadstoffe			Treibhausgase			Σ gesamt
	Direkte Emissionen	Indirekte Emissionen	Σ	Direkte Emissionen	Indirekte Emissionen	Σ	
Personenverkehr							
Mot. Zweiräder	0,30	0,14	0,44	0,22	0,02	0,25	0,69
Pkw Diesel	1,23	0,33	1,56	0,38	0,12	0,51	2,07
Pkw Otto gK	0,51	0,50	1,01	0,40	0,15	0,55	1,56
Pkw Otto ngK.	1,95	0,50	2,45	0,40	0,15	0,55	3,00
Busse Diesel	12,05	1,51	13,56	1,82	0,40	2,22	15,78
Güterverkehr							
Lkw leicht Diesel	1,96	0,76	2,72	0,48	0,18	0,66	3,39
Lkw schwer Diesel	10,01	1,83	11,84	1,41	0,52	1,93	13,77
LNf Otto	1,47	1,02	2,49	0,52	0,28	0,79	3,29

Quelle: Eigene Berechnungen.

Die Schadenskosten durch Gesundheitswirkungen aufgrund direkter Emissionen am Fahrzeug sind in Tabelle 91 enthalten. Aus der Darstellung nach Schadstoffen geht die relative Bedeutung der einzelnen Schadstoffe hervor. So haben Kohlenmonoxid, Schwefeldioxid (direkte Gesundheitswirkung), Benzol und 1,3 Butadiene jeweils einen Anteil von unter einem Prozent an der Summe je Fahrzeugkategorie. Somit sind die als kanzerogen eingestuften Luftschadstoffe Benzol und 1,3 Butadiene gegenüber anderen Luftschadstoffemissionen in dieser Hinsicht als unbedeutend einzuschätzen. Auch der Beitrag von Schwefeldioxid durch sekundären Feinstaub (Sulfataerosole) liegt im Mittel unter einem Prozent. Durch die hohen NO_x -Emissionen im Verhältnis zu den heutigen SO_2 -Emissionen liefert das Modell sogar negative Ergebnisse für Sulfate, da gegenüber dem Referenzfall weniger Sulfat gebildet wird.

Für Fahrzeuge mit Ottomotor sind die mit diesem Ansatz modellierten Gesundheitswirkungen durch NO_x -Emissionen über die Wirkung von Nitrataerosolen bestimmend. Dieser Beitrag liegt für Pkw zwischen 70 % und ca. 90 %. Auswirkungen von Ozon tragen beim Otto-Pkw zwischen 5 % und 20 % bei (untere Grenze: Otto-Pkw mit geregelter Katalysator auf der Autobahn, obere Grenze: Otto-Pkw ohne Minderung innerorts). Bei der Modellierung von Ozon wurden Emissionen aus Kaltstart, Verdunstungsemissionen und Tankatmung sowie Kraftstoffbereitstellung berücksichtigt. Primärpartikel tragen beim Otto-Pkw zwischen 2 % (ohne Minderung, Autobahn) und 16 % (gKat, innerorts) bei.

Für Fahrzeuge mit Dieselmotor bilden Schäden durch NO_x -Emissionen ebenfalls den Hauptanteil, jedoch mit geringem Abstand gefolgt durch Wirkungen durch Primärpartikel ($\text{PM}_{2,5}$). Die Verteilung ist in etwa 60 % zu 40 %. Ozonwirkungen sind für Dieselfahrzeuge leicht negativ, das heißt gegenüber dem Referenzszenario liegt weniger Ozon vor. Während bei Otto-Fahrzeugen das NO_x/NMVOC -Verhältnis < 1 ist, ist es für Dieselfahrzeuge > 2 und bis zu 6. NO_x konkurriert mit VOC um das OH-Radikal und trägt daher in einer bestimmten Emissionssituation zum Abbau von Ozon bei. Die Folgerung, mehr Dieselfahrzeuge zu fahren, um Ozon abzubauen, ist jedoch falsch, da es sich um ein nichtlineares Problem handelt.

Aufteilung Nah- und Fernbereich

Die bisherigen Ergebnisse für marginale Kosten anhand von einzelnen Fallstudien (Kapitel 5) zeigen für als inert betrachtete Schadstoffe Variabilitäten aufgrund verschiedener Einflüsse im Nahbereich der Quelle. Dies ist insbesondere für die Betrachtung von Primärpartikeln interessant und die Frage, wie wichtig die detaillierte Berücksichtigung des Nahbereichs um die Quelle ist. Die hier dargestellten Berechnungen zeigen die Schwankungsbandbreite für Deutschland insgesamt auf.

Abbildung 31 zeigt die Variabilität des Schadenspotenzials anhand der auf 1 t Schadstoff normierten Emission auf einem Streckenabschnitt von 1 km Länge, die sich im Zentrum von knapp 5.000 Ortspolygonen in Deutschland befinden. Daraus geht hervor, dass das Schadenspotenzial um etwa 2 Größenordnungen variieren kann. Zudem zeigt die Darstellung der im Nahbereich betroffenen Bevölkerung, dass bei nahezu konstantem Schadenspotenzial die betroffene Bevölkerung um nahezu eine Größenordnung schwanken kann, was auf den Einfluss der Meteorologie zurückzuführen ist. Exemplarisch geht aus der Betrachtung der BAB-Abschnitte hervor, dass in etwa 20 % der Fälle der Schaden im Nahbereich beispielsweise für $\text{PM}_{2,5}$, mehr als 50 % ausmacht, bei ca. 60 % mehr als 20 %.

Tabelle 91: Externe Gesamtkosten des Straßenverkehrs durch Gesundheitseffekte durch Emissionen am Fahrzeug nach Straßen- und Fahrzeugkategorien für das Bezugsjahr 1998.

Mio. Euro ₂₀₀₀	CO	PM _{2,5}	SO ₂ - direkt	SO ₂ - durch sek. Feinstaub	NO _x - durch sek. Feinstaub	Ozon	Benzol	1,3-Butadiene
Personenverkehr								
Bundesautobahnen								
Mot. Zweiräder	0,0	-	0,0	0,0	5,9	2,0	0,1	0,2
Pkw Diesel	0,0	236,7	0,6	6,0	159,3	-6,5	0,0	0,2
Pkw Otto gK	0,2	34,0	1,1	6,4	480,2	30,2	0,6	0,4
Pkw Otto unK, o M.	0,1	5,2	0,1	-2,9	252,0	15,3	0,3	0,6
Busse Diesel	0,0	22,4	0,1	-0,2	89,9	-3,9	0,0	0,0
Bundesstraßen außerorts								
Mot. Zweiräder	0,0	-	0,0	0,1	4,0	3,7	0,1	0,2
Pkw Diesel	0,0	55,6	0,2	2,4	68,4	-1,9	0,0	0,0
Pkw Otto gK	0,0	18,3	0,5	4,0	166,6	36,5	0,1	0,1
Pkw Otto unK, o M.	0,0	4,0	0,1	-2,1	176,2	21,4	0,3	0,7
Busse Diesel	0,0	12,4	0,1	-0,1	48,0	-1,6	0,0	0,0
Landes-, Kreis, und Gemeindestraßen								
Mot. Zweiräder	0,0	-	0,0	0,0	1,7	3,4	0,1	0,4
Pkw Diesel	0,0	113,2	0,4	3,8	107,9	-2,1	0,0	0,0
Pkw Otto gK	0,1	28,3	0,8	6,7	253,8	67,6	0,1	0,1
Pkw Otto unK, o M.	0,1	6,1	0,1	-2,9	250,3	41,1	0,4	1,1
Busse Diesel	0,0	22,3	0,1	-0,2	82,6	-3,0	0,0	0,0
Innerortsstraßen								
Mot. Zweiräder	0,1	-	0,0	0,2	1,9	10,2	0,3	1,7
Pkw Diesel	0,0	441,9	0,9	7,6	242,0	-7,3	0,1	1,7
Pkw Otto gK	0,3	68,8	1,5	14,2	314,6	37,1	0,2	0,0
Pkw Otto unK, o M.	0,2	9,5	0,2	-2,4	264,1	74,9	1,4	7,0
Busse Diesel	0,0	134,9	0,2	-1,1	184,6	-8,0	0,1	1,2
Güterverkehr								
Bundesautobahnen								
Lkw leicht Diesel	0,0	55,9	0,1	1,3	34,7	-1,4	0,0	0,0
Lkw schwer Diesel	0,0	569,4	2,3	1,0	1.647,8	-76,4	0,6	0,7
LNF Otto	0,0	0,6	0,0	-0,1	22,5	0,0	0,0	0,0
Bundesstraßen außerorts								
Lkw leicht Diesel	0,0	13,5	0,1	0,4	15,9	-0,3	0,0	0,0
Lkw schwer Diesel	0,0	153,4	0,6	-0,5	455,8	-19,0	0,1	0,1
LNF Otto	0,0	0,3	0,0	-0,1	12,4	0,6	0,0	0,0
Landes-, Kreis, und Gemeindestraßen								
Lkw leicht Diesel	0,0	26,8	0,1	0,7	26,1	-0,8	0,0	0,0
Lkw schwer Diesel	0,0	184,2	0,7	-0,5	536,8	-22,5	0,1	0,1
LNF Otto	0,0	0,5	0,0	-0,1	18,5	1,4	0,0	0,0
Innerortsstraßen								
Lkw leicht Diesel	0,0	120,4	0,2	1,4	54,1	-2,2	0,0	0,3
Lkw schwer Diesel	0,0	878,3	1,2	-5,7	983,2	-41,9	0,8	6,9
LNF Otto	0,0	0,7	0,0	0,0	18,0	1,4	0,1	0,6

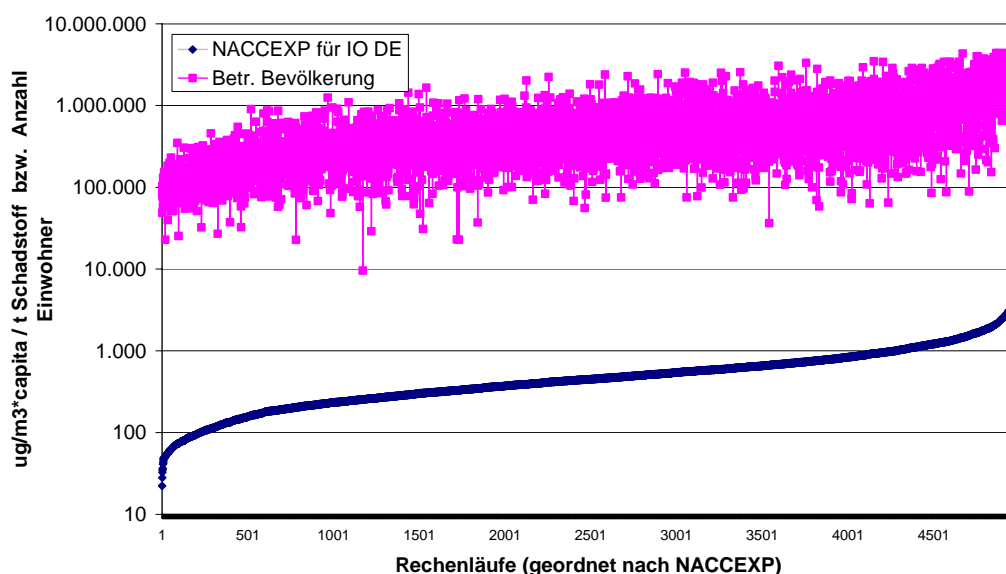


Abbildung 31: Akkumulierte Exposition normiert auf 1 t Schadstoff für Innerorts-Straßenabschnitte in Deutschland.

7.2 Schienenverkehr

Der weitaus größte Teil der Verkehrsleistung im Schienenverkehr wird durch die Deutsche Bahn AG erbracht. Im Personenverkehr gehen weniger als 1 Prozent der Personenkilometer auf nicht bundeseigene Eisenbahnen zurück (BMVBW 2003). Im Regionalverkehr besaßen Wettbewerber 1998 nur etwa 4,5 % der Marktanteile. In Anbetracht der geringen Marktanteile der Wettbewerber und der heterogenen Datenlage werden daher die gesamten externen Kosten des Schienenverkehrs durch luftgetragene Emissionen ausschließlich für die Verkehrsleistungen der Deutschen Bahn AG berechnet.

7.2.1 Mengengerüst

Zur Erbringung der Verkehrsleistung auf der Schiene entstehen luftgetragene Emissionen hauptsächlich durch die Energiewandlung bei der Bereitstellung von Traktionsstrom und bei der Verbrennung von Diesel für Diesel-Traktion. Wie auch beim Straßen-, Binnenschiffs-, und Flugverkehr wird die Infrastruktur als gegeben betrachtet und in dieser Analyse nicht berücksichtigt. Dies gilt ebenfalls für zusätzliche Aufwendungen für das Anbieten der Verkehrsleistung. Demzufolge wird nur der Energieaufwand für Traktion in die Berechnung aufgenommen, wie in Tabelle 92 dargestellt.

Tabelle 92: Energieverbrauch der Deutsche Bahn AG für Traktion 1998.

GWh	Personenverkehr	Güterverkehr	gesamt
Fahrstrom (in GWh _{el})	6.866	3.024	9.890
Dieselmotorkraftstoff für Traktion	4.903	1.649	6552

Quellen: VWEW (2000), Deutsche Bahn (2001), eigene Berechnungen.

Als Betriebsleistung liegen 177,5 Mio trkm für den Fernverkehr (DB Reise&Touristik), 552,4 Mio. trkm für den Regionalverkehr (DB Regio) und 220,3 Mio. trkm für den Güterverkehr zugrunde (Deutsche Bahn AG 2000)¹³. Die Verkehrsleistung im Jahr 1998 war im Fernverkehr 34.582 Mio. pkm, im Regionalverkehr 37.291 Mio. pkm und im Güterverkehr 73.273 Mio. tkm (Deutsche Bahn AG 2000).

Elektrische Traktion

Die Brutto-Stromerzeugung der Deutschen Bahn AG belief sich 1998 auf rund 6,9 TWh, wovon ca. 17 % in bahneigenen Kraftwerken und knapp 83 % in Bahnstromblöcken in Kraftwerken der öffentlichen Versorgung erzeugt wurden (VWEW 2000). Zur Deckung des Bedarfs bezog die DB zusätzlich rund 3,6 TWh aus dem öffentlichen Netz. Knapp 1,5 TWh wurden von bahnfremden Werken bezogen und 0,4 TWh wieder abgegeben oder als Pumpstrom verbraucht. Insgesamt betrug der Netto-Stromverbrauch¹⁴ knapp 11,5 TWh, wovon ca. 86 % Fahrstrom und ca. 14 % Drehstrom waren (VWEW 2000).

Die Anteile der Energieträger an der Stromerzeugung der drei Stromversorgungsschienen der Bahn (öffentliches Netz, bahneigene Erzeugung, bahnfremde Werke) sind in Kapitel 3 dargestellt. Mit dem Energieträgermix, dem Netto-Stromverbrauch und mittleren Emissionsfaktoren für fossile Kraftwerke lassen sich die Emissionen für die Strombereitstellung berechnen, wie sie in Tabelle 93 angegeben sind. Hierbei ist der Anteil an Drehstrom, der nicht für Traktionszwecke verwendet wird, vom Anteil des öffentlichen Netzes abgezogen.

Tabelle 93: Emissionen der Strombereitstellung für die Deutsche Bahn AG 1998.

t (CO ₂ : kt)	SO ₂	NO ₂	PM ₁₀	CO	NMVOC	CO ₂	CH ₄	N ₂ O	NH ₃
Hartbraunkohle	372	492	154	160	12	745	12	27	5
Rohbraunkohle	2053	861	109	363	17	1200	17	37	7
Steinkohle	3.523	2.920	154	902	73	3.934	73	171	4
Heizöl, leicht	25	49	1	10	1	29	1	1	1
Erdgas	3	366	1	225	4	355	4	10	1
Mittelwert Raffinerie, Kokerei, Gicht, Klärgas	3	31	0	21	0	24	0	1	1
Summe	5.979	4.720	418	1.681	107	6.286	107	246	19

Annahmen: Bahn verwendet ausschließlich Hartbraunkohle, andere überwiegend Rohbraunkohle (3 % Hartbraunkohle); Quelle: Eigene Berechnungen.

Diesel-Traktion

Für Traktionszwecke wurden 1998 ca. 624 kt Diesel eingesetzt (Deutsche Bahn 2001), wobei davon ca. 75 % im Personenverkehr und 25 % im Güterverkehr verwendet wurden.

¹³ Zahlen für das Bezugsjahr 1999, da in dieser Detaillierung für 1998 nicht verfügbar.

¹⁴ hier als Abgabe an das Netz definiert (VWEW, 2000).

7.2.2 Ergebnisse

Die externen Gesamtkosten des Schienenverkehrs in Deutschland im Jahr 1998 ergeben sich zu 856 Mio. Euro, wovon 68 % auf den Personenverkehr und 32 % auf den Güterverkehr entfallen. Die direkten Emissionen von Luftschadstoffen, d.h. Kraftwerksemissionen zur Strombereitstellung und den Dieselabgasen an der Lok bzw. am Triebwagen, haben davon einen Anteil von 28 % bzw. 36 % an den Gesamtkosten. Die Bewertung der Treibhausgasemissionen der Kraftwerke bzw. der Diesellok/Triebwagen ergeben 16 % bzw. 5 % der Gesamtkosten. Die übrigen 15 % entfallen auf Emissionen aus vor- und nachgelagerten Prozessen, zusammengesetzt aus Schäden durch Luftschadstoffe (11 %) und der Bewertung der Treibhausgase (4 %). Tabelle 94 stellt die Ergebnisse dar.

Unter den indirekten Emissionen summieren sich Emissionen aus vor- und nachgelagerten Prozessen. Für die Strombereitstellung sind Brennstoffbereitstellung, Bau und Abriss des Kraftwerks sowie Reserveleistungen für Wasserkraft entsprechend den Emissionsfaktoren nach Tabelle 7 und 8 und mit Schadenskosten entsprechend Tabelle 49 bewertet. Die spezifischen Emissionen der Zugbereitstellung (Herstellung, Instandhaltung und Entsorgung) sind den Ökoinventaren Transport (Maibach, Peter et al. 1995) entnommen und mit den Trassenkilometern auf Jahreswerte hochgerechnet. Die Dieselpreparierung ist entsprechend den Emissionsfaktoren aus Tabelle 2 berücksichtigt.

Teilt man die Gesamtkosten durch die jeweilige Gesamtverkehrsleistung, so ergeben sich Durchschnittskosten in Höhe von 0,81 Cent/pkm und 0,37 Cent/tkm.

Tabelle 94: Gesamtkosten des Schienenverkehrs der Deutschen Bahn AG durch Luftschadstoffe und Treibhausgase nach Personen- und Güterverkehr und Elektro- und Diesel-Traktion für das Bezugsjahr 1998.

Mio. Euro ₂₀₀₀	Luftschadstoffe			Treibhausgase			Σ gesamt
	Direkte Emissionen	Indirekte Emissionen	Σ	Direkte Emissionen	Indirekte Emissionen	Σ	
Personenverkehr							
Elektro-Traktion	162	39	201	89	17	105	306
Diesel-Traktion	226	16	242	30	4	33	275
Summe PV	389	54	443	118	20	139	582
Güterverkehr							
Elektro-Traktion	81	32	113	44	14	59	172
Diesel-Traktion	82	8	90	10	2	12	103
Summe GV	164	40	204	54	17	71	275
Summe gesamt	552	94	647	173	37	210	856

Quelle: Eigene Berechnungen.

7.3 Flugverkehr

7.3.1 Mengengerüst

Bei der Betrachtung der Emissionen des Flugverkehrs für eine Wirkungsberechnung verdienen die Systemgrenzen besondere Beachtung. Die planetare Grenzschicht der Erde unterliegt einem speziellen Temperaturprofil, welches sich mit der Höhe ändert. In einer bestimmten Höhe, welche tageszeitlichen und anderen Einflüssen unterworfen ist, ändert sich das Vorzeichen des Gradienten und daher wird der Luftaustausch dort stark eingeschränkt. Unmittelbare Auswirkungen auf die Luftqualität unserer Umwelt haben daher nur die Luftschadstoffemissionen, welche unterhalb dieser Grenze in einer Höhe von im Mittel ca. 800 m, also innerhalb der Mischungsschicht, emittiert werden. Daher werden nur diese Emissionen im Folgenden betrachtet. Diese Flugphase wird hier als LTO-Zyklus (Landing/Take-off) bezeichnet.

Emissionen im LTO-Zyklus

Tabelle 95 zeigt die Emissionen unterhalb ca. 800 m für die Flugbewegungen auf 52 deutschen Flughäfen und Landeplätzen im Jahr 1998. Die Daten zu den Flugbewegungen, die Zuordnung Flugzeug-Triebwerk-Emissionsindizes beruhen auf Arbeiten von Krüger et. al (2001). Die Zeiten für Taxi-in und Taxi-out entsprechen denen der wichtigsten Flughäfen. Die Betriebszeiten des ICAO-LTO-Zyklus wurden zugrunde gelegt, mit Ausnahme der flugzeugspezifischen Zeiten wie in Kapitel 5.3 dargestellt.

Innerhalb der Systemgrenzen ergibt sich ein Kerosinverbrauch von ca. 4.000 kt. Dieser, sowie alle anderen Emissionen, werden zu ca. 96 % auf den acht verkehrsreichsten Flughäfen in Deutschland verursacht.

Tabelle 95: LTO Emissionen des zivilen Flugverkehrs in Deutschland 1998.

t (außer kt bei CO ₂)	CO	PM _{2,5}	SO ₂	NO _x	NM- VOC	Benzol	CO ₂ kt	CH ₄	N ₂ O
Frankfurt/Main	1.639	11,9	196	3.780	285	16,74	619	nv	nv
München	667	4,9	78	1.018	132	7,74	246	nv	nv
Düsseldorf	584	2,7	58	862	61	3,58	183	nv	nv
Hamburg	264	1,5	29	411	46	2,71	91	nv	nv
Köln/Bonn	201	1,3	26	408	33	1,91	83	nv	nv
Stuttgart	225	1,2	25	332	20	1,19	78	nv	nv
Leipzig/Halle	85	0,4	8	97	9	0,53	24	nv	nv
Nürnberg	35	0,3	6	93	3	0,18	20	nv	nv
Übrige Flughäfen	188	0,8	18	220	32	1,9	58	nv	nv
Summe	3.887	25,2	445	7.221	621	36,46	1.403	nv	nv

Quelle: Eigene Berechnungen.

Emissionen im Reiseflug

Über die direkte Wirkung der Emissionen in Reiseflughöhe auf Gesundheit, Material, Feldpflanzen etc. kann wenig ausgesagt werden. Jedoch sind Emissionen in großer Höhe klimawirksam und daher ebenfalls zu bewerten. Für die Zuordnung dieser Emissionen zu dem Verkehrsaufkommen eines Landes können zwei Prinzipien herangezogen werden: Das Territorial- (Inlands-) und das Standortprinzip. Beim Territorialprinzip werden die Verkehrsleistungen bis zur Landesgrenze berücksichtigt. Das Standortprinzip hingegen berücksichtigt die Verkehrsleistung der inländischen Flughäfen bis zum ersten Aussteigeflughafen, d.h. die gesamte Flugstrecke wird gezählt. Die Theorie der Internalisierung externer Kosten sieht vor, dass ein Verursacher alle möglichen Konsequenzen für seine Verkehrsentscheidung, soweit möglich, berücksichtigen sollte. Daher wird hier das Standortprinzip angewendet.

An den Luftverkehr wurden 1998 etwa 6.100 kt Kerosin geliefert (BMVBW 2003). In erster Näherung wird davon ausgegangen, dass dies der Menge an Kerosin entspricht, die für den Flugverkehr nach dem Standortprinzip benötigt wird. Dies stimmt ebenfalls gut mit den 5.892 kt Kerosin überein, die für den zivilen Flugverkehr 1995 im Standortprinzip angegeben werden (Heinen 2003). 6.100 kt Kerosin führen zu Emissionen von 19.233 kt CO₂.

7.3.2 Ergebnisse

Der von deutschen Flughäfen ausgehende Luftverkehr verursachte nach dem Standortprinzip im Jahr 1998 insgesamt 640 Mio. Euro an externen Kosten. Davon gehen 34 % auf Gesundheitswirkung durch Luftschadstoffemissionen und 66 % auf die Bewertung der Treibhausgasemissionen vom Start zum Zielflughafen zurück. Über 30 % der Gesamtkosten werden durch die Bereitstellung des Kerosins verursacht, während lediglich 9 % den Gesundheitsschäden durch die Emissionen der Flugzeuge in der Nähe der Flughäfen zuzuordnen sind. Die Ergebnisse sind in Tabelle 96 dargestellt. Auswirkungen auf den anthropogenen Klimawandel durch weitere Effekte wie Kondensstreifen konnten nicht berücksichtigt werden.

Tabelle 96: Gesamtkosten des Flugverkehrs durch Luftschadstoffe und Treibhausgase in Deutschland für das Bezugsjahr 1998.

Mio. Euro ₂₀₀₀	Luftschadstoffe			Treibhausgase			Σ gesamt
	Direkte Emissionen	Indirekte Emissionen	Σ	Direkte Emissionen	Indirekte Emissionen	Σ	
Flugverkehr	58,0	159,8 [§]	217,8	384,7	37,6	422,2	640,0

Anm.: [§] nur Raffinerie Emissionen.

Die Verkehrsleistung nach dem Standortprinzip liegt nicht vor und muss daher abgeschätzt werden. Deutsche Fluggesellschaften erbrachten 1998 eine Verkehrsleistung von 122.470 Mio. pkm (BMVBW 2003). Laut DLR (Heinen 2003) macht dies aber nur rund 60 % der gesamten Flugleistung aus. Berücksichtigt man die einfache Strecke beim Standortprinzip, so ergibt sich eine Verkehrsleistung von ca. 100.000 Mio. pkm. Daraus ergeben sich 0,64 Cent/pkm an externen Kosten im Durchschnitt.

7.4 Binnenschiffsverkehr

7.4.1 Mengengerüst

Die Emissionen des Binnenschiffsverkehrs in Deutschland 1998 wurden über die beförderte Gütermenge auf den jeweiligen Abschnitten der Binnenwasserstraßen mit spezifischen Emissionsfaktoren nach Angaben des Umweltbundesamtes Berlin berechnet (Blank 2002) und sind in Tabelle 97 zusammengefasst dargestellt. Die Gütermengen hierfür sind dem elektronischen Wasserstraßeninformationssystem ELWIS entnommen (BMVBW 1999). Mit über 60 % wird der Großteil der Luftschadstoffe aus dem Binnenschiffsverkehr durch die Rheinschifffahrt emittiert.

Tabelle 97: Emissionen des Binnenschiffsverkehrs in Deutschland 1998.

t (außer kt bei CO ₂)	CO	PM _{2,5}	SO ₂	NO _x	NM- VOC	Benzol	1,3 Butadien	CO ₂ (kt)
Rhein	1.994	344	1.169	16.498	1.169	53,8	5,8	1.083
Main [§]	213	37	125	1.762	125	5,7	0,6	116
Mosel	152	26	89	1.260	89	4,1	0,4	83
MLK ⁺	148	26	87	1.226	87	4,0	0,4	80
Elbe [§]	116	20	68	958	68	3,1	0,3	63
DEK [*]	78	13	46	643	46	2,1	0,2	42
Neckar	61	11	36	507	36	1,7	0,2	33
Donau	51	9	30	426	30	1,4	0,2	28
Weser	38	7	22	317	22	1,0	0,1	21
Rest	153	26	89	1.263	89	4,1	0,4	83
Summe	3.004	518	1.761	24.861	1.761	81,0	8,8	1.632

Anm.: [§] incl. Main-Donau Kanal; ⁺ Mittellandkanal; [§] inkl. Elbe-Seitenkanal; ^{*} Dortmund-Ems-Kanal; Rest beinhaltet Saar, Ems, Ruhr, Trave, Havel und Kanäle, Verbindungs- und Stichkanäle. Quelle: P. Blank, IER, eigene Berechnungen.

Den Emissionen liegt ein Kraftstoffverbrauch von knapp 514 kt Bunkeröl und Diesel von deutschen und ausländischen Schiffen auf den deutschen Bundeswasserstraßen zugrunde. Die Emissionen aus der Kraftstoffbereitstellung sind näherungsweise mit den Emissionsfaktoren für Diesel (siehe Kapitel 3) abgeschätzt. Die Emissionen aus der Fahrzeugbereitstellung wurden von Bázquez-Castellanos (2000) für die bundesdeutsche Flotte bezogen auf das Jahr 1995 übernommen. Die Emissionen durch die Kraftstoff- und Fahrzeugbereitstellung sind in Tabelle 98 dargestellt.

Tabelle 98: Emissionen durch Kraftstoff- und Fahrzeugbereitstellung der Binnenschifffahrt 1998.

t (CO ₂ : kt)	CO	PM _{2,5}	SO ₂	NO _x	NMVOC	CO ₂	CH ₄	N ₂ O
Kraftstoffbereitstellung [§]	24	14	1.345	188	1163	161,8	16	nv
Fahrzeugbereitstellung [§]	13	1	407	205	86	66,1	17	1

Anm.: [§] Eigene Berechnungen; [§] Quelle: (Bázquez-Castellanos, Neufert et al. 2000) für Bezugsjahr 1995.

7.4.2 Ergebnisse

Die externen Gesamtkosten durch luftgetragene Emissionen des Binnenschiffsverkehrs in Deutschland berechnen sich zu 272,4 Mio. Euro. Davon führen sich lediglich 5 % auf die Bewertung der Treibhausgasemissionen zurück und 95 % auf die Luftschadstoffemissionen. Von letzteren sind wiederum ca. 80 % den hohen NO_x-Emissionen und 16 % den Feinstaubemissionen zuzurechnen. Die Ergebnisse sind in Tabelle 99 dargestellt.

Tabelle 99: Gesamtkosten des Binnenschiffsverkehrs durch Luftschadstoffe und Treibhausgase in Deutschland für das Bezugsjahr 1998.

Mio. Euro ₂₀₀₀	Luftschadstoffe			Treibhausgase			Σ gesamt
	Direkte Emissionen	Indirekte Emissionen	Σ	Direkte Emissionen	Indirekte Emissionen	Σ	
Binnenschifffahrt	237,9	19,7	257,6	10,3	4,5	14,8	272,4

Anm.: Eigene Berechnungen.

Durch den Güterverkehr mit Binnenschiffen wurde laut VIZ (BMVBW 2003) im Jahr 1998 eine Verkehrsleistung von 64,3 Mrd. tkm erbracht. Dividiert man die Gesamtkosten durch die Verkehrsleistung, so erhält man durchschnittliche externe Kosten von 0,42 EUR je 100 tkm durch die Binnenschifffahrt.

7.5 Zusammenfassung

Mit dem Wirkungspfadansatz wurden die externen Gesamtkosten durch Luftschadstoffe des Straßen-, Schienen-, Flug- und Binnenschiffsverkehrs in Deutschland für das Referenzjahr 1998 berechnet. Die Treibhausgasemissionen sind mit 20 €/t CO₂Äquiv. anhand eines Vermeidungskostenansatzes bewertet. In der Summe ergeben sich externe Gesamtkosten des Verkehrs von über 21 Mrd. €. Dies entspricht knapp 1,1 Prozent des Bruttoinlandsprodukts des Jahres 2000. Davon entfallen 91,7 % auf den Straßen-, 4 % auf den Schienen-, 3 % auf den Flug- und 1,3 % auf den Binnenschiffsverkehr. Der Anteil der Treibhausgase beträgt 24 % an der Gesamtsumme. Die Ergebnisse sind in Tabelle 100 zusammengefasst.

Tabelle 100: Externe Kosten durch Luftschadstoffe und Treibhausgase des Straßen-, Schienen-, Flug- und Binnenschiffsverkehrs in Deutschland 1998.

Mio. Euro ₂₀₀₀	Luftschadstoffe	Treibhausgase	Summe
Straßenverkehr	15.066	4.518	19.584
Schienenverkehr	647	210	856
Flugverkehr	218	422	640
Binnenschiffsverkehr	258	15	272

Die Gesamtkosten können durch die jeweilige Verkehrsleistung dividiert werden, um Durchschnittswerte auf einer sehr aggregierten Ebene zu berechnen. Beim Personenverkehr ergeben sich mit 1,4 Cent/pkm die höchsten Kosten für den Straßenverkehr. Der Schienenverkehr folgt mit 0,8 Cent/pkm und der Flugverkehr mit 0,6 Cent/pkm. Der Straßengüterverkehr verursacht externe Kosten von im Durchschnitt 2,53 Cent/tkm. Weitaus geringere Werte ergeben sich für den Schienengüterverkehr mit knapp unter 0,4 Cent/tkm und für den Binnenschiffsverkehr mit knapp über 0,4 Cent/tkm. Die Ergebnisse sind in Tabelle 101 dargestellt.

Tabelle 101: Durchschnittswerte externer Kosten je Personenkilometer bzw. Tonnenkilometer für Luftschadstoffe und Treibhausgase des Straßen-, Schienen-, Flug- und Binnenschiffsverkehrs in Deutschland 1998.

	Luftschadstoffe	THG	Summe
Personenverkehr in Euro/100 pkm			
Motorisierter Individualverkehr	1,01	0,43	1,43
Schienenverkehr	0,62	0,19	0,81
Flugverkehr	0,22	0,42	0,64
Güterverkehr in Euro/100 tkm			
Straßengüterverkehr	2,16	0,37	2,53
Schienengüterverkehr	0,28	0,10	0,37
Binnenschiffsverkehr	0,40	0,02	0,42

Anm.: Zugrunde gelegte Verkehrsleistungen sind 754,2 Mrd. pkm durch den motorisierten Individualverkehr (BMVBW 2003); 71,9 Mrd. pkm durch den Personenschienen- und 73,3 Mrd. tkm durch den Schienengüterverkehr (Deutsche Bahn AG 2000); 64,3 Mrd. tkm durch die Binnenschifffahrt (BMVBW 2003).

Die Ergebnisse für den Flugverkehr sind kritisch einzuschätzen. Zum einen ist die zugrunde gelegte Verkehrsleistung mit Unsicherheiten behaftet, zum anderen ist sehr wahrscheinlich nicht die gesamte Klimawirksamkeit des Flugverkehrs in Reiseflughöhe erfasst. Weiterhin ist beim Flugverkehr eine einwandfreie Aufteilung zwischen Passagier und Fracht nicht möglich. Weder standen die Flugbewegungen reiner Frachtmaschinen zur Verfügung, noch ist eine Allokation der externen Kosten einer Flugbewegung beim Linien- u. Pauschalflugverkehr zwischen Passagieren und Fracht trivial – entsprechende Daten zur Auslastung standen ebenfalls nicht zur Verfügung.

7.6 Unsicherheiten

Die Unsicherheitsbetrachtung wird mit dem in Kapitel 3 vorgeschlagenen Ansatz und den dort festgelegten Standardabweichungen für die einzelnen Berechnungsschritte durchgeführt. Weiterhin wird eine mögliche Abweichung der Ergebnisse von den als „beste Schätzung“ angegebenen Werten mit einer Sensitivitätsanalyse geprüft. Hierfür werden 2 Szenarien betrachtet:

- (S1) Mix an veränderten Modellannahmen (ERF und monetäre Bewertung);
- (S2) Veränderte Einschätzung des Schadenspotenzials von Feinstaub.

Sensitivitätsszenario S1

Im Sensitivitätsszenario S1 werden eine Reihe von Vorschlägen für neue Koeffizienten einiger Expositions-Wirkungsbeziehungen sowie eine andere Bewertung des Verlustes an Lebenserwartung untersucht (Droste-Franke 2005). So wird die Quantifizierung des Verlustes an Lebenserwartung durch Langzeitexposition an Feinstaub an die neuesten Erkenntnisse von Pope et al. (2002) angepasst. Die relative Schädlichkeit von Primärpartikel, Sulfaten und Nitraten wird zu den Primärpartikel verschoben, in dem Sulfate als PM₁₀ und Nitrate nur noch zu 50 % gewertet werden. Gleichzeitig werden frühere Annahmen zur Übertragung von Studien aus Nordamerika nach Europa angepasst. In der Summe wird für den Verlust an Lebenserwartung durch Langzeitexposition PM_{2,5} aus Primärquellen um den Faktor 2,5, Sulfate um den Faktor 1,5 und Nitrate um den Faktor 1,25 höher bewertet im Vergleich zu

den Basisannahmen in dieser Arbeit („beste Schätzung“). Auch für Morbidität wurde die veränderte Einschätzung für Nitrate (50 %) und Sulphate (PM₁₀) übernommen sowie für einzelne Funktionen, die in der Vergangenheit aus Nordamerika übertragen wurden, diese angepasst. Schließlich ergibt sich daraus für Morbidität und Nitrate ein Faktor 0,67, für Sulfate ein Faktor 0,8 und für PM_{2,5} ein Faktor 1,33 gegenüber den Basisannahmen dieser Arbeit.

Gleichzeitig wird in S1 die Bewertung des Risikos des Verlustes menschlicher Lebenszeit verändert. Der Wert eines verlorenen Lebensjahres bei akuten Effekten wird nun bei einer Diskontrate von 3 % mit 75.000 €₂₀₀₀/Jahr angesetzt. Der Wert eines verlorenen Lebensjahres bei Langzeitexposition wird entsprechend auf 50.000 €₂₀₀₀/Jahr reduziert (Droste-Franke 2005).

Das Sensitivitätsszenario S1 ergibt Gesamtkosten von 16,3 Mrd. Euro, davon sind durch Luftschadstoffe 11,8 Mrd. Euro verursacht. Insgesamt liegen die Kosten durch Luftschadstoffe bei S1 damit knapp 22 % unter denen der „besten Schätzung“ dieser Arbeit. Insbesondere wirken sich die Änderungen bei den Nitraten aus, während die höhere Einschätzung der Schädlichkeit von Primärpartikeln die Halbierung der Bewertung des Lebenszeitverlustes kompensiert.

Aufgrund der formalen Unsicherheitsbetrachtung liegen die Gesamtkosten des Straßenverkehrs durch Luftschadstoffe mit 68,3 % Wahrscheinlichkeit zwischen 6 und 25 Mrd. Euro. Wegen der nun gegenüber der ursprünglichen Einschätzung der Bewertung des Lebenszeitverlustes stark veränderten Annahmen wurde dabei die Standardabweichung der unteren Grenze auf 1,1 und der oberen Grenze auf 2 gesetzt (siehe auch Tabelle 28). Im Vergleich dazu ergibt sich die Schwankungsbreite der Ergebnisse für Luftschadstoffe für die Annahmen der „besten Schätzung“ mit 68,3 % Wahrscheinlichkeit zu zwischen 6,8 und 30,8 Mrd. Euro. Die Ergebnisse sind in Abbildung 32 dargestellt.

Sensitivitätsszenario S2

Das Sensitivitätsszenario S2 berücksichtigt eine veränderte Aufteilung des Schadenspotenzials von Feinstaub (PM). Dabei wird die in Kapitel 3.7 dargestellte Alternativ-Hypothese verwendet, welche Nitrate als unschädlich einstuft und im Gegenzug das Schadenspotenzial von Primärpartikeln um den Faktor 2,2 erhöht. Im Gegensatz zu S1 bleibt jedoch die Bewertung im Vergleich zur „besten Schätzung“ konstant.

Dies ergibt für die Gesamtkosten des Straßenverkehrs durch Luftschadstoffe knapp 11 Mrd. Euro, addiert man die Treibhausgasemissionen, so ergeben sich insgesamt 15,4 Mrd. Euro. Die 68,3 %-Intervallgrenzen für Luftschadstoffe berechnen sich zu 5,5 und 21,4 Mrd. Euro. Die Ergebnisse sind graphisch in Abbildung 32 dargestellt, wobei die Bewertung der Treibhausgasemissionen unverändert ist. Ergebnisse der Unsicherheitsbetrachtung für den Schienen-, Flug- und Binnenschiffsverkehr sind in Abbildung 33 dargestellt.

Die Bewertung der Treibhausgasemissionen wurde nicht in die formale Unsicherheitsbetrachtung aufgenommen, da die Bewertung mit Vermeidungskosten zur Erreichung eines gesellschaftlich festgelegten Ziels erfolgt ist. Durch die sich abzeichnende Entwicklung im Emissionshandel mit CO₂-Zertifikaten werden schon 2004 Preise von bis zu 7 Euro je Tonne CO₂ bezahlt und mit dem sich etablierenden Handelssystem sind steigende Preise wahrscheinlich. Eine höhere Bewertung, insbesondere mit weiteren, strengeren Minderungszielen

über Kyoto hinaus, ist in der Zukunft daher sehr gut möglich. Die Ergebnisse für Treibhausgase können durch Division mit 20 €/t und Multiplikation mit einem anderen Wert leicht angepasst werden.

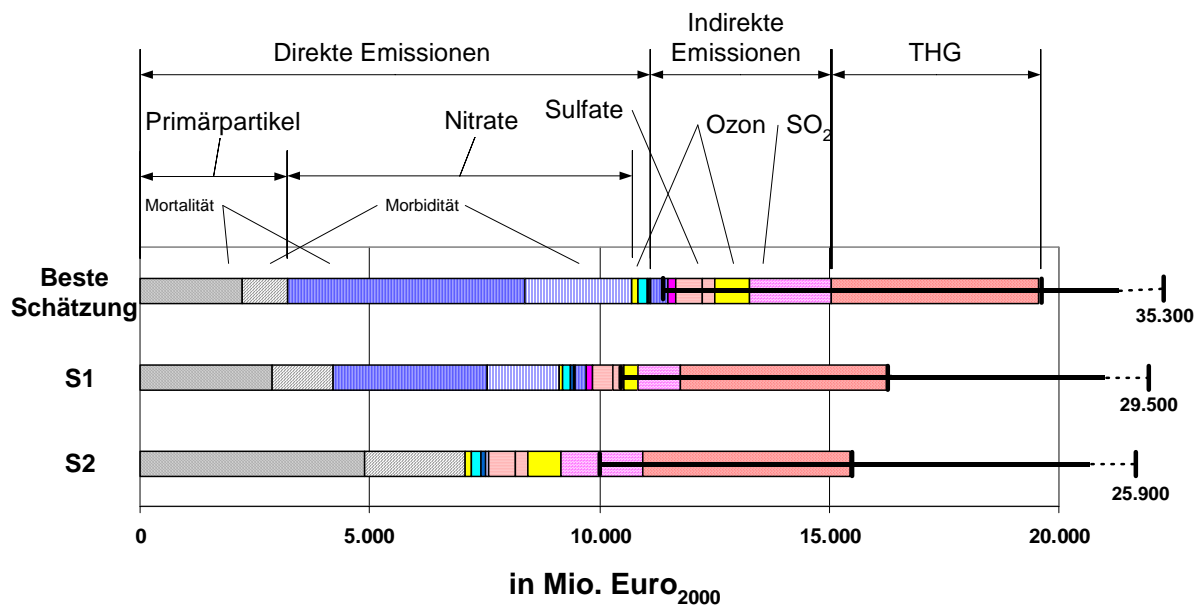


Abbildung 32: Darstellung der Unsicherheiten der externen Gesamtkosten für den Straßenverkehr für die Szenarien „Beste Schätzung“, Sensitivität S1 und S2 und 68 % Vertrauensintervall (Bewertung der Treibhausgase konstant).

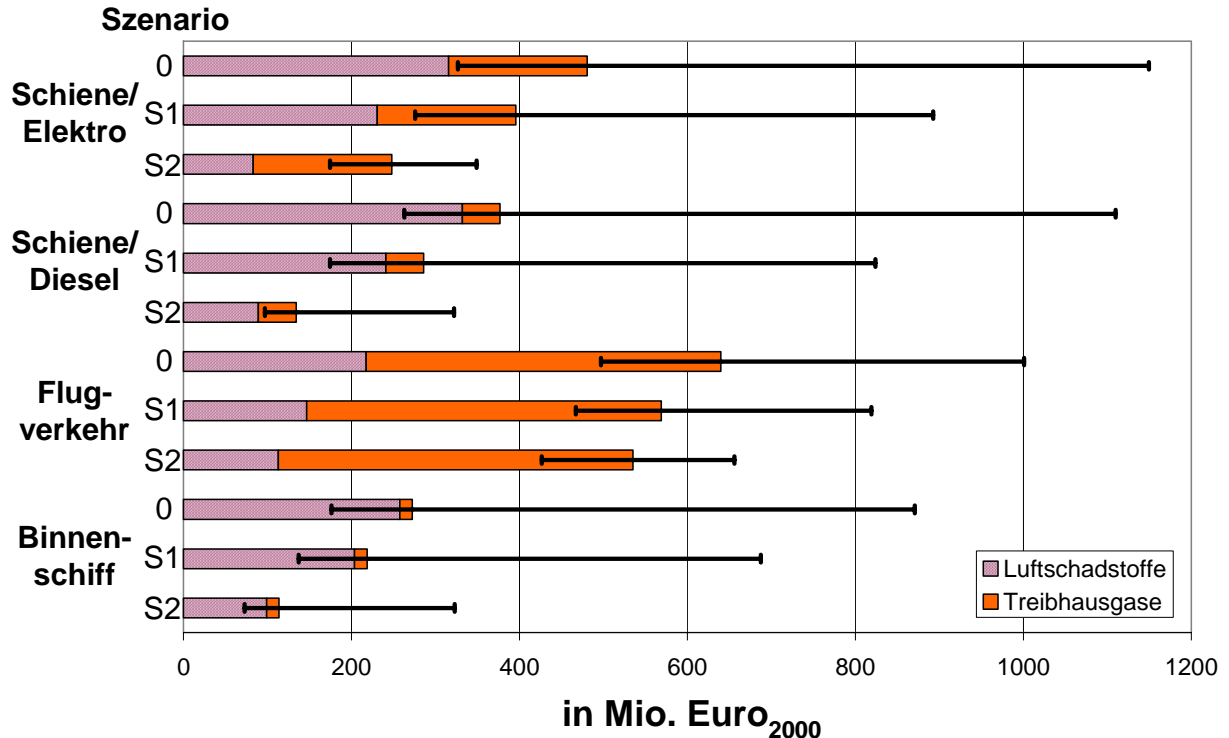


Abbildung 33: Darstellung der Unsicherheiten der externen Gesamtkosten für den Schienen-, Flug- und Binnenschiffsverkehr für die Szenarien „Beste Schätzung“, Sensitivität S1 und S2 und 68 % Vertrauensintervall (Bewertung der Treibhausgase konstant).

8 Gesamtkosten des Verkehrslärms in Deutschland

Die Summe der externen Kosten des Verkehrslärms in der Bundesrepublik Deutschland stellt neben den externen Grenzkosten eine wichtige Größe in der politischen Diskussion dar. Unter dem Aspekt der volkswirtschaftlichen Schadenskosten erlauben sie den Vergleich mit anderen Umweltproblemen und geben so Hilfestellung bei politischen Entscheidungsprozessen. Weiterhin stellen diese Schadenskosten über die Zeit gesehen ein Mittel dar, um die Änderung des Umweltzustandes zu dokumentieren.

In diesem Kapitel werden die in Kapitel 4 beschriebenen Modelle zur Berechnung von externen Kosten durch Straßen-, Schienen- und Fluglärm auf die Abschätzung der Gesamtkosten angewendet. Hierbei liegt der Schwerpunkt zunächst auf einzelnen, aber detailliert berechneten Fallstudien. Die Ergebnisse aus den Fallstudien werden zu den externen Gesamtkosten der einzelnen Verkehrsträger in Deutschland hochgerechnet. Ergänzend werden hierzu weitere Expositionsdaten aus der Literatur mit den Bewertungsansätzen ausgewertet.

Konsistent zur Berechnung externer Grenzkosten werden die folgenden drei Bewertungsmodelle angewendet:

- Modell A: Gesundheitseffekte + Belästigung (direkt) + Schlafstörung¹⁵;
- Modell B: Gesundheitseffekte + Hedonische Bewertung;
- Modell C: Gesundheitseffekte + Bewertung je Dezibel L_{den} .

Eine Zusammenfassung der eingesetzten monetären Werte ist in Tabelle 44 dargestellt.

8.1 Straßenverkehr

Defizite der im Moment verfügbaren Geräuschbelastungsmodelle für den Straßenverkehr (z.B. Batelle-Modell) sind:

- Die Aktualität bezüglich der Verkehrsdaten,
- die Beschreibung mit den für die Berechnung externer Kosten wichtigen Lärmindikatoren (z.B. L_{den}) und
- die genaue Abbildung der Situation unter Einbezug des gesamten Straßennetzes.

Während die Datenlage der Hauptverkehrsstraßen als relativ gut zu bezeichnen ist, ist über die Belastung entlang sonstiger Landes-, Kreis- und Gemeindestraßen in der Fläche wenig bekannt. Jedoch verursachen die großen Hauptstraßen nicht unbedingt den Hauptteil der Lärmbelastung der Haushalte. Daher wird im Folgenden zunächst anhand von Fallstudien für verschiedene Städte und Gemeinden die Expositionssituation der Bevölkerung für Straßenverkehrslärm möglichst vollständig erfasst. Aus den Ergebnissen wird im Anschluss eine Hochrechnung für Deutschland durchgeführt.

8.1.1 Fallstudien einzelner Städte und Gemeinden

Die Hauptdatenquelle für die Fallstudien bilden durchgeführte Lärminderungspläne der Städte und Gemeinden. Diese beinhalten meist eine detaillierte Analyse der Verkehrssituation. Die Exposition der Bevölkerung wird darin jedoch nicht quantitativ bestimmt,

¹⁵ Schlafstörung nur bei Nacht

sondern lediglich graphisch in Form von Lärmpegelkarten dargestellt. Ein weiteres Defizit für die Bestimmung der externen Kosten ist das grundsätzliche Fehlen des Lärmindikators L_{den} .

Für die Fallstudien wurden Daten aus verschiedenen Quellen gesammelt und für das Modell aufbereitet. Die Datenlage war unterschiedlich, sodass die Anzahl exponierter Haushalte zum Teil mit Hilfe der Stadtmodellbausteine erfasst wurde, zum Teil ein Telefonanschlussmodell erstellt werden konnte und in einigen Fällen zum Vergleich mit beiden Modellen gearbeitet wurde. Die Lärmpegel an der Fassade wurden mit Ausnahme der Fallstudie München jeweils aufgrund der Verkehrsdaten modelliert.

Betrachtet werden die Städte und Gemeinden Stuttgart, München, Augsburg, Kassel, Ingolstadt, Gießen, Schwabach und Karlstadt. Die Vorgehensweise wird im Folgenden je Fallstudie beschrieben. Je nach Datenlage sind Simulationsläufe mit verschiedenen Emissionsfaktoren und unterschiedlichen Expositionsmodellen ausgeführt worden. Da die Annahme einer ausschließlich konstanten Fahrt sicherlich zu zu geringen Lärmpegeln führt, andererseits eine ausschließlich beschleunigende Fahrt eine Überschätzung darstellt, wird im Text immer der Mittelwert genannt.

8.1.1.1 Fallstudie Stuttgart (FL1)

Die Landeshauptstadt Stuttgart ist verwaltungsmäßig in 23 Stadtbezirke zusammengefasst, welche sich aus einzelnen Ortsteilen zusammensetzen. Der hier betrachtete Innenstadtbereich wird durch die fünf inneren Stadtbezirke Mitte, Nord, Ost, Süd und West gebildet. In diesem Bereich leben ca. 250.000 Menschen.

Ausgangspunkt für die Fallstudie Stuttgart ist die CD-ROM „Lärm und Lärmschutz“ (Landeshauptstadt Stuttgart 2002). Die 1.441 darin enthaltenen Straßenabschnitte werden betrachtet. Die der CD-ROM entnommenen Daten sind Geschwindigkeit, DTV-Werte und der Lkw-Anteil. Alle Straßenabschnitte wurden soweit möglich manuell mit den entsprechenden Straßennamen und Hausnummernbereichen attribuiert (Falk-Verlag AG 1996; MapPoint 2001). In einem weiteren Schritt wurde ein TAM für die betrachteten Straßenabschnitte erstellt (Tele-Info Digital Publishing AG 1999). Ebenfalls aus dieser Quelle konnten mittels den enthaltenen digitalen Bildern ein entsprechender Datensatz zu der Zahl der Stockwerke und eine Abschätzung der Absetztiefe der Bebauung vom Straßenrand erstellt werden. Eine Übersichtskarte der Straßenabschnitte ist in Abbildung 48 dargestellt.

Die Lärmmodellierung wurde mit dem Modell aus Kapitel 4.1.1 sowohl für Emissionsfunktionen für konstante als auch für beschleunigte Fahrt durchgeführt. Berücksichtigt sind Spiegelschallquellen, sofern eine beiderseits geschlossene Bebauung vorlag.

Ergebnisse

Die monetäre Bewertung des Straßenverkehrslärms der betrachteten Straßen in Stuttgart ergibt externe Kosten im Bereich von 7,1 bis 10,5 Mio. Euro pro Jahr¹⁶. Die Spannweite kommt durch alternative Bewertungsmethoden zustande.

8.1.1.2 Fallstudie München (FL2)

Für die Fallstudie München stand eine Lärmkarte der Landeshauptstadt München, Baureferat Tiefbau, aus der Lärmuntersuchung Hauptstraßennetz „Lärmkarte 1998“ für die Nacht von 22:00 bis 6:00 Uhr zur Verfügung. Als Berechnungsgrundlage diente dort die RLS-90. Die

¹⁶ Exposition aus TA-Modell; Mittelwerte für konstante und beschleunigte Fahrt.

Verkehrsmengen sind aus der Tagesbelastung des gesamten Kfz-Verkehrs einschließlich Schwerverkehr aus Zählungen von 1992 bis Ende 1997 des Planungsreferats HA I/31, Stand Dezember 1997, abgeleitet. Lärmpegel sind ausschließlich aufgrund des Straßenverkehrs berechnet und beziehen sich auf das lauteste Geschoss der jeweiligen Randbebauung. Aus der Lärmpegelkarte, die in Papierform vorlag, wurden die Pegelwerte in eine GIS-Karte übertragen. Als digitale Straßenkarte wurde ein Ausschnitt aus dem NEMOBFSr genutzt, welches mit Stadtmodellbausteinen attribuiert war. Verwendet wurden SMBs mit der Gemeindegrenznummer 9 162 000. Insgesamt wurden auf diese Weise 379 km Straße mit SMBs mit entsprechenden Pegelwerten versorgt. Das Ergebnis der Zuordnung ist in Abbildung 49 dargestellt.

Da nur der Nachtpegel zur Verfügung stand, wurden die benötigten Pegel aus Korrelationen für Tag und die Tagesrandstunden gegenüber den Nachtstunden aus den Ergebnissen der Fallstudie FL1 „Stuttgart“ abgeleitet und übertragen. Tabelle 152 enthält die Auswertungsergebnisse von FL1. Die Pegel für die Zeitscheibe 7 bis 19 Uhr sind im Mittel um 7,1 dB, die der Zeitscheibe 19 bis 23 Uhr um 4,2 dB höher als die der Zeitscheibe von 23 bis 7 Uhr. Der L_{den} ist im Mittel um 8,6 dB und die Zeitscheibe 7 bis 23 Uhr ist um 6,5 dB höher als die Zeitscheibe von 23 bis 7 Uhr.

Die durchschnittliche Haushaltsgröße in München beträgt 1,83 Personen je Haushalt und nur 15 % aller Einwohner sind unter 18 Jahre alt (eigene Berechnungen nach Bayerisches Landesamt für Statistik und Datenverarbeitung 1998). Die Kreisfreie Stadt München (Schlüsselnummer 162) hatte zum 31.12.2000 insgesamt 1.210.223 Einwohner (ebd.). Aus der Auswertung der SMBs an den mit Pegeln versorgten Straßen ergeben sich 326.558 Betroffene. Dies sind knapp 27 % der Gesamtbevölkerung der Stadt München.

Ergebnisse

Die Gesamtkosten durch Verkehrslärm ergeben sich zu zwischen 57,6 Mio. Euro und 86,4 Mio. Euro¹⁷.

8.1.1.3 Fallstudie Kassel (FL3)

Für die Fallstudie Kassel wurden die Belastungszahlen des Kfz-Verkehrsaufkommens je 24 Stunden für das Hauptverkehrsstraßennetz in der Stadt Kassel zugrunde gelegt. Die Daten beziehen sich auf die Analyseumlegung 1995/98 im Rahmen des Gesamtverkehrsplanes (Gies 2001). Für 279 Straßenabschnitte des Netzmodells-Bundesfernstraßen konnten DTV-Werte aus der Analyseumlegung 1995/98 zugeordnet werden. Diese sind in Abbildung 50 dargestellt. Die Expositionszahlen beruhen auf den Vorgaben der SMBs, da keine weitere Information vorhanden war.

Die Lärmmodellierung wurde mit dem Modell aus Kapitel 4.1.1 sowohl für Emissionsfunktionen für konstante als auch für beschleunigte Fahrt durchgeführt. Spiegelschallquellen konnten nicht berücksichtigt werden.

Ergebnisse

Die Gesamtkosten durch Verkehrslärm ergeben sich zu zwischen 8,9 Mio. Euro und 12,4 Mio. Euro¹⁸. Bezogen auf die Einwohner von Kassel ergeben sich Kosten von 45 Euro

¹⁷ Exposition aus SMB-Modell.

¹⁸ Exposition aus SMB-Modell; unterer Wert aus Modell A, Mittelwert für konstante und beschleunigte Fahrt; oberer Wert Modell C, Mittelwert aus SW50 und SW55, Mittelwert für konstante und beschleunigte Fahrt;

pro Kopf. Die Ergebnisse sind aufgeschlüsselt nach Gesundheitseffekten, Belästigung, Schlafstörung, Hedonische Bewertung und Bewertung des L_{den} in Tabelle 156 dargestellt.

8.1.1.4 Fallstudie Augsburg (FL4)

Die Stadt Augsburg ist mit ca. 255.000 Einwohnern die drittgrößte Stadt Bayerns, Sitz der Regierung von Schwaben und ein bedeutender Wirtschaftsstandort. Für die Erstellung des Lärmmodells für Augsburg wurden in einem geographischen Informationssystem drei Hauptdatenquellen zusammengeführt:

- GIS-Karte NEMOBFSr98 mit Stadtmodellbaustein-Attributtierung (BMVBW 2002);
- GIS-Karte mit Verkehrsmengendaten (DTV-Werte) (Kühlwein 2001);
- Straßennamen aus Routenplaner (MapPoint 2001).

Der NEMOBFSr-SMB-Datensatz für Augsburg wurde aus dem deutschen Gesamtdatensatz mit der Gemeindekennzahl 9761000 extrahiert und enthält 373 Straßenabschnitte mit einer Gesamtlänge von angebauten Streckenabschnitten von 145 km. Die vorliegende Version enthielt keine Straßennamen und keine Verkehrsmengenangaben. Daher wurden Daten zum Verkehrsgeschehen aus Angaben der Stadt Augsburg übertragen (Kühlwein 2001). Diese GIS-Karte enthielt 608 Streckenabschnitte und allen 373 NEMOBFSr-Abschnitten konnte ein DTV-Wert zugeordnet werden. Die Verkehrsdaten enthalten für jeden Streckenabschnitt Werte für KFZ/24h und Lkw/24h. Um die Verteilung auf die Fahrzeugkategorien, wie für das Lärmmodell erforderlich, weiter zu detaillieren, wurde eine durchschnittliche Verteilung auf den Bundesstraßen an den Stadtgrenzen von Augsburg aus der Bundesverkehrswegezählung 1995 abgeleitet. Laut RLS-90 zählen zum Lkw-Anteil p Lkw mit einem zulässigen Gesamtgewicht über 2,8t. Daher wurden Lieferwagen nicht zum Lkw-Anteil gezählt (nach John 1997). Die angesetzten Anteile der Fahrzeugkategorien an der DTV-Menge sind in Tabelle 150 im Anhang enthalten.

Rezeptorszenario

Insgesamt sind 145 km Innerorts-Straße im Modell abgebildet. Davon konnten 5,9 km kein Straßename zugeordnet werden und daher auch keine Bevölkerungszahl mit dem TA-Modell. Dies betraf 15 Straßen mit 5,8 km Bundesstraße, 2,4 km Gemeindestraße. 139 km wurden namentlich identifiziert. In Tabelle 153 sind die Anzahl der Datensätze, die Länge, die ermittelten betroffenen Erwachsene mit dem SMB-Modell und mit dem TA-Modell sowie jeweils die Verteilung über die Straßenkategorien dargestellt.

Ergebnisse

Die Ergebnisse der Lärmberechnung sind in Abbildung 34 für den L_{den} graphisch dargestellt. Zum Beispiel ergibt sich für 40 % der betrachteten Länge der Bundesstraßen ein Pegel größer als 71 dB L_{den} . Die Gesundheitseffekte, die Anzahl schlafgestörter Personen, die Anzahl leicht, mittel und sehr belästigter Personen sowie das Produkt aus „Dezibel über Schwellwert“ mal „betroffene Haushalte“ für die Bewertung des Dezibels sind in Tabelle 148 im Anhang enthalten. Die Wirkungen sind sowohl gesamt als auch nach Straßenkategorien getrennt dargestellt.

Die externen Gesamtkosten durch den Straßenverkehrslärm in Augsburg berechnen sich zu knapp 5,5 Mio. EUR bis 8,1 Mio. EUR, je nach Bewertungsmodell, bei Berechnung der Exponenten über das TAM. Über das SMB-Modell werden Gesamtkosten zwischen 12,8 und knapp 18 Mio. Euro berechnet. Die Ergebnisse sind getrennt nach Wirkungskategorien in Tabelle 156 dargestellt.

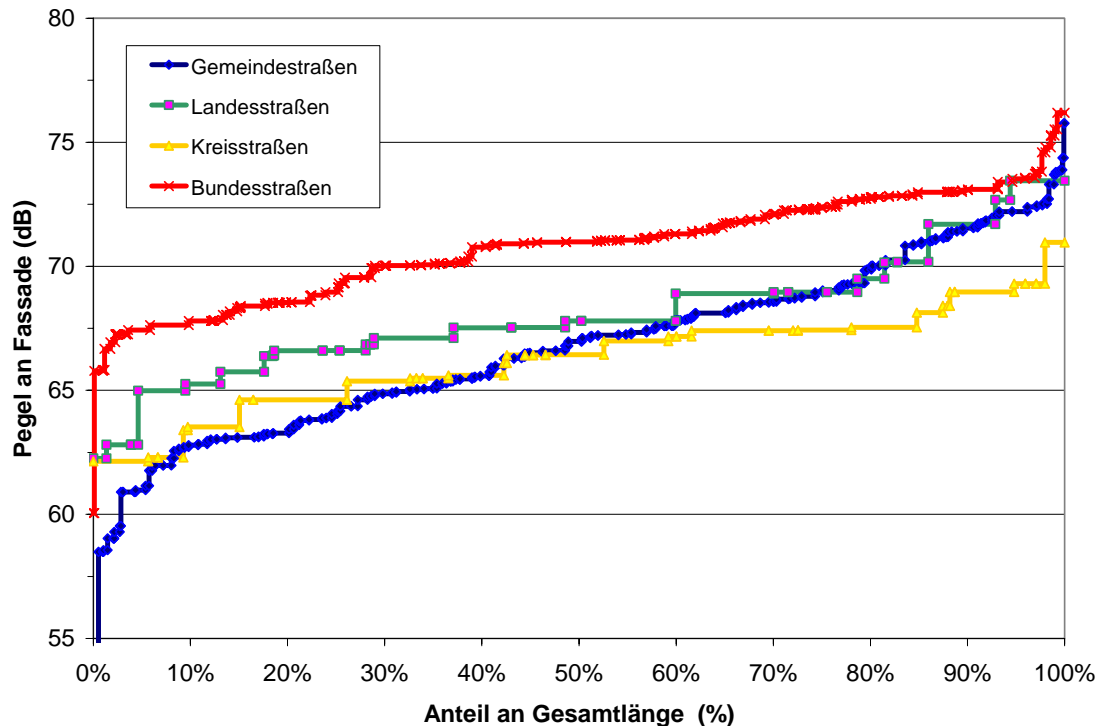


Abbildung 34: Verteilung des Lärmpegels L_{den} an der Fassade als Anteil an der angebauten Straßenlänge je Straßenkategorie.

8.1.1.5 Fallstudie Gießen (FL5)

Zur Modellierung der Verkehrsstärke lagen die DTV-Werte für bestimmte Knotenpunkte in Gießen und die Belastungen des Hauptverkehrsnetzes am Tag aus dem Verkehrsentwicklungsplan Gießen flächendeckend vor (Hübner, Bonmann et al. 1997; Lorengel 2000). 136 Straßenabschnitte aus dem NEMOBFStr konnten mit DTV-Werten versorgt werden.

Im Modell konnten insgesamt 34 km Innerorts-Straße implementiert werden. Davon sind 5 % Bundesstraßen, 19 % Gemeindefstraßen, 15 % Kreisstraßen und 61 % Landesstraßen. Die Exposition wurde mit dem SMB-Modell mit einer pauschalen Absetztiefe der Bebauung von 3,75 m berechnet. Insgesamt sind 8.351 Haushalte als betroffen klassifiziert. Ein TAM konnte nicht erstellt werden, da keine Informationen über Straßennamen vorlagen. Die Lärmmodellierung wurde für konstante und beschleunigte Fahrt durchgeführt.

Ergebnisse

Die Gesamtkosten des Verkehrslärms in Gießen belaufen sich, ausgedrückt als Mittelwert zwischen EFAK- und EFAB-Szenario, auf zwischen 3,4 Mio. Euro (Bewertungsmodell A) und 4,9 Mio. Euro (Bewertungsmodell B). Die Ergebnisse sind nach den Bewertungskategorien aufgeschlüsselt in Tabelle 156, zusammengefasst nach den Bewertungsmodellen in Tabelle 157 dargestellt.

8.1.1.6 Fallstudie Ingolstadt (FL6)

Seit der Einfügung des § 47 a in das BimSchG vom 15.05.1990 sind die Gemeinden aufgefordert, unter bestimmten Voraussetzungen Lärminderungspläne zu erstellen. Im Sinne dieser Aufgabenstellung wurde vom Bayerischen Landesamt für Umweltschutz dazu ein Pilotprojekt initiiert, an dem vier bayerische Städte, darunter Ingolstadt, beteiligt waren.

Den Unterlagen des Lärminderungsplans Ingolstadt sind die Straßennamen, DTV-Mengen, stündliche Verkehrsstärke nach Tag und Nacht, Lkw-Anteile nach Tag und Nacht sowie Geschwindigkeiten für Pkw und Lkw entnommen. Während sich die Untersuchungen der anderen Fallstudien meist auf die Hauptverkehrsstraßen beschränkt, sind in der Fallstudie Ingolstadt auch 119 Straßen von insgesamt 399 Straßen mit einem Verkehrsaufkommen von unter 1.000 Fzg/Tag enthalten.

Mit einem TAM wurden 24.200 Haushalte als betroffen identifiziert. Betrachtet man die Straßen mit einer Verkehrsmenge von unter 1.000 Fzg/Tag, so ergeben sich lediglich 9.204 Haushalte als direkt betroffen. Allerdings muss berücksichtigt werden, dass ein TAM eine untere Abschätzung der Betroffenenzahlen liefert, da nur Anwohner berücksichtigt werden. Tatsächlich können durch Straßenverkehrslärm jedoch auch viele Nichtanwohner belästigt und gestört werden. Allerdings ist das Risiko für Gesundheitseffekte für Nichtanwohner sehr viel geringer, da der gesundheitsschädliche Schwellwert normalerweise nur in der direkten Umgebung der Straße überschritten wird.

Ergebnisse

Die externen Gesamtkosten durch Straßenverkehrslärm errechnen sich zu 4,6 Mio Euro für das Bewertungsmodell A und 6,4 Mio. Euro anhand des Bewertungsmodells C. Die Ergebnisse sind ebenfalls in Tabelle 156 und Tabelle 157 dargestellt.

8.1.1.7 Fallstudie Schwabach (FL7)

Die Stadt Schwabach war mit der Stadt Ingolstadt (FL6) und Karlstadt (FL8) ebenfalls am Pilotprojekt Lärminderungspläne in Bayern beteiligt. Die Verkehrsdaten der Fallstudie beruhen auf dem Lärminderungsplan der Stadt Schwabach (Müller BBM, Altreuther et al. 2000). Hieraus sind Straßennamen, Verkehrsstärke nach Tag und Nacht, prozentualer Lkw-Anteil nach Tag und Nacht und Geschwindigkeiten entnommen. Insgesamt konnten Verkehrsdaten für 22 km Straße in den betroffenen Ausschnitt des NEMOBFSr übertragen werden.

Für die Fallstudie Schwabach konnten Berechnungen sowohl für ein TAM als auch für ein SMB-Modell durchgeführt werden, womit diese unmittelbar verglichen werden können. Das TAM ergibt insgesamt 3.803 unmittelbar betroffene Haushalte, das SMB-Modell sagt 4.831 anwohnende Haushalte vorher, also ca. 25 % mehr als das TAM. Details zur Aufteilung nach Straßenkategorien und Anzahl unmittelbar Betroffener können der Tabelle 154 entnommen werden.

Ergebnisse

Das Bewertungsmodell A, mit Gesundheitseffekten, Belästigung und Schlafstörung ergibt für das TAM 1,1 Mio. Euro, wohingegen das SMB-Modell 1,4 Mio Euro berechnet, jeweils als Mittelwert zwischen EFAK und EFAB. Der entsprechende Wert für das Bewertungsmodell B (hedonische Bewertung und Gesundheitseffekte) ist 1,75 Mio. Euro (TAM) bzw. 2,2 Mio. Euro (SMB).

8.1.1.8 Fallstudie Karlstadt (FL8)

Die Stadt Karlstadt ist mit ca. 15.000 Einwohnern die kleinste Stadt, die am Pilotprojekt Lärminderungspläne in Bayern beteiligt war. Die Stadt Karlstadt umfasst acht separate Ortslagen mit unterschiedlicher Einwohnerzahl. Karlstadt bildet mit ca. 7.000 Einwohnern den größten Ortsteil, gefolgt von Karlburg mit ca. 2.000 und den anderen Ortsteilen mit Mühlbach als dem kleinsten mit ca. 400 Einwohnern.

Die Daten zur Verkehrslage sind dem Schlussbericht des Pilotprojektes entnommen (Wölfel Beratende Ingenieure 1998), die Verteilung der Fahrzeugkategorien wurde aus den Daten der Bundesverkehrszählung errechnet und ist in Tabelle 154 enthalten. Die entsprechenden Straßenabschnitte des NEMOBFStr wurden mit den Verkehrsdaten versorgt. Eine Lagekarte der Modellregion ist in Abbildung 52 dargestellt.

Für die FL8 wurde sowohl ein TAM als auch ein SMB-Modell erstellt. Das TAM identifiziert 711 Haushalte als unmittelbar betroffen während das SMB-Modell 1828 Haushalte als potenziell betroffen liefert.

Ergebnisse

Das TAM gekoppelt mit dem Bewertungsmodell A liefert die Untergrenze der Jahresgesamtkosten durch Verkehrslärm mit 150.000 Euro. Das TAM und das Bewertungsmodell B liefern 200.000 Euro. Entsprechend liefert das SMB-Modell mit A 370.000 Euro, bzw. SMB mit C 550.00 Euro.

8.1.2 Zusammenfassung der Fallstudien

Ausgehend von den Ergebnissen der Fallstudie wird eine Hochrechnung auf die Bundesrepublik Deutschland beabsichtigt. Hierfür wird aus den Ergebnissen der Fallstudie eine entsprechende Datengrundlage abgeleitet.

Vergleich der Expositionsmodelle TAM und SMB-Modell

Die Rezeptorszenarien der Fallstudien FL4, FL7 und FL8 wurden sowohl mit einem TAM als auch mit dem SMB-Modell berechnet. Das SMB-Modell ergibt ca. 1,3- bis 2,7-fach höhere Ergebnisse als die TA-Modelle, da SMB-Modelle durchweg die Zahl der Anwohner höher abschätzen. Das TAM stellt eine Untergrenze der Abschätzung unmittelbar an der Straße wohnender Haushalte dar und ist als recht sicher einzuschätzen, wohingegen das SMB über verschiedene Lagekriterien modelliert wird, jedoch auch die Anwohner mit einbezieht, deren Haus an die Straße grenzt, deren Zufahrt und somit Adresse jedoch eine andere ist.

Vergleich der Ergebnisse für beschleunigte und konstante Fahrt (EFAB und EFAK)

Für die Fallstudien FL1, FL3, FL5 und FL7 wurden Ergebnisse berechnet, die auf verschiedenen Emissionsszenarien beruhen, nämlich konstante und beschleunigte Fahrt. Keine von beiden ist für die Fahrt innerorts als repräsentativ einzustufen, da eine Fahrt immer

beide Anteile aufweist. Der größte Unterschied ergibt sich bei den Gesundheitseffekten, da durch höhere Emissionen der entsprechende Schwellwert weit öfters überschritten wird (EFAB/EFAK $\approx 5,4$). Die anderen Bewertungskategorien ergeben unter Verwendung von EFAB im Mittel um einen Faktor 1,3 höhere Ergebnisse bezogen auf EFAK. Sofern beide Ergebnisse vorliegen, wird im Weiteren der Mittelwert verwendet. Die Ergebnisse der Fallstudien FL2, FL4, FL6 und FL8 werden entsprechend mit den Faktoren 2,7 bzw. 1,15 angepasst.

Vollständigkeit der Straßenerfassung

Als einzige Fallstudie wurde in FL6 eine Anzahl kleinerer Straßen erfasst, die nicht als Hauptverkehrsstraßen klassifiziert waren, aber dennoch DTV-Werte bis zu 1.000 Fahrzeugen pro Tag aufwiesen. D.h., dass bei diesen Straßen Anwohner mit relativ geringem Pegel belastet sind. Entsprechend folgt keine Änderung bei den Gesundheitseffekten. Jedoch ergibt sich z.B. für Belästigung, dass die Hälfte der Gesamtkosten von diesen Straßen resultiert. Eine Zusammenfassung der Verhältnisse ist in Tabelle 155 dargestellt.

Externe Kosten durch Straßenverkehrslärm pro Kopf

Unter der Annahme, dass besiedelte Flächen im Mittel mit der gleichen Straßendichte erschlossen sind, wäre ein möglicher Indikator, die externen Gesamtkosten je Einwohner darzustellen. Weiterhin könnten die unterschiedliche Einwohnerdichte und auch die Verkehrsdichte näherungsweise durch die Klassifikation des Zentralitätsgrades (oder auch zentralörtliche Einstufung) berücksichtigt werden. Der Zentralitätsgrad kann Werte von 10 (Oberzentrum) bis 90 (keine Einordnung) annehmen und gibt Auskunft darüber, mit welchen Funktionen ein Ort ausgestattet ist und welchen geographischen Einzugsbereich er hat.

Die externen Gesamtkosten pro Jahr durch Straßenverkehrslärm der Fallstudien FL1 bis FL8 sind in Tabelle 102 pro Einwohner der jeweiligen Stadt ausgedrückt. Für die Fallstudien, für die Ergebnisse sowohl für ein TAM als auch für ein SMB-Expositionsmodell vorlagen, sind beide Ergebnisse aufgeführt. Zudem ist der Zentralitätsgrad der untersuchten Städte und Gemeinden gemäß BBR ausgewiesen (nach Janich 2002).

Eine Tendenz von fallenden Kosten pro Kopf bei geringer werdender zentralörtlicher Bedeutung scheint erkennbar. Jedoch ist der Unterschied zwischen Zentralitätsgrad 10 und 20 zum Teil nicht klar.

Tabelle 102: Externe Kosten durch Straßenverkehrslärm der Fallstudien FL1 bis 8 ausgedrückt als Kosten pro Einwohner und Jahr.

FL	Gemeinde/ Fallstudie	Zentralitäts- grad	Einwohner/ Fallstudie	Expositions- modell	Bewertung in Euro ₂₀₀₀ /(Kopf Jahr)		
					A	B	C
1	Stuttgart	10	250.000	TAM	29	42	40
2	München	10	1.188.897	SMB	48	71	69
3	Kassel	10	198.071	SMB	45	57	63
4	Augsburg	10	254.610	TAM	29	40	40
				SMB	71	94	94
5	Gießen	10	72.471	SMB	47	67	64
6	Ingolstadt	10	113.677	TAM	51	58	69
7	Schwabach	20	37.700	TAM	30	46	44
				SMB	38	58	55
8	Karlstadt.ges.	30	15.329	TAM	14	19	19
				SMB	35	49	50
	Mittelwert	10	-	-	46	61	63
	Mittelwert	20	-	-	34	52	50
	Mittelwert	30	-	-	24	34	35
	Mittelwert	gesamt	-	-	41	55	55

8.1.3 Hochrechnung für Deutschland

Mit Hilfe des im vorherigen Abschnitts entwickelten Indikators können die Gesamtkosten des Straßenverkehrslärms in erster Näherung abgeschätzt werden. So errechnen sich unter Verwendung eines Mittelwerts pro Kopf ohne Differenzierung der Gemeinde Gesamtkosten von 3,4 bis 4,5 Milliarden Euro pro Jahr. Verwendet man die etwas erkennbare Abhängigkeit der Kosten pro Kopf von der zentralörtlichen Einstufung, so ergeben sich Gesamtkosten zwischen 2,7 und 3,6 Milliarden Euro, je nach Bewertungsmodell. Die Ergebnisse der Hochrechnung sind in Tabelle 103 dargestellt.

Diese Abschätzung zeigt lediglich die Untergrenze auf, da nur Anwohner von Straßen einbezogen sind, die unmittelbar an der Straße selbst wohnen. Es muss jedoch damit gerechnet werden, dass ein weiterer Teil der Bevölkerung sich durch Lärm gestört und belästigt fühlt, der in einem etwas weiteren Bereich um die Straße wohnt und von deren Lärm betroffen ist. Daher werden im Weiteren noch andere Quellen herangezogen, um die Gesamtkosten abzuschätzen. Diese Art der Modellierung kann jedoch dazu beitragen, die Auswirkungen von Maßnahmen zur Bekämpfung von Straßenverkehrslärm abzuschätzen.

Tabelle 103: Externen Gesamtkosten durch Straßenverkehrslärm in Deutschland für verschiedene Abschätzungsmöglichkeiten als Hochrechnung in erster Näherung.

Mio. Euro ₂₀₀₀ /Jahr		Einwohner [§]	Bewertungsmodell		
			A	B	C
A	Gesamtmittelwert	82,037,011	3.375	4.505	4.512
B	Mit dem Zentralitätsgrad				
	10	25,395,622	1.165	1.557	1.596
	20 u. 21	1,786,324	60	93	88
	30 u. 31	22,652,090	553	760	785
	alle anderen	32,202,975	786	1.081	1.116
	Summe		2.565	3.492	3.585

Anm.: [§] Einwohner eingeteilt nach Orten und Zentralitätsgrad aus Janich (2002).

8.2 Schienenverkehr

Für die Abschätzung der Gesamtkosten durch Schienenverkehrslärm in Deutschland mit einem Bottom-up-Modell stehen leider keine ausreichenden Daten zur Verfügung. Lediglich eine Studie ist bekannt, die Pegelwerte an betroffenen Gebäuden entlang von Schienenstrecken berechnet hat und die Anhaltswerte zur überschlägigen Ermittlung der Gesamtsituation liefern kann. Dies ist das Projekt „European Rail Noise Abatement Cost-Benefit Analysis“ der UIC Task Force Noise. Dessen Ergebnisse werden mit den eigenen Berechnungen der Fallstudie FZ1 Basel-Karlsruhe verglichen.

8.2.1 UIC-Projekt zur Kosten-Nutzen-Analyse von Lärmbekämpfung

Innerhalb des Projektes European Rail Noise Abatement Cost-Benefit Analysis der UIC Task Force Noise wurden unter Beteiligung von vier europäischen Eisenbahngesellschaften verschiedene Strecken untersucht mit dem Ziel, eine Kosten-Nutzen-Analyse verschiedener Lärmbekämpfungsmaßnahmen durchzuführen. Hierzu wurde die Software EURANO verwendet, die eine Weiterentwicklung des Niederländischen Schienenlärmmodells darstellt, um weitere europäische Zugkategorien zu modellieren. Mit Hilfe dieser Software, welche an ein GIS gekoppelt ist, wurden digitale topographische Karten im Maßstab 1:25.000 analysiert und die bebauten Gebiete auf Gebäudeebene digitalisiert und ihre Lärmexposition aufgrund des Gesamtverkehrs auf den Strecken modelliert (Elbers 1999; Oertli, Elbers et al. 1999).

Zwei Linien mit Güterzugverkehr wurden untersucht mit einer Länge von insgesamt 1.667 km. Einmal war dies die Linie Rotterdam-Venlo-Köln-Basel-Brugg-Arth/Goldau-Chiasso-Milano und zum anderen Bettembourg-Lyon.

Ein Ergebnis dieser Studie, welches für die Berechnung der externen Gesamtkosten verwendet werden kann, war, dass ohne Lärmschutzmaßnahmen im Mittel etwa 230 Einwohner/km etwas gestört und belästigt, etwa 120 Einwohner/km gestört und belästigt und 40 Einwohner/km stark bzw. äußerst gestört und belästigt sind. Mit den monetären Werten aus Tabelle 44 ergibt dies externe Gesamtkosten durch Belästigung pro Jahr durch Schienenlärm von 73.880 Euro je Kilometer als Mittelwert über mehr als 1.600 Kilometer. Weitere Bewertungskategorien können mit den vorhandenen Information nicht berücksichtigt werden.

8.2.2 Fallstudie Karlsruhe-Basel

Die externen Gesamtkosten durch Lärm, die vom Schienenverkehr auf der Strecke Basel-Karlsruhe (FZ1, siehe Beschreibung in Abschnitt 6.2) verursacht werden, belaufen sich auf 3,6 bis 5,6 Mio. Euro. – je nach Bewertungsmodell. Berechnet man den Durchschnittswert pro Kilometer der Gesamtstrecke, so ergeben sich Werte von 18.000 bis 28.000 Euro je Kilometer. Die Ergebnisse sind in Tabelle 104 dargestellt.

Tabelle 104: Externe Gesamtkosten des Referenzszenarios FZ1 bezogen auf einen Kilometer Schiene in Euro/Jahr

EUR ₂₀₀₀ / (Jahr km)	Gesundheits - effekte	Belästigung	Schlaf- störung	Hedonische Bewertung	Bewertung L _{den} (SW 50)	Bewertung L _{den} (SW 55)	Summe
Modell A	9.000	13.000 ^a	6.000	-	-	-	28.000
Modell B	9.000	-	-	9.000	-	-	18.000
Modell C	9.000	-	-	-	16.000	12.000	23.000 ^b

a. ohne Doppelzählung bei Nacht mit Schlafstörung b. mit Mittelwert aus SW 50 und SW55

8.2.3 Hochrechnung für Deutschland

In der Bundesrepublik Deutschland wurde im Jahr 1998 ein Schienennetz von 38.100 km unterhalten. Davon waren 26.700 km dem Hauptverkehrsnetz zuzuordnen (BMVBW 2003). Geht man von der Annahme aus, dass Schienenstrecken, die Personen- und Güterverkehr aufweisen, ähnliche Pegel bzw. tageszeitliche Verteilung haben wie die in den Fallstudie betrachteten, so berechnen sich bei einer Streckenlänge von 31.100 km (BMVBW 2003) und einer Bewertung mit dem Mittelwert aus den beiden Fallstudien (51.000 Euro/(km a), siehe oben) externe Gesamtkosten durch Schienenverkehrslärm von 1,6 Mrd. Euro.

8.3 Flugverkehr

Die Berechnung der externen Gesamtkosten durch Fluglärm mittels eines Bottom-up-Ansatzes ist schwierig, da die Modellierung komplex ist und die benötigten Daten nicht allgemein zugänglich sind. Daher muss sich eine Berechnung mit dem Wirkungspfadansatz wie in Kapitel 4 dargestellt auf eine Fallstudie am Flughafen Frankfurt/Main beschränken. In einem weiteren Schritt werden Lärmpegelkarten von weiteren wichtigen deutschen Verkehrsflughäfen ausgewertet. Die betrachteten Flughäfen sind Hamburg, Berlin-Tegel, Düsseldorf, Köln/Bonn, München und Stuttgart.

8.3.1 Fallstudie Flughafen Frankfurt/Main

Der Flugverkehr am Flughafen Frankfurt/Main ist im Zusammenhang mit der Berechnung von externen Grenzkosten durch Fluglärm in Kapitel 6.3.1 beschrieben. Gegenüber der Berechnung von Grenzkosten, die in Kapitel 6.3.2 dargestellt ist, vereinfacht sich die Vorgehensweise, da keine marginalen Szenarien berücksichtigt werden müssen. Die externen Kosten des Fluglärms (einschließlich Roll- und Bodenlärm) berechnen sich als Differenz zwischen Gesamtlärm- und Straßenlärmszenario:

$$\text{Externe Kosten Fluglärm} = \text{Externe Kosten Gesamtlärm} - \text{Externe Kosten Straßenlärm.}$$

Für die Berechnungen wurden modellierte Fluglärmkarten der Hessischen Landesanstalt für Umwelt und Geologie (HLUG) verwendet (HLUG 2002). Zu diesen wurde in den

entsprechenden Rasterelementen Rolllärm aus Gutachten ROV G6.3 (2001) und Bodenlärm aus Gutachten ROV G6.4 (2001) des Raumordnungsverfahrens zum Ausbau des Flughafens Frankfurt/Main energetisch addiert. Der Gesamtlärmpegel in der Umwelt wird zusätzlich zum Fluglärm stark vom Straßenlärm beeinflusst. Dieser wurde für die Hauptverkehrsstraßen des Modellgebiets ebenfalls berücksichtigt und zu dem jeweiligen Flug-, Roll- und Bodenlärm-Szenario energetisch addiert, sodass ein Gesamtlärmszenario entstand (siehe auch Kapitel 6.3.2). Die verwendeten Lärmpegel und Bevölkerungsdaten sind in Abbildung 45 im Anhang dargestellt.

Ergebnisse

Die externen Kosten durch Fluglärm am Flughafen Frankfurt/Main berechnen sich für Bewertungsmodell A zu 55,4 Mio. Euro pro Jahr. Wird die Belästigung über den L_{den} bewertet (Modell C), so ergeben sich 42,3 Mio. Euro pro Jahr. Hier spielt der (noch nicht klar definierte) Schwellwert eine erhebliche Rolle. Die geringsten Ergebnisse werden über Modell B erzielt. Hier ergeben sich 27,0 Mio. Euro.

Die Summe der Kosten, die sich aus den verschiedenen Belästigungsstufen summieren, setzen sich wie folgt zusammen: 26 % etwas gestört und belästigt, 38 % mittelmäßig gestört und belästigt und 36 % stark bis äußerst gestört und belästigt.

Gesundheitseffekte haben nur einen geringen Anteil. Der Grund ist, dass Lärmpegel über 70 dB L_{den} nur am Straßenrand auftreten. Diese werden aber schon allein durch den Straßenverkehr erreicht und nur unwesentlich mehr durch den Flugverkehr erhöht. Werden die externen Kosten des Straßenverkehrs allein dann vom Gesamtszenario abgezogen, so resultieren die geringen Gesundheitseffekte durch den Flugverkehr.

Die Ergebnisse sind getrennt nach den Bewertungskategorien in Tabelle 105 dargestellt.

Tabelle 105: Externe Gesamtkosten durch Fluglärm pro Jahr am Flughafen Frankfurt/Main.

Mio. Euro ₂₀₀₀ / Jahr	Gesundheits - effekte	Belästigung	Schlaf- störung	Hedonische Bewertung	Bewertung L_{den} (SW 50)	Bewertung L_{den} (SW 55)	Summe
Modell A	0,007	29,4	26,0				55,4
Modell B	0,007			27,0			27,0
Modell C	0,007				59,6	25,3	42,3

Quelle: Eigene Berechnungen.

8.3.2 Abschätzungen für weitere deutsche Verkehrsflughäfen

Detaillierte Daten der Anteile der Bevölkerung nach Lärmpegelklassen, die in Deutschland Fluglärm ausgesetzt sind, sind dem Autor nicht bekannt. Beispielsweise sind in den Umweltdaten Deutschland 2002 Expositionsdaten lediglich für Straßen- und Schienenlärm angegeben (siehe auch nächstes Kapitel) (Umweltbundesamt und Statistisches Bundesamt 2002). Daher wurden Expositionsdaten aus anderen Quellen recherchiert.

Für die Verkehrsflughäfen Hamburg, Berlin-Tegel, Düsseldorf, Köln/Bonn, München und Stuttgart wurden Lärmpegelkarten unterschiedlicher Qualität und Bezugsjahre gefunden. Diese Karten wurden, sofern sie nicht digital vorlagen, digitalisiert und in einem Geoinformationssystem georeferenziert. Damit konnten sie mit einer Bevölkerungskarte

verschnitten werden, um die betroffenen Einwohner abzuschätzen. Die Bevölkerung wurde hierbei auf Flächen städtischer Prägung angenommen. Eine entsprechende Karte wurde aus Daten zu den Gemeindegrenzen (ArcData Publishing Program 1995) und Daten zur Bodenbedeckung (Statistisches Bundesamt 1997) sowie einer Einwohnerdatenbank auf Gemeindeebene berechnet¹⁹. Die auf den Lärmpegelkarten dargestellten Lärmindikatoren waren teilweise nicht zu identifizieren. Aufgrund der überwiegend verwendeten Darstellung wurde generell der $L_{Aeq6-22h}$ angenommen. Die Lärmpegelkarten sind in Abbildung 53 bis Abbildung 58 dargestellt. Die Zuordnung der Anzahl der Haushalte zu den Pegelwerten, die für die Auswertung verwendet wurden, ist in Tabelle 158 dargestellt.

Ergebnisse

Da als Lärmindikator nur $L_{Aeq6-22h}$ zur Verfügung steht, können die externen Kosten durch Fluglärm nur über die hedonische Bewertung berechnet werden. Die Ergebnisse liegen zwischen 4,8 Mio. Euro pro Jahr für den Hamburger Flughafen und 37,2 Mio. Euro für den Stuttgarter Flughafen. Der Mittelwert liegt bei knapp 20 Mio. Euro pro Jahr.

Die Ergebnisse sind zusammen mit den zur Verfügung stehenden Pegelbereichen, der Anzahl betroffener Haushalte und den resultierenden Kosten in Tabelle 106 dargestellt. Etwa 16 % der Kosten am Flughafen Stuttgart sind dem Pegelbereich 55 bis 60 dB zuzuordnen, der bei den anderen Flughäfen nicht beinhaltet ist. Betrachtet man die GIS-Karte mit der Verschneidung der Lärmpegelkarte und der Bevölkerung für Hamburg (Abbildung 59), so ist offensichtlich, dass höhere externe Gesamtkosten zu erwarten sind, wenn die unteren Pegelbereiche zur Analyse hinzugenommen werden könnten. Im Gegensatz dazu wäre dies am Flughafen München kaum der Fall (Abbildung 60).

Zieht man die zur Verfügung stehenden Informationen in Betracht, dann kann mit der hedonischen Bewertung abgeschätzt werden, dass der Flugverkehr an größeren Verkehrsflughäfen in Deutschland zwischen 20 Mio. Euro und 40 Mio. Euro an externen Kosten durch Fluglärm pro Jahr verursacht. Mit Bewertungsmodell A können je nach Situation bis zu 55 Mio. Euro pro Jahr erwartet werden.

Tabelle 106: Externe Gesamtkosten durch Fluglärm pro Jahr für verschiedene Verkehrsflughäfen in Deutschland (obere Abschätzung aufgrund verfügbarer, nur Teilbereiche abdeckender Daten).

Flughafen	Pegelbereich	Betroffene Haushalte	Externe Kosten in Mio. Euro pro Jahr
Düsseldorf	62 - 75	46.872	30,5
Hamburg	63,5 - 75	10.534	4,8
Köln/Bonn	62 - 75	32.194	18,1
Stuttgart	55 - 75	93.093	37,2
München	62 - 72	19.267	12,6
Berlin-Tegel	67 - 75	17.300	16,0
Düsseldorf	62 - 75	219.261	30,5
Summe	-	219.261	119,2

Quelle. Eigene Berechnungen.

¹⁹ Diese Karte liegt auch den Expositionsrechnungen für Schienenlärm und Luftschadstoffen im Nahbereich der Straße zugrunde.

8.4 Alternative Datengrundlagen

Die externen Gesamtkosten durch Verkehrslärm können aufgrund alternativer Datengrundlagen zumindest teilweise bestimmt werden, die nicht auf Berechnungen mit einem Bottom-up-Ansatz bzw. -Modell beruhen. Zum Vergleich der bisherigen Ergebnisse wird dies für die Bewertung der Belästigung durch Verkehrslärm und mit Hilfe von Literaturdaten zur Exposition der Bevölkerung durchgeführt.

8.4.1 Umfrageergebnisse zur Belästigung durch Verkehrslärm

Seit 1996 wird eine sozialwissenschaftliche Befragungsstudie zum Umweltbewusstsein in Deutschland im Zwei-Jahres-Turnus durchgeführt (www.umweltbewusstsein.de). In dieser Studie wird unter anderem die Frage gestellt: „Wenn Sie einmal an die letzten 12 Monate hier bei Ihnen denken, wie stark fühlen Sie sich persönlich, also in Ihrem eigenen Wohnumfeld, von folgenden Dingen gestört oder belästigt?“. Abgefragt wird u.a. Straßenverkehrs-, Flugverkehrs- und Schienenverkehrslärm. Im Jahr 2002 wurden 2.361 Bürgerinnen und Bürgern über 18 Jahre in allen Teilen Deutschlands mit Hilfe eines strukturierten Fragebogens interviewt. Die Ergebnisse für obige Frage in Bezug auf Verkehrslärm sind in Tabelle 107 dargestellt.

Tabelle 107: Ergebnisse der klassischen Repräsentativumfrage 2002 „Umweltbewusstsein in Deutschland“ in Bezug auf Belästigung durch Verkehrslärm.

Grad der Belästigung	Straßenverkehr	Schienenverkehr	Flugverkehr
Äußerst gestört und belästigt	5 %	1 %	2 %
Stark gestört und belästigt	12 %	4 %	5 %
Mittelmäßig gestört und belästigt	20 %	7 %	9 %
Etwas gestört und belästigt	28 %	11 %	21 %

Quelle: Kuckartz (2002).

Mit den Bewertungssätzen aus Abschnitt 4.4.1.3 können damit unmittelbar die Präferenzen der Bevölkerung in monetären Werten ausgedrückt werden. Die Kategorien „äußerst gestört und belästigt“ und „stark gestört und belästigt“ werden für die Bewertung addiert. Die Verteilung aus der Befragung wird entsprechend auf Haushalte angewendet.

Damit ergeben sich knapp 6,6 Milliarden Euro für den Straßenverkehrslärm, 2,1 Milliarden Euro für Schienenverkehrslärm und 3,1 Milliarden Euro für Fluglärm. Die Ergebnisse sind in Tabelle 108 dargestellt.

Tabelle 108: Externe Kosten durch Verkehrslärm aufgrund von Belästigung, berechnet mittels Umfrageergebnissen zur Belästigung durch Verkehrslärm.

Mio. EUR ₂₀₀₀ /Jahr	Straßenverkehr	Schienenverkehr	Flugverkehr
Stark belästigt	3.900	1.100	1.600
Mittel belästigt	1.600	600	700
Leicht belästigt	1.090	430	810
Summe	6.590	2.130	3.110

Anm: Mittlere Haushaltsgröße 2,2 (Bundesinstitut für Bevölkerungsforschung 2002); Bevölkerung in Deutschland: 82.000.000;

8.4.2 Literaturdaten zur Exposition der Bevölkerung

Zur Geräuschbelastung der Bevölkerung in Deutschland durch den Verkehr werden vom Umweltbundesamt Berlin offiziell für den Straßenverkehr 1999 und den Schienenverkehr 1997 die in Tabelle 109 dargestellten Zahlen genannt (Umweltbundesamt und Statistisches Bundesamt 2002; Umweltbundesamt 2003). Unter der Annahme, dass der Pegel für tags dem Mittelungspegel außen in dB(A) L_{Aeq} 6-22 Uhr und für nachts entsprechend dem für 22-6 Uhr entspricht, können die Bewertungsmodelle für Schlafstörung und hedonische Bewertung direkt angewendet werden. Für die anderen Bewertungskategorien wird der gewichtete Tag-Abend-Nacht-Pegel L_{den} benötigt, welcher nicht gegeben ist und aus den gegebenen Daten nicht hergeleitet werden kann, da die Bevölkerung, die für einen bestimmten Pegel angegeben ist, tags und nachts nicht unbedingt dieselbe ist.

Tabelle 109: Berechnete Geräuschbelastung der Bevölkerung (alte Länder) durch Straßen- und Schienenverkehr in Prozent-Anteilen der Gesamtbevölkerung.

Intervall dB(A)	Referenzwert dB(A) ^a	Straßenverkehr im Jahr 1999		Schienenverkehr im Jahr 1997	
		tags	nachts	tags	nachts
> 45 - 50	47,5	16,4 %	17,6 %	12,4 %	15,5 %
> 50 - 55	52,5	15,8 %	14,3 %	14,9 %	10,8 %
> 55 - 60	57,5	18 %	9,3 %	10,4 %	6,2 %
> 60 - 65	62,5	15,3 %	4,2 %	6,2 %	2,7 %
> 65 - 70	67,5	9 %	2,9 %	2,3 %	0,9 %
> 70 - 75	72,5	5,1 %	0,2 %	0,7 %	0,4 %
> 75	76,5	1,5 %	0	0,1 %	0,1 %

Quellen: Umweltbundesamt (2003) und Umweltbundesamt (2002); (a) Annahmen des Mittelwerts zur weiteren Berechnung; (b) Aus Korrelation zu Fallstudie FS1; (c) Aus Korrelation zu Fallstudie FZ1.

Für den Straßenverkehr errechnen sich damit aufgrund der Bewertung des Lärms mit dem hedonischen Ansatz externe Kosten von ca. 5,3 Milliarden Euro pro Jahr. Die Geräuschbelastung in der Nacht ergibt mit der entsprechenden Expositions-Wirkungsbeziehung aus Abschnitt 4.3.3 und einer Zahlungsbereitschaft von 1.243 Euro pro Jahr zur Vermeidung von verminderter Schlafqualität einen Wert von ca. 1,4 Milliarden Euro. Nach der Theorie müsste in dem hedonischen Wert die Bewertung für den Nachtlärm enthalten sein, sodass eine Addition der beiden Werte keinen Sinn macht.

Für den Schienenlärm ergibt sich entsprechend ein Wert von 580 Mio. Euro über die hedonische Bewertung und ein Wert von 680 Mio. Euro für die Bewertung des nächtlichen Schienenlärms. Dabei wurde für die hedonische Bewertung ein Schienenbonus von 5 dB berücksichtigt. Die Ergebnisse sind in Tabelle 110 zusammengefasst.

Tabelle 110: Ergebnisse unter Verwendung von Expositionsdaten aus der Literatur

Mio. EUR ₂₀₀₀ /Jahr	Schlafstörung	Hedonische Bewertung
Straßenverkehr	1.430	5.280
Schienenverkehr	680	580 ^a

Anm.: ^a mit Schienenbonus 5dB; Bevölkerung in Deutschland: 82.000.000.

Die Berechnung von Gesundheitseffekten und die Bewertung über L_{den} ist nicht möglich, da der L_{den} nicht zur Verfügung steht.

8.5 Zusammenfassung

Die in dieser Arbeit entwickelten Bottom-up-Modelle zur Berechnung von externen Gesamtkosten durch Verkehrslärm ergeben in den einzelnen Bewertungskategorien – sofern vergleichbar – durchweg etwa um einen Faktor 2 bis 9 geringere Ergebnisse im Vergleich zu Berechnungen aufgrund alternativer Datengrundlagen.

Straßenverkehr

Die Bottom-up-Modelle für den Straßenverkehrslärm betrachten im Schwerpunkt die erste Gebäudereihe an der Straße. Daher sind die Abschätzungen der Gesundheitseffekte wegen des hohen Schwellwerts als gut einzuschätzen, jedoch werden die Belästigungsreaktionen sowie die anderen Kategorien, wie aus dem Vergleich zu den Umfrageergebnissen zu schließen ist, wesentlich unterschätzt.

Als „beste Schätzung“ für die externen Gesamtkosten des Straßenverkehrs werden daher die Ergebnisse der Gesundheitseffekte und die Ergebnisse der Bewertung der Belästigung aus der Umfrage addiert, woraus sich ein Betrag von 6,8 Milliarden Euro pro Jahr ergibt. Die Ergebnisse zur Schlafqualität können nicht addiert werden, da es zu einer Doppelzählung kommen würde.

Schienenverkehr

Ähnlich wie beim Straßenverkehr sind die Expositionen mit hohem Pegel mit L_{den} über 70 dB in den Bottom-up-Modellen gut erfasst. Als „beste Schätzung“ für die externen Gesamtkosten durch Schienenlärm wird wiederum die Summe aus Gesundheitseffekten und Belästigung aus den Umfrageergebnissen ohne Berücksichtigung der Bewertung der Schlafqualität empfohlen. Daraus ergeben sich in etwa 2,4 Milliarden Euro pro Jahr.

Flugverkehr

Die Umgebungen von acht großen Verkehrsflughäfen in Deutschland wurden im Detail betrachtet und ergaben externe Kosten durch Fluglärm von in der Größenordnung 200 Mio. Euro pro Jahr. Im Gegensatz dazu ergibt die Bewertung von Belästigung durch Fluglärm aus den Umfrageergebnissen 3,1 Milliarden Euro pro Jahr. Für die Bewertung des gesamten Flugverkehrs einschließlich Kleinflugzeuge und Landeplätze, militärischer Flugverkehr und Militärstützpunkte sowie zivile, polizeiliche und militärische Hubschrauberverkehre stellen die Umfrageergebnisse sicherlich einen guten Anhaltspunkt dar.

Die Ergebnisse sind zusammenfassend in Tabelle 111 dargestellt.

Tabelle 111: Externe Gesamtkosten durch Verkehrslärm in Deutschland nach Bewertungskategorien.

Mio. Euro ₂₀₀₀ /Jahr	Bottom-up	Alternative Datengrundlage
Straßenverkehr⁺⁺		
Gesundheitseffekte	145 – 288 [§]	-
Belästigung	763 [§] – 1.448 [†]	6.590
Schlafqualität	446 – 865	1.430
hedonische Bewertung	1.660 – 3.411	5.280
Bewertung L _{den}	1749 – 3.478	-
Gesamtkosten „Beste Schätzung“		6.806
Schieneverkehr		
Gesundheitseffekte	279,9	-
Belästigung	494 [‡] – 2.298 [#]	2.130
Schlafstörung	186,6	680
hedonische Bewertung	279,9	580
Bewertung L _{den}	435,4	-
Gesamtkosten „Beste Schätzung“		2.410
Flugverkehr		
Gesundheitseffekte	0,007 (nur FRA)	-
Belästigung	29,4 (nur FRA)	3.110
Schlafstörung	26,0 (nur FRA)	-
hedonische Bewertung	146,2 (8 Verkehrsflughäfen)	-
Bewertung L _{den}		-
Gesamtkosten „Beste Schätzung“		3.110

Anm.: [§] Hochgerechnet auf Deutschland mit 6 €/Kopf für Städte mit Zentralitätsgrad 10, 5 €/Kopf für ZG 20 und 1 €/Kopf für ZG 30 und Rest; [§] Hochrechnung über TAM und ZG; [†] Hochrechnung über SMB und ZG; [‡] Fallstudie Basel-Karlsruhe, jedoch nicht um Schlafqualität bereinigt; [#] Belästigung nach UIC-Studie hochgerechnet; ⁺⁺ Bandbreite aus Unterschieden zwischen TAM und SMB Modellen.

8.6 Unsicherheiten

Die Berechnung der Gesamtkosten durch Verkehrslärm beruht auf zwei alternativen Ansätzen: den Bottom-up Modellen und einer Betrachtung aufgrund alternativer Datengrundlagen. Die Ergebnisse aus den Bottom-up Modellen sind dabei überwiegend kleiner oder dicht bei den Ergebnissen aus den Umfragen zur Lärmbelästigung oder den amtlichen Expositionsdaten. Die Abweichung beruht auf der räumlich beschränkten Modellierung der Lärmexposition in den Bottom-up Modellen für Straßen- und Schienenverkehr. Die Ergebnisse aus den Umfrageergebnissen zur Belästigung werden als der zu bevorzugende Ansatz angesehen und bestimmen die Ergebnisse auch von der Höhe der Ergebnisse im Vergleich zu den anderen Kostenkategorien.

Im Fall des Straßenverkehrs werden die Ergebnisse aus der Bewertung der Belästigung sehr gut durch die Ergebnisse des alternativen hedonischen Bewertungsansatzes gestützt. Beim Schienenverkehr zeigt sich hier jedoch ein deutlicher Unterschied von etwa einem Faktor 3,7.

Für den Flugverkehr ist ein Vergleich zwischen Bottom-up und alternativem Ansatz aufgrund der ungleichen Abgrenzung des betrachteten Gegenstandes (ziviler Verkehrsflugverkehr versus genereller Flugverkehr) nicht möglich.

Die bestimmenden Parameter für die Ergebnisse der „besten Schätzung“ gehen daher auf die letztendlich nur empirisch zu bestimmende Bewertung der Belästigung zurück. Um die Auswirkung einer Änderung der Annahmen zu ermitteln, wird die bereits in Kapitel 4 beschriebene Sensitivitätsanalyse durchgeführt. Hierbei wird angenommen, dass sich für eine untere Abschätzung die Bewertung der drei Belästigungskategorien halbiert und für eine obere Abschätzung verdoppelt. Die Bewertung der Schlafqualität wird unverändert gelassen und deshalb zuvor näherungsweise von der Belästigung abgezogen.

Für den Straßenverkehr ergibt sich daraus eine Bandbreite zwischen ca. 60 % und 176 % des ursprünglichen Werte, für den Schienenverkehr zwischen 70 % und 160 % und für den Flugverkehr zwischen 50% und 200%. Die Ergebnisse sind in Tabelle 112 dargestellt.

Die alternativen Bewertungsmethoden der hedonischen Bewertung und der Bewertung mit dem L_{den} ergeben bereits aus den Bottom-up Modellen Gesamtkosten für den Straßenverkehr von 2,5 bis 2,6 Mrd. Euro. Da diese Modelle zweifellos eine Unterschätzung beinhalten ist eine Untergrenze von etwa 4 Mrd. Euro für den Straßenverkehr plausibel. Für den Schienenverkehr verbleibt eine große Lücke zwischen der unteren Abschätzung durch Belästigung und den alternativen Bewertungsansätzen mit hedonischer Bewertung oder Bewertung des L_{den} von ca. 1 Mrd. Euro. Für den Flugverkehr bleibt ebenfalls eine große Lücke zwischen der Bottom-up Betrachtung der 8 großen Verkehrsflughäfen und der Belästigungswirkung durch den allgemeinen Flugverkehr.

Tabelle 112: Sensitivitätsanalyse der externen Gesamtkosten Geräuschemissionen des Straßen-, Schienen- und Flugverkehrs in Deutschland.

Mio. Euro ₂₀₀₀	Untere Abschätzung	Beste Schätzung	Obere Abschätzung
Straßenverkehr	4.226	6.806	11.966
Schienenverkehr	1.685	2.410	3.860
Flugverkehr	1.555	3.110	6.220
Summe	7.466	12.326	22.046

9 Zusammenfassung

Die vorliegende Arbeit stellt für Deutschland repräsentative Werte der externen Grenz- und der Gesamtkosten des Straßen-, Schienen-, Flug- und Binnenschiffsverkehrs bereit, die durch Luftschadstoff- und Lärmemissionen verursacht werden. Durch methodische Weiterentwicklungen und Neuansätze werden wesentliche Defizite bestehender Ansätze und Abschätzungen beseitigt und verbesserte und aktuellere Werte berechnet. Diese tragen somit zur Minderung von Unsicherheiten bei und erhöhen die Anwendbarkeit der Werte für eine verursachergerechte Internalisierung. In diesem Kapitel sind die wesentlichen Neuentwicklungen und Ergebnisse zusammengefasst. Eine detaillierte Darstellung der Berechnungsgrundlagen und Zwischenergebnisse sind in den jeweiligen Kapiteln dargestellt.

9.1 Externe Grenzkosten

Luftschadstoffe

Ausgehend vom Wirkungspfadansatz zur Berechnung von Schäden durch Kraftwerksemissionen führen eine Reihe von notwendigen methodischen Anpassungen und Weiterentwicklungen des Ansatzes an die speziellen Eigenschaften des Verkehrs zu der in dieser Arbeit angewendeten Berechnungsmethode für die externen Grenzkosten durch Luftschadstoffemissionen. Diese sind im Wesentlichen:

- Für die Berechnung von externen Kosten wird erstmalig eine detaillierte und verkehrsspezifische Modellierung der Ausbreitung von Luftschadstoffen aus bodennahen Linienquellen durchgeführt, die auch die lokalen meteorologischen Gegebenheiten berücksichtigt. Hierfür werden für den lokalen Bereich sowohl örtlich gemessene meteorologische Datensätze als auch eigene, aus überregionalen 3-stündlichen meteorologischen Jahresdaten flächendeckend modellierte statistische Datensätze verwendet;
- Der bisherige Ansatz für die Luftschadstoffausbreitungsrechnung aus dem Kraftwerksbereich wird um wichtige verkehrsspezifische Luftschadstoffe wie krebserregende Stoffe und Feinstaub ergänzt. Insbesondere wird das Modell für den Ferntransport von Primärpartikeln aufgrund ihrer überragenden Bedeutung für die Schäden auf fünf Größenklassen erweitert um die erhöhte Transportweite durch die geringere Depositionsgeschwindigkeit kleiner und gefährlicher Größenfraktionen zu berücksichtigen;
- Räumlich hoch aufgelöste Bevölkerungsdaten werden erstmals genutzt um den steilen Konzentrationsgradienten in der Nähe der Quelle bei der Expositionsabschätzung zu berücksichtigen und nach der Lage des Emissionsortes, z.B. Innerorts/Außerortsverkehr, zu differenzieren. Hierfür werden eigene, speziell berechnete GIS-Karten der Bevölkerungsverteilung eingesetzt;

Weitere notwendige Arbeitsschritte waren u.a.:

- Gängige Methoden zur Emissionsberechnung für den Straßen-, Schienen-, Binnenschiffs- und Luftverkehr werden angewendet und um für die Schadensabschätzung wichtige Bestandteile aus der Literatur ergänzt. Beispiele dafür sind u.a. Emissions-

faktoren für Feinstaub des Flugverkehrs, Größenklassenverteilung von Feinstaubemissionen, VOC-Splitfaktoren etc.;

- Für die Berechnungen waren umfangreiche eigene Programmierarbeiten zur Erzeugung, Verarbeitung und Visualisierung von Modelldaten aus Ausbreitungsrechnung und Kartenverarbeitung mit geographischen Informationssystemen (GIS) unter Verwendung von Datenbanksystemen notwendig.

Das entwickelte Instrumentarium wird eingesetzt um eine größere Anzahl von Fallstudien zu untersuchen, als bisher in anderen Arbeiten geschehen ist, und in umfassenderer Weise darzustellen. Die Ergebnisse sind in Abbildung 35 zusammenfassend für den Personen- und Güterverkehr, ausgedrückt je Personen- und Tonnenkilometer, gezeigt.

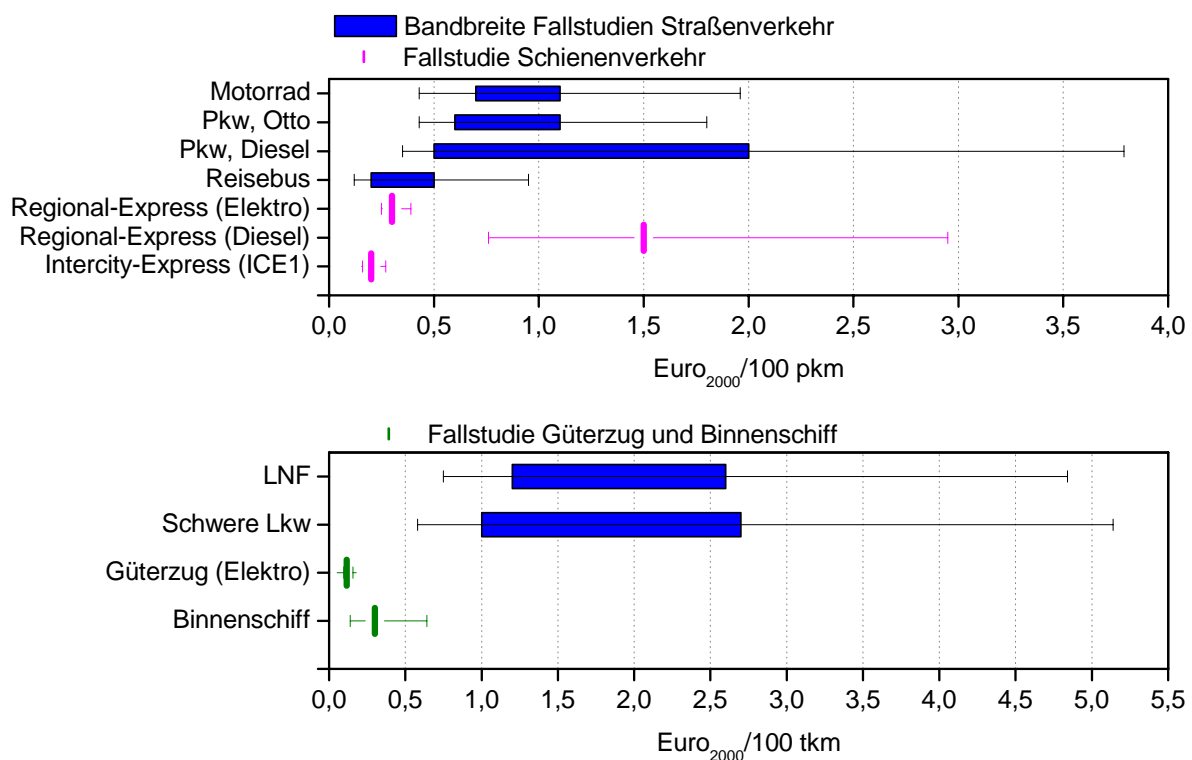


Abbildung 35: Zusammenfassung der Ergebnisse externer Grenzkosten durch Luftschadstoff- und Treibhausgasemissionen aus den Fallstudien mit Unsicherheitsabschätzung (68 % Vertrauensintervall).

Die Bandbreite der Ergebnisse für den Straßenverkehr ergibt sich aus den verschiedenen Fallstudien mit ihren unterschiedlichen Eigenschaften:

- Variable Höhe der Emissionen in Abhängigkeit der Verkehrssituationen: innerorts, außerorts, Autobahn;
- Unterschiedlich starke Verdünnung der Luftschadstoffe durch die jeweiligen meteorologischen Bedingungen z.B. durch höhere mittlere Windgeschwindigkeiten im Norden von Deutschland;
- Unterschiedlich hohe Exposition der Bevölkerung abhängig von der geographischen Lage des Emissionsortes innerhalb Deutschlands;
- Stark variierende Bevölkerungsdichten im Nahbereich der Quelle.

Die externen Grenzkosten für den Flugverkehr durch Luftschadstoffe und Treibhausgase liegen aufgrund der Fallstudie am Flughafen Frankfurt/Main je nach Flugzeugtyp zwischen 80 und 192 Cent je LTO und Passagier (Tabelle 59).

Lärm

Bisherige Studien zur Bewertung von Verkehrslärm beschränken sich auf die Verwendung von Wertansätzen je Dezibel, die sich aus Untersuchungen über die lärmbedingte Miet- oder Marktpreisminderung von Wohnungen oder Immobilien ableiten lassen. Dieser Einfluss des Verkehrslärms ist jedoch schwer zu ermitteln, da er durch andere Einflussfaktoren wie beispielsweise Wohnungsmangel völlig überdeckt sein kann. Einzelne Studien konnten daher keine Zahlungsbereitschaft für ruhigere Wohnungen feststellen. Die Ergebnisse anderer Studien schwanken um einen Faktor 10 bis über 20. Wiederum viele Studien verwenden nur den Tageslärmpegel und berücksichtigen somit nicht den Einfluss auf den Nachtschlaf. Weitere Ansätze zur Bewertung von Verkehrslärm beruhen auf Befragung zur Zahlungsbereitschaft für eine Lärminderung. Ein wesentliches Hindernis hierbei ist, dass beispielsweise eine Halbierung von Lärm nur sehr schwer vorstellbar ist. Nicht ausreichend berücksichtigt wurden bisher weiterhin u.a. die Bewertung von Gesundheitseffekten.

Den genannten Defiziten wird durch eine Reihe von methodischer Entwicklungen begegnet. Dadurch wird insgesamt ein neuartiger Wirkungspfadansatz zur Berechnung externer Kosten durch Verkehrslärm entwickelt, der über bestehende Ansätze hinaus geht, und die Trennung der Quantifizierung von physischen Schäden und deren Bewertung verfolgt. Die Arbeiten sind im Folgenden zusammengefasst:

- Das Straßenverkehrslärmmodell RLS-90 wird anhand von Literaturdaten erweitert um die Modellierung einer beliebigen Anzahl von Fahrzeugklassen, fahrzeugspezifischen Geschwindigkeiten und neuer Fahrzeugtechnologien zu ermöglichen und Restriktionen in der Anwendung der RLS-90 zu beseitigen. Weiterhin werden aktuelle Emissionsfaktoren aus der Literatur für die Berechnungen in das Modell eingebaut um die Lärmemissionen des heutigen Flottenmixes abzubilden;
- Ein Fluglärmsimulationsprogramm wird erstmals verwendet um externe Grenzkosten des Flugverkehrs unter Berücksichtigung von Flugzeugtyp, Flugaufkommen und Flugroute realitätsnah zu berechnen;
- Um den durch Verkehrslärm exponierten Teil der Bevölkerung zu ermitteln wird über gängige Methoden wie GIS-Anwendung und Stadtmodellbausteine hinaus ein hochgenaues Telefon-Anschluss-Modell entwickelt. Die Ergebnisse werden mit denen aus den Stadtmodellbausteinen verglichen. Darüber hinaus werden verfügbare Lärm-minderungspläne ausgewertet, um für die Gesamtkosten neben den Hauptstraßen insbesondere auch hochbelastete Nebenstraßen zu erfassen;
- Zur Quantifizierung von Gesundheitseffekten werden ausgehend von relativen Risiken aus der Literatur erstmals eine Reihe von Expositions-Wirkungsbeziehungen berechnet, deren Endpunkte sich zur monetären Bewertung und damit zur Berechnung von externen Kosten eignen. Dies sind beispielsweise Herzinfarkt, tödlich und nicht-tödlich, Angina Pectoris und Bluthochdruck, u.a. mit Krankenhausaufenthalt, Arbeitsausfall etc.;

- Zur Bewertung der Belästigung durch Verkehrslärm wird erstmalig die Verwendung von Expositions-Wirkungsbeziehungen für Belästigungsreaktionen und Störung des Nachtschlafes in Abhängigkeit der Lärmart (Verkehrsträger) und Pegel für die Quantifizierung von externen Kosten vorgeschlagen. Dies führt, im Gegensatz zu den oben genannten Ansätzen der Bewertung des Dezibels, zu einer Trennung von Reaktion und Bewertung, und aufgrund der methodischen Untermauerung aus der Lärmwirkungsforschung zu einem wesentlichen Fortschritt;
- Das zusammengesetzte Lärmmaßes L_{den} wird angewendet um die tageszeitabhängige Lärmwahrnehmung für die Quantifizierung von externen Kosten zu berücksichtigen. Unterschieden wird Tag, Abend und Nacht;
- Für die monetäre Bewertung von Belästigung und Schlafqualität werden Wertansätze aus einer Synthese verschiedener Befragungsstudien abgeleitet, da nur unzureichende empirische Daten für die benötigten Endpunkte vorliegen. Dazu werden auch Zahlungsbereitschaften aus der Gesundheitsökonomie mit Hilfe des Konzepts der DALYs übertragen. Dabei werden Wertansätze verwendet, die konsistent mit denen der Bewertung von Schäden durch Luftschadstoffen sind.

Diese Ansätze und deren Implementierung in Computermodellen werden verwendet, um in einer Reihe von realitätsnahen Fallstudien die externen Grenzkosten des Straßen-, Schienen- und Luftverkehrs zu berechnen. Die Örtlichkeiten der Fallstudien entsprechen dabei denen der Berechnung der Grenzkosten durch Luftschadstoffe um den direkten Vergleich zu ermöglichen. Die Ergebnisse der externen Grenzkosten durch Geräuschemissionen sind für das favorisierte Bewertungsmodell A in Abbildung 36 zusammengefasst.

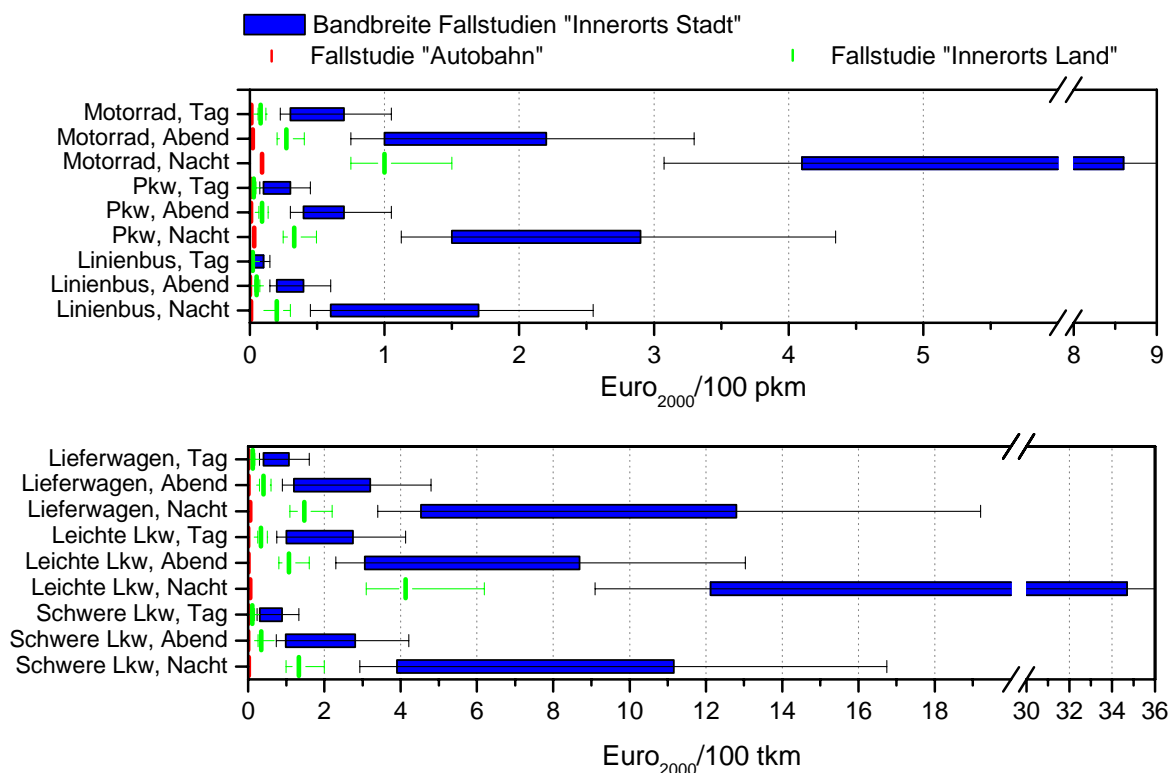


Abbildung 36: Zusammenfassung der Ergebnisse externer Grenzkosten durch Geräuschemissionen des Verkehrs aus den Fallstudien. Die Fehlerbalken zeigen die Ergebnisse der Sensitivitätsanalyse.

Die Bandbreite für die städtische Fahrt innerorts ergibt sich aus den Ergebnissen mehrerer Fallstudien. Eine wesentliche Erweiterung gegenüber bisherigen Studien ist hierbei die Berücksichtigung der Tageszeiten (Tag, Abend und Nacht) für die sich erhebliche Unterschiede für die Grenzkosten ergeben. Weitere wichtige Gründe für die Variation der Ergebnisse sind:

- Ort der Fahrt, d.h. wie viele Einwohner mit welchen Pegeln belastet sind;
- Gesamtverkehrsaufkommen und die dadurch verursachte Gesamtgeräuschbelastung.

Untersucht wurden insgesamt vier Fallstudien für den Straßenverkehr mit zwei unterschiedlich dicht befahrenen Stadtstraßen in Stuttgart und Berlin, einer Autobahn-Strecke von Basel nach Karlsruhe, und einer Strecke durch sehr dünn besiedeltes Gebiet mit seltenen Ortspassagen in Mecklenburg-Vorpommern. Der Schienenverkehr wurde ebenfalls am Beispiel der Strecke Basel-Karlsruhe für einen Regional-, Intercity- und einen Güterzug untersucht.

Für den Flugverkehr wurde eine Fallstudie am Flughafen Frankfurt/Main durchgeführt. Diese untersucht 67 Flugzeugtypen auf je einer Abflug- und Anflugroute sowie 12 repräsentative Flugzeugtypen auf 9 Abflugrouten und zwei Anflugrichtungen (Ost- und Westbetrieb). Am Tag ergeben sich zwischen 2 und 26 Cent pro LTO und Passagier, am Abend zwischen 6 und 61 und in der Nacht zwischen 36 und 500 Cent pro LTO und Passagier.

Alle Fallstudien werden für drei alternative Bewertungsmodelle berechnet:

- Modell A: Gesundheitseffekte + Belästigung (direkt) + Schlafstörung²⁰;
- Modell B: Gesundheitseffekte + Hedonische Bewertung;
- Modell C: Gesundheitseffekte + Bewertung je Dezibel L_{den} .

9.2 Externe Gesamtkosten

Die mit den entwickelten Ansätzen berechneten externen Gesamtkosten des Verkehrs durch Luftschadstoff-, Treibhausgas- und Geräuschemissionen belaufen sich auf knapp 33,7 Mrd. Euro₂₀₀₀. Dies entspricht 1,7 Prozent des Bruttoinlandsprodukts Deutschlands im Jahr 2000.

Luftschadstoffe und Treibhausgase

Für die Berechnung der Gesamtkosten durch Luftschadstoffe wird erstmals auch für die lokale Ausbreitungs- und Schadensberechnung ein bottom-up Ansatz wie zur Berechnung der Grenzkosten eingesetzt. Aufgrund eigener EDV-technischer Weiterentwicklungen konnte im Gegensatz zur Berechnung bisher üblicher, zeitaufwändiger einzelner Fallstudien nun der Ansatz beispielsweise für den Straßenverkehr für alle digital vorliegenden Streckenabschnitte (z.B. Autobahn, Bundesstraße, Ortslagen) durchgeführt werden, insgesamt ca. 15.000 Emissionsquellen. Aufgrund der nach Fahrzeugkategorie und Straßenklasse differenzierten Berechnungen berücksichtigen diese Ergebnisse das lokale Schadenspotential durch meteorologische Einflüsse und die lokale Bevölkerungsdichte, das um bis zu 2 Größenordnungen schwanken kann.

Damit werden die externen Gesamtkosten durch Luftschadstoffe des Straßen-, Schienen-, Flug- und Binnenschiffsverkehrs in Deutschland für das Referenzjahr 1998 berechnet. Die Treibhausgasemissionen sind mit 20 Euro/t CO₂Äquiv. anhand eines Vermeidungskosten-

²⁰ Schlafstörung nur bei Nacht

ansatzes bewertet. In der Summe ergeben sich externe Gesamtkosten des Verkehrs von über 21 Mrd. Euro. Dies entspricht knapp 1,1 Prozent des Bruttoinlandsprodukts des Jahres 2000. Davon entfallen 91,7 % auf den Straßen-, 4 % auf den Schienen-, 3 % auf den Flug- und 1,3 % auf den Binnenschiffsverkehr. Der Anteil der Treibhausgase beträgt 24 % an der Gesamtsumme. Die Ergebnisse sind in Tabelle 113 zusammengefasst. Die Betrachtung der Unsicherheiten ergibt die Grenzen des 68 % Vertrauensintervalls zu 8,8 und 30,8 Mrd. Euro.

Lärm

Die externen Kosten durch Geräuschemissionen werden für den Straßen-, Schienen- und Flugverkehr berechnet. Die entwickelten Bottom-up Modelle ergeben in den einzelnen Bewertungskategorien – sofern vergleichbar – durchweg etwa einen Faktor 2 bis 9 geringere Ergebnisse im Vergleich zur Berechnung aufgrund alternativer Datengrundlagen.

Als „beste Schätzung“ resultieren in der Summe externe Gesamtkosten durch Verkehrslärm in Höhe von 12,3 Mrd. Euro. Dies entspricht 0,6 Prozent des Bruttoinlandsprodukts des Jahres 2000. Davon verursacht der Straßenverkehr etwa 55 %, der Schienenverkehr knapp 20 % und der Flugverkehr 25 % der Gesamtkosten. Die Sensitivitätsanalyse ergibt untere und obere Abschätzungen von 7,5 Mrd. Euro und 22 Mrd. Euro.

Die Ergebnisse der Gesamtkosten für Luftschadstoffe, Lärm und Treibhausgase sind in Abbildung 37 nach Kostenkategorien sowie mit der Bandbreite der unteren und oberen Abschätzungen dargestellt und in Tabelle 113 zusammengefasst.

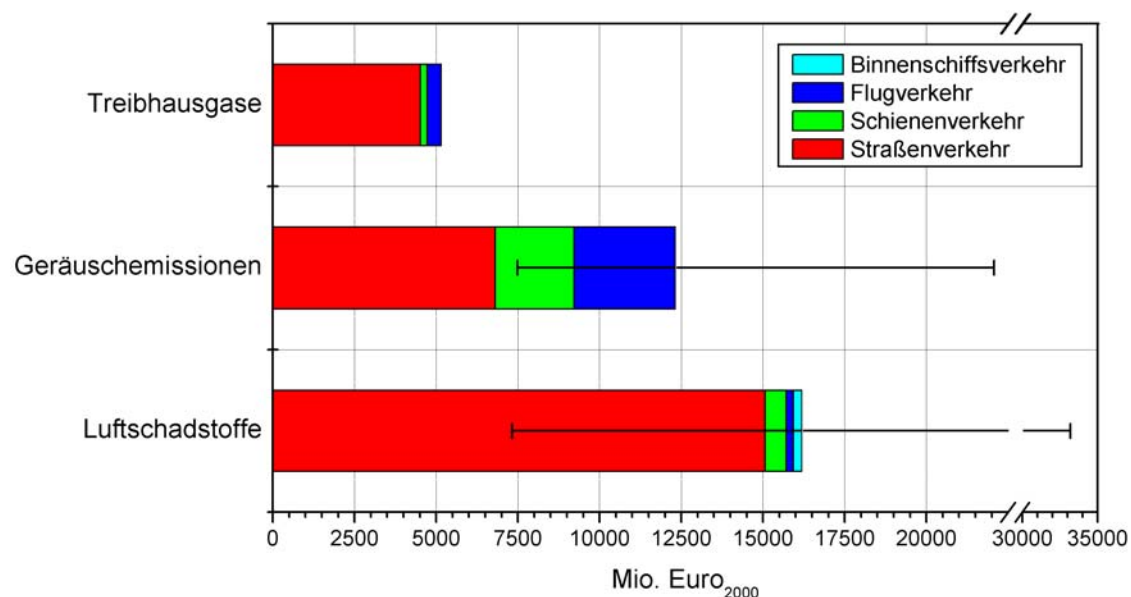


Abbildung 37: Vergleich der externen Gesamtkosten pro Jahr in Deutschland durch Luftschadstoffe, Treibhausgase und Geräuschemissionen des Straßen-, Schienen-, Flug- und Binnenschiffsverkehrs nach Schadenskategorien.

Tabelle 113: Externe Gesamtkosten pro Jahr durch Luftschadstoffe, Treibhausgase und Geräuschemissionen des Straßen-, Schienen-, Flug- und Binnenschiffsverkehrs in Deutschland.

Mio. Euro ₂₀₀₀	Luftschadstoffe	Treibhausgase	Geräuschemissionen	Summe
Straßenverkehr	15.066	4.518	6.806	26.390
Schienenverkehr	647	210	2.410	3.267
Flugverkehr	218	422	3.110	3.750
Binnenschiffsverkehr	258	15	-	273
Summe	16.189	5.165	12.326	33.680

Quellen: Tabelle 100 und Tabelle 111.

Durchschnittswerte

Ausgehend von den Gesamtkosten können nun auch Durchschnittswerte für Grenzkosten berechnet werden. Die höchsten Durchschnittswerte für Grenzkosten für Luftschadstoff- und Treibhausgasemissionen ergeben sich beim Personenverkehr für den Straßenverkehr mit 1,4 Cent/pkm. Der Schienenverkehr folgt mit 0,8 Cent/pkm und der Flugverkehr mit 0,6 Cent/pkm. Der Straßengüterverkehr verursacht externe Kosten von im Durchschnitt 2,5 Cent/tkm. Weitaus günstiger fallen die Werte für den Schienengüterverkehr mit knapp unter 0,4 Cent/tkm und für den Binnenschiffsverkehr mit knapp über 0,4 Cent/tkm aus. Der Unterschied zwischen den Grenzkosten aus den Fallstudien und den durchschnittlichen Grenzkosten ergibt sich aus den Unterschieden zwischen Einzeltechnologie und Flotte und zwischen den einzelnen Auslastungen und der Gesamtverkehrsleistung. Die Ergebnisse sind für Luftschadstoffe und Treibhausgase in Abbildung 38 zusammen mit einer möglichen Bandbreite aufgrund der formalen Unsicherheitsbetrachtung dargestellt (siehe auch Tabelle 101).

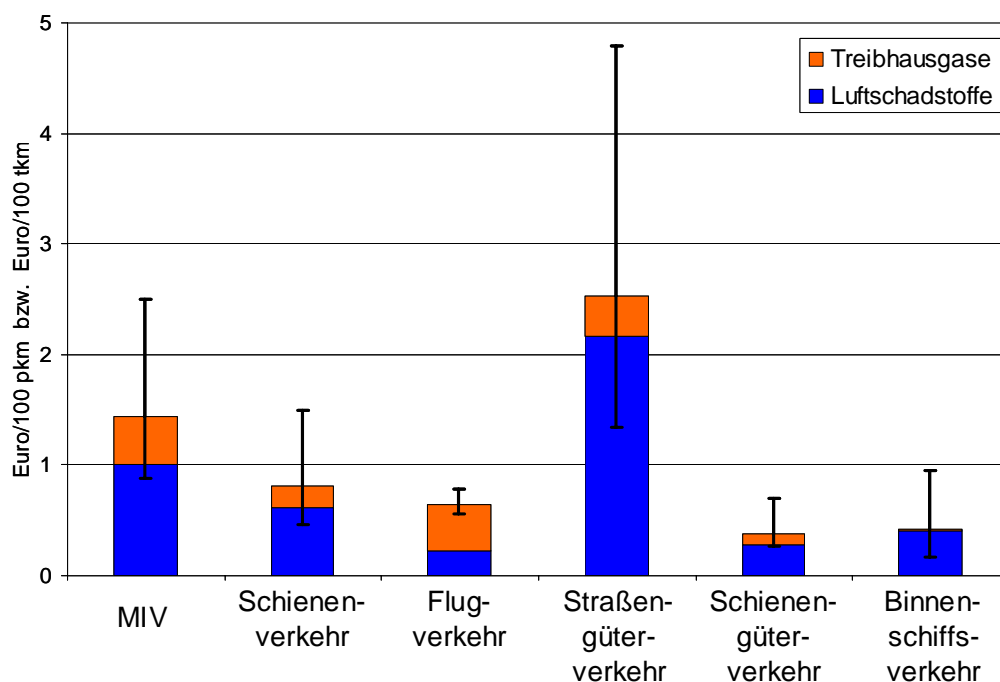


Abbildung 38: Durchschnittswerte für Grenzkosten für Luftschadstoff- und Treibhausgasemissionen in Deutschland.

Für Geräuschemissionen ist die Berechnung durchschnittlicher Grenzkosten in der Form wie bei Luftschadstoffen aus den Ergebnissen dieser Arbeit nicht möglich. Als erste Näherung können die Ergebnisse der Fallstudien dienen. Auch aus den Gesamtkosten können durchschnittliche Kosten für den Personen- und Güterverkehr nicht berechnet werden, da die Aufteilung aufgrund der Nichtlinearitäten nur modelltechnisch möglich ist, und die Verwendung von Umfrageergebnissen dies nicht zulässt.

9.3 Schlussfolgerungen

Die Ergebnisse dieser Arbeit erlauben die nachfolgenden Schlussfolgerungen in umweltpolitischer Hinsicht.

Luftschadstoffe und Treibhausgase

Vergleich der Verkehrsträger

- **Personenverkehr:** Die marginalen externen Kosten je Personenkilometer des MIV sind etwa einen Faktor 2 bis 4 höher als die des Schienenverkehrs mit Elektrotraktion im Fernverkehr, jedoch sind die Werte des Reisebusses vergleichbar mit dem des Zuges (siehe Abschnitt 5.5). Die Werte für Dieseltraktion sind bei mäßiger Auslastung schlechter im Vergleich zum MIV.

Betrachtet man als Beispiel eine Fahrt von Basel nach Karlsruhe so verursacht ein Opel Corsa als Sharecar mit einer Auslastung von 1,4 Personen interne Kosten von 14 Cent/pkm²¹. Damit erhöht eine Internalisierung die Kosten um 5,6 %. Die Bahnfahrt mit einem ICE kostet 19 Cent/pkm²². Hier erhöht die Internalisierung die Kosten um lediglich 1 %. Rechnet man mit mittleren Kosten für ein Flugticket von 12 Cent/pkm²³ so erhöht eine Internalisierung die Kosten um ca. 5,3 %²⁴.

- **Güterverkehr:** Im Schwerlastverkehr verursacht der Zug mehr als einen Faktor 10, das Binnenschiff mehr als einen Faktor 4 geringere Kosten je Tonnenkilometer als der Straßengüterverkehr²⁵ (siehe Tabelle 62). Ausgehend von internen Kosten von etwa 7,6 Cent/tkm²⁶ für den Transport eines 40' Containers auf der Straße in Europa würde eine Internalisierung die Kosten um ca. 17 % erhöhen. Für den gleichen Container entstehen im Schienenverkehr in Europa im Mittel interne Kosten von 5 Cent/tkm²⁷. Damit erhöht eine Internalisierung die Kosten hier lediglich um ca. 2 %. Die internen Kosten für die gleiche Ladeinheit von Basel nach Rotterdam auf dem Binnenschiff

²¹ Kosten incl. Kraftstoff, Steuer, etc. je Kilometer für einen Opel Corsa: 20 Cent/km (Quelle: www.stadtmobil.de Stand August 2004).

²² ICE Basel-Karlsruhe ohne Ermäßigung 38,20 Euro; Annahme: 200 km (Quelle: www.bahn.de Stand August 2004).

²³ Das Wirtschaftsmagazin Capital fand aufgrund einer Analyse von 280.000 Billigflugtickets durchschnittliche Kilometerpreise von 4,9 bis 19 Cent/pkm (Stand 27.10.2004, Quelle: www.capital.de und www.sellpage.de/reiseinformationen/billigflieger.html)

²⁴ Zugrunde gelegt wurden die mittleren externen Kosten des Flugverkehrs von 0,64 Cent/pkm durch Luftschadstoffe und Treibhausgase (siehe Abschnitt 7.3.2).

²⁵ Dies bezieht sich auf einen Sattelzug mit Euro 2.

²⁶ Interne Kosten (einschließlich Steuern, Maut etc.) des Straßengüterverkehrs für 40' Container in Europa: 1,26 – 1,48 EUR/km (unter folgenden Annahmen: durchschnittlich 18 t Fracht je 40' Container, Ladefaktor 1, Auslastung 0,6–0,85) Black, I., R. Seaton, et al. (2002). RECORDIT Final Report: Actions to promote intermodal transport.

²⁷ Interne Kosten des Schienengüterverkehrs für 40' Container in Europa: 0,9 EUR/km (unter folgenden Annahmen: durchschnittlich 18 t Fracht je 40' Container, Ladefaktor 0,75, Auslastung 1) Ibid..

belaufen sich auf 1,4 Cent/tkm²⁸. Damit würde eine Internalisierung die Kosten um 22 % erhöhen.

Durch eine Internalisierung der in dieser Arbeit berechneten externen Kosten würden sich die Preise von Verkehrsleistungen um zwischen 1 % bis 22 % erhöhen. Dies könnte sowohl beim Personen- als auch beim Güterfernverkehr zu einer Veränderung des Modal Splits hin zum umweltfreundlicheren Schienenverkehr beitragen.

Straßenverkehr: Diesel versus Ottokraftstoff

- Für Pkw mit unterschiedlichen Schadstoffminderungskonzepten ergeben sich im Flottendurchschnitt 1998 die höchsten marginalen externen Kosten für Pkw mit Ottomotor ohne geregelten Katalysator, gefolgt von den Diesel Pkw. Der Pkw mit Ottomotor und geregeltem Katalysator hat im Durchschnitt die geringsten externen Kosten (siehe Tabelle 90).
- Marginale externe Kosten durch Luftschadstoffe und Treibhausgase von modernen Diesel Pkw Euro 4 liegen in den betrachteten Fallstudien gleichauf oder unter denen vergleichbarer Otto Pkw Euro 4 Fahrzeuge. Die marginalen externen Kosten durch Luftschadstoffe von Dieselfahrzeugen sind durchweg wesentlich höher, werden aber durch geringere Werte bei der Kraftstoffbereitstellung, dem geringeren Kraftstoffverbrauch und den damit verbundenen geringeren CO₂-Emissionen ausgeglichen (siehe Ergebnisse der Fallstudien in Kapitel 5).
- Partikelfilter für Diesel Pkw Euro 4 senken unter der Annahme eines hohen Rückhaltevermögens die externen Grenzkosten dieser Fahrzeuge um ca. 25 % (siehe Abbildung 23).

Weitere Schlussfolgerungen

- Die Internalisierung der externen Kosten durch Luftschadstoffe und Treibhausgase, die durch schwere Lkw verursacht werden, würde allein 37 % der Gesamtkosten des Straßenverkehrs dieser Schadenskategorien erfassen (Bezugsjahr 1998). Würden zusätzlich die externen Kosten der Pkw bepreist, so wären 92 % der Gesamtkosten durch Luftschadstoffe und Treibhausgase internalisiert (siehe Tabelle 88).
- Betrachtet man die externen Kosten als Maß für die Umweltschädlichkeit des Verkehrsträgers, so rangieren die Treibhausgase, zumindest beim Straßen- und Schienenverkehr, als drittrangiges Problem hinter den Luftschadstoffen und den Geräuschemissionen (siehe Tabelle 113). Jedoch wird in Europa bereits die Aufnahme des Verkehrssektor in den Handel mit Treibhausgasen diskutiert. Aus gesellschaftlicher Sicht müssten zunächst die externen Kosten durch Luftschadstoffe und Lärm internalisiert werden, da sie insgesamt ein höheres Schadensvolumen haben.
- Durch die voraussichtliche weitere Beschränkung der Partikelemissionen und der NO_x Emissionen am Auspuff durch die kommende EURO 5 Abgasnorm für Pkw werden die wesentlichen Schadstoffe bekämpft (siehe Abbildung 23). Allerdings bleiben dadurch etwa ca. 60 % bis 90 % (Mittelwert ca. 80 %) der externen Kosten unbeeinflusst, da diese auf Luftschadstoffemissionen aus vorgelagerten Prozessen

²⁸ Ibid.

(Mittelwert ca. 38 %) und auf Treibhausgasemissionen zurückgehen. Daher müssen neben den Treibhausgasemissionen auch die Emissionen der Kraftstoff- und Fahrzeugbereitstellung in Zukunft im politischen Prozess stärker berücksichtigt werden.²⁹

Geräuschemissionen

- Aus den Ergebnissen dieser Arbeit gehen wesentliche Unterschiede bei der Bewertung von Geräuschemissionen in Abhängigkeit der Tageszeit hervor. Eine Internalisierung sollte für alle Verkehrsträger daher abhängig von den Zeitscheiben Tag, Abend und Nacht erfolgen. Verkehrslärm wird am Tag als weit weniger wichtig als in der Nacht eingeschätzt. Zwischen den Werten für Tag und Nacht liegt in etwa ein Faktor von 10.
- Eine Internalisierung von externen Kosten durch Straßenverkehrslärm sollte abhängig von der Fahrtroute geschehen, beispielsweise differenziert nach verschiedenen Lagen innerhalb oder am Rand bewohnter Gebiete. Unterschiede zwischen verschiedenen Innerorts-Situationen betragen bis zu einem Faktor 10. Damit lassen sich Verkehrsströme bündeln und Inseln der relativen Ruhe schaffen.
- Die Internalisierung sollte auf technologiespezifischen d.h. fahrzeugspezifischen Kosten basieren. Damit können Anreize hin zu leiseren Fahrzeugen bzw. Flugzeugen geschaffen werden, z.B. können Elektro- und Elektrohybrid-Fahrzeuge mit geringen Geräuschemissionen bei niedrigen Geschwindigkeiten und elektrischer Betriebsweise mit einem Bonus versehen werden.
- Externe Grenzkosten des Verkehrslärm ergaben sich trotz der Berechnung von Gesundheitseffekten, die nur ab bestimmten Schwellwerten eintreten, und der mit dem Lärmpegel zunehmenden Belästigungsreaktionen als hochgradig nichtlinear und als nicht kostendeckend für die Auswirkungen des Straßenverkehrs. Da es kaum möglich ist, das „erste“ und alle weiteren Fahrzeuge auf einer Straße mit den tatsächlichen und ständig sinkenden Grenzkosten zu belegen, ist ein praktikables Preismodell zu entwickeln. Ein solches kann differenziert nach Tageszeit, Fahrzeugtyp und Fahrtroute aufgestellt werden (siehe z.B. Tabelle 75).

Vergleich der Verkehrsträger

- **Personenverkehr:** Die marginalen externen Kosten je Personenkilometer im Innerortsverkehr eines Motorrads sind um einen Faktor zwei bis drei höher als die eines Pkw. Diejenigen des Linienbuses wiederum etwa soviel geringer gegenüber dem Pkw. Im Fernverkehr bestehen kaum Unterschiede zwischen einem Pkw und dem Zug (vgl. FS3 zu FZ1).

Betrachtet man als Beispiel eine Fahrt innerorts so verursacht ein Opel Corsa als Sharecar mit einer Auslastung von 1,4 Personen interne Kosten von 14 Cent/pkm³⁰. Beispielsweise verursacht diese Fahrt externe Grenzkosten durch Lärm von am Tag 0,2 Cent/pkm, am Abend 0,55 Cent/pkm und in der Nacht 2,2 Cent/pkm. Damit erhöht eine Internalisierung die Kosten am Tag, Abend oder in der Nacht um 1 % bzw. 4 %

²⁹ Auf Basis der Ergebnisse Pkw Otto Euro 4 und Pkw Diesel Euro 4 der Fallstudien.

³⁰ Kosten incl. Kraftstoff, Steuer, etc. je Kilometer für einen Opel Corsa: 20 Cent/km (Quelle: www.stadtmobil.de Stand August 2004).

bzw. 16 %. Im Fernverkehr liegen die externen Kosten durch Lärm sowohl beim Pkw als auch beim ICE unter 1 % der internen Kosten.

- **Güterverkehr:** Aufgrund des weitgehend ortsfernen Verlaufs von Autobahnen verursacht der Güterferntransport geringere externe Kosten als der Güterzug auf konventionellen Strecken (siehe Fallstudien FS3 im Vergleich zu FZ1). Dies ist jedoch sehr von der Fahrtroute abhängig. Ausgehend von internen Kosten von etwa 7,6 Cent/tkm³¹ für den Transport eines 40' Containers auf der Straße in Europa würde eine Internalisierung der Grenzkosten die Kosten auf der Autobahn um weit weniger als 1 % erhöhen. Innerorts bei Nacht könnten sich die internen Kosten durch eine Internalisierung von Lärm jedoch verdoppeln. Für den gleichen Container entstehen im Schienenverkehr in Europa im Mittel interne Kosten von 5 Cent/tkm³². Eine Internalisierung könnte interne Kosten um bis zu 1 % erhöhen.
- Technische Möglichkeiten zur Internalisierung externer Kosten, insbesondere Lärm

Für die Internalisierung externer Kosten des Straßenverkehrslärms im Sinne einer Optimierung der Umweltsituation müssen Verfahren entwickelt werden, die die zu erhebenden Kosten ortsgenau zuweisen sowie den Fahrer auch vorausschauend über die entstehenden Kosten informieren, so dass ein Einfluss auf die Routenwahl genommen werden kann.

Für die Erhebung von Gebühren kommen Systeme in Frage, die mit GPS und Mobilfunktechnologien arbeiten, wie beispielsweise das ETC-System (Electronic Toll Collection), das in Deutschland zur Erhebung der Lkw-Maut eingesetzt wird. Neben der Bemaßung kompletter Straßennetze können diese Systeme auch für regional begrenzte Infrastrukturen (Tunnel, Brücken) oder innerhalb von Stadtgebieten eingesetzt werden (Daimler-Chrysler 2003).

Für eine in der Zukunft liegende automatische Realisierung wäre für die Abrechnung ein bordautonomer Computer (eine so genannte On Board Unit, OBU) in Verbindung mit dem Global Positioning System (GPS) notwendig. Für die vorausschauende Information ist lediglich die Verwendung eines mit der Preisinformation ergänzten Routenplaners erforderlich.

Bei der Registrierung des Fahrzeugs bei der Betreibergesellschaft könnte die Lärm-Charakteristik des Fahrzeugs aufgenommen werden, so dass eine Abrechnung in Abhängigkeit der Emissionsklasse erfolgen kann.

Bei heutigen Verfahren der Lkw-Maut zahlt der Nutzer lediglich den Einbau der OBU, das Gerät bezahlt der Betreiber. Die Kosten für den nachträglichen Einbau belaufen sich heute auf etwa 250 Euro, die Herstellungskosten der OBU in Höhe von etwa 1.500 Euro (Wikipedia 2005). Alternativ ist es denkbar über einen Routenplaner die Strecke direkt und automatisch per SMS zu buchen, ähnlich wie Alternativen per Handy bei der Lkw-Maut heute schon existieren (Mautdispo 2005). Die Preise bei

³¹ Interne Kosten (einschließlich Steuern, Maut etc.) des Straßengüterverkehrs für 40' Container in Europa: 1,26 – 1,48 EUR/km (unter folgenden Annahmen: durchschnittlich 18 t Fracht je 40' Container, Ladefaktor 1, Auslastung 0,6–0,85) Black, I., R. Seaton, et al. (2002). RECORDIT Final Report: Actions to promote intermodal transport..

³² Interne Kosten des Schienengüterverkehrs für 40' Container in Europa: 0,9 EUR/km (unter folgenden Annahmen: durchschnittlich 18 t Fracht je 40' Container, Ladefaktor 0,75, Auslastung 1) Ibid..

hohem Umsatzvolumen belaufen sich heute auf ca. 5 Euro-Cent pro Transaktion. Die Kosten für die OBU umgelegt auf eine heute übliche Lebenslaufleistung von Pkw von ca. 140.000 km ergeben Kosten von ca. 1 Euro-Cent pro km. Die Einbaukosten sowie die Herstellkosten der OBU würden sich bei einer Serienausstattung zukünftiger Pkw aufgrund höherer Stückzahlen und Lernkurveneffekten sehr wahrscheinlich drastisch reduzieren lassen. Sie wird bei hohem Volumen des gesamten Straßenverkehrs wahrscheinlich unter 1 Euro-Cent je km liegen.

Die höchsten externen Kosten durch Verkehrslärm treten innerorts auf. Hier sollte also der Schwerpunkt einer Mauterhebung zur Internalisierung externer Kosten liegen. Vergleicht man die externen Kosten von Pkw im Innerorts-Bereich, so liegen diese am Tag je nach dem knapp bzw. bis zu einem Faktor 10 unter den möglichen Transaktionskosten von 1 Euro-Cent/km. Für Fahrten am Abend bzw. in der Nacht übersteigen die externen Lärmkosten von Pkw die möglichen Transaktionskosten. Schwere Lkw übersteigen die Transaktionskosten um das 20 bis 100-fache.

Unsicherheiten

Aufgrund einiger weniger grundlegender Parameter, wie beispielsweise die Bewertung verlorener Lebenszeit, können sich die Ergebnisse je nach Annahme über eine größere Bandbreite erstrecken. Um dennoch die externen Kosten einer praktischen Nutzung zugänglich zu machen, wird diese Bandbreite derzeit durch eine Methodenkonvention verringert. Auch bei veränderten Annahmen ändert sich meist die Reihenfolge von Handlungsoptionen nicht.

9.4 Ausblick

Luftschadstoffe

- Die Messung bzw. Modellierung von Feinstaubemissionen aus Ottomotoren und ihrer Koagulationsprozesse in der Atmosphäre sollten weiter untersucht und in die Berechnungen der externen Kosten mit einbezogen werden.
- Die Weiterentwicklung des WTM-Ausbreitungs-Modells zur ortsabhängigen Berücksichtigung der Deposition von Luftschadstoffen sowie der Berechnung gemessener Rückwärtstrajektorien sowie eine weitergehende Evaluierung der NO_x-SO_x-Chemie wäre wünschenswert um die Unsicherheiten weiter zu reduzieren.
- Aufgrund der großen Bedeutung von Gesundheitsschäden durch Feinstaub sind weitere epidemiologische und medizinische Forschungen zum Verständnis der Wirkungsweise von Feinstaub, insbesondere der Differenzierung zwischen Nitrat- und Sulfataerosolen und Primärpartikeln aus Verbrennungsprozessen notwendig.
- Um der gestiegenen Bedeutung der Emissionen vor- und nachgelagerter Prozesse der Fahrzeug- und Kraftstoffbereitstellung Rechnung zu tragen, sollte diesen Bereichen gegenüber in Zukunft erhöhte Aufmerksamkeit gezeigt werden.

Lärm

- Eine Fortsetzung der Arbeiten an den Bottom-up Modellen zur Quantifizierung der Lärmexposition und Lärmwirkungen, auch unter dem Aspekt der gesetzlichen Vorgaben der Europäischen Kommission, ist im Rahmen der Bestimmung der

externen Kosten notwendig. Die Lücke zwischen den Ergebnissen, die sich aus der Bewertung der Belästigungsreaktionen der Bevölkerung aus den Umfragen und der modellierten Belästigungsreaktion ergeben, sollte geschlossen werden. Die Festlegung von Preisen zur technologie- und modespezifischer Internalisierung können nur mit Hilfe eines solchen Bottom-up Modells berechnet werden.

- Für den Straßenverkehr hat sich die Verwendung der Stadtmodellbausteine auf der Grundlage der ATKIS-Daten als vielversprechend erwiesen. Das bisher aufgebaute Modell kann ohne weiteres auf alle Städte und Gemeinden erweitert werden wenn eine automatische Versorgung der Streckenabschnitte mit Verkehrsdaten erfolgt, beispielsweise durch die Verwendung eines Verkehrsmodells.
- Für den Schienenverkehr scheint eine großräumige Analyse weiterhin schwierig, da einerseits die Exposition schwer zu bestimmen ist, und andererseits ohne eine Kooperation mit der Deutschen Bahn die notwendigen Verkehrsdaten (insbesondere Güterverkehr) nicht zur Verfügung stehen. Eine Möglichkeit der Expositionsbestimmung ist die Verwendung von Satellitendaten in Verbindung mit einer entsprechenden Bildverarbeitungssoftware und eines digitalen Höhenmodells zur Analyse der topographischen Verhältnisse zwischen Schienenstrecke und bewohnten Gebieten.
- Für den zivilen Flugverkehr kann der entwickelte Ansatz auf weitere Flughäfen übertragen werden. Jedoch ist der zu erwartende Aufwand erheblich. Eventuell sind Ergebnisse des EU-Projekts MONSTER (Monitoring Noise at European Airports) verwendbar.
- Berücksichtigung von laufenden Aktivitäten zur internationalen Abstimmung der Modellierung für Straßen- und Schienenlärm sind zu berücksichtigen (siehe z.B. EU-Projekt HARMONOISE).
- Erheblicher Bedarf an empirischen Ergebnissen besteht für die monetäre Bewertung der Belästigungswirkung durch Verkehrslärm. Zwar ergibt sich aus Umfragen ohne Zweifel eine hohe Relevanz für die Belästigung, welche jedoch in den Bewertungsstudien nicht zum Ausdruck gebracht werden kann. Die größte Lücke besteht bei der differenzierten Bewertung der Belästigungsreaktion (vier Stufen). Der größte Nutzen wird kombinierten Studien zugeordnet, die eine Abfrage der Belästigungsreaktion aufgrund des Lärmpegels mit der Frage nach der Zahlungsbereitschaft verbinden. Auf diese Weise kann auch die Gültigkeit der Expositions-Wirkungsbeziehungen verifiziert werden. Die Studien sollten darauf achten die Exposition der Wohnung in Abhängigkeit der Zeitscheiben Tag, Abend und Nacht sowie die Aufenthaltsgewohnheiten der Bewohner möglichst genau zu beschreiben.
- Bei der Quantifizierung der Wirkung von Lärm auf den Nachtschlaf besteht weiterer Forschungsbedarf zur genaueren Quantifizierung der Überlappung zwischen Aussagen zur Schlafqualität und Aussagen zur Belästigung.
- Die monetäre Bewertung der Beeinträchtigung des Nachtschlafes durch Verkehrslärm sollte ergänzend empirisch untermauert werden.

- Zukünftige Bewertungsstudien sollten über die Differenzierung nach Tag, Abend und Nacht hinaus auch das Wochenende (Samstag und Sonntag getrennt) betrachten.
- In methodischer Hinsicht bleibt zu klären, inwieweit die Situation Verkehrslärm – Exposition der Bürger und deren Wertschätzung, die man heute beobachten kann, bereits eine angepasste Situation ist. Insbesondere bei Fluglärm ist es wahrscheinlich, dass Bürger mit einer hohen Zahlungsbereitschaft für die Vermeidung von Fluglärm nicht mehr durch Befragungen im Umfeld angetroffen werden, da diese durch Umzug die Kosten schon realisiert haben. Diese Kosten der Anpassung müssten nicht nur bei Fluglärm miteinbezogen werden, um die tatsächlichen Kosten zu bestimmen. Ein weiteres Beispiel sind Häuser in Ortsdurchfahrten, die aufgrund des Verkehrs nicht mehr bewohnt werden.

10 Literaturverzeichnis

- Abbey, D. E., M. D. Lebowitz, et al. (1995). "Long-term ambient concentrations of particulates and oxidants and development of chronic disease in a cohort of nonsmoking California residents." *Inhalation Toxicology* 7: 19-34.
- Abbey, D. E., P. K. Mills, et al. (1991). "Long-term ambient concentrations of total suspended particulates and oxidants as related to incidence of chronic disease in California Seventh-Day Adventists." *Env Health Perspectives* 94: 43-50.
- American Heart Association (2001). 2002 Heart and Stroke Statistical Update. Dallas, Texas, American Heart Association.
- Anderson, H. R., A. P. d. Leon, et al. (1996). Air pollution and daily mortality in London: 1987-92.
- ArcData Publishing Program (1995). ArcGemeinde (Population data on a community level for the Federal Republic of Germany). Kranzberg, ESRI: Gesellschaft für Systemforschung und Umweltplanung mbH.
- ARE (2001). Externe Lärmkosten des Verkehrs: Hedonic Pricing Analyse. Bundesamt für Raumentwicklung (ARE).
- Babisch, W. (2001). "Risikobewertung in der Lärmwirkungsforschung: Zum Risiko für Herz-Kreislauf-Erkrankungen durch chronischen Lärmstress." *Umweltmedizinische Forschung und Praxis* 6(5): 243-250.
- Baker, C. K., J. J. Colls, et al. (1986). "Depression of growth and yield in winter barley exposed to sulphur dioxide in the field." *New Phytologist*(104): 233-241.
- Bala, M., L. Wood, et al. (1998). "Valuing outcomes in health care: a comparison of willingness to pay and quality-adjusted life years." *Jornal of clinical epidemiology* 51(8): 667-676.
- Bartel, H.-H. (2000). Stand der Geräuschbelastungsmodelle in Deutschland im Umweltbundesamt. S. Schmid. Stuttgart.
- Bárzaga-Castellanos, L., R. Neufert, et al. (2000). "Sachbilanz für den Güterverkehr mit binnenschiffen in der Bundesrepublik Deutschland." *Gefahrstoffe - Reinhaltung der Luft* 60(7/8).
- Basner, M., H. Buess, et al. (2004). Aircraft Noise Effects on Sleep: Final Results of DLR Laboratory and Field Studies of 2240 Polysomnographically Recorded Subject Nights. inter noise 2004, Prague.
- Bateman, I., B. Day, et al. (2000). The effect of road traffic on residential property values: a literature review and hedonic pricing study, Centre for Social and Economic Research on the Global Environment, University of East Anglia, Norwich.
- Bayerisches Landesamt für Statistik und Datenverarbeitung (1998). Statistische Jahrbuch 1998. 2002.
- Benson, P. (1989). CALINE4 - A Dispersion Model for Predicting Air Pollution Concentrations near Roadways, State of California, Department of Transportation.
- Berger, U. (2000). Engpässe bei Verkehrs-Infrastrukturen.
- Berglund, B., T. Lindvall, et al., Eds. (1999). Guidelines for community noise. Geneva, World Health Organization.
- BiB (1999). Haushaltsstruktur, BUNDESINSTITUT FÜR BEVÖLKERUNGSFORSCHUNG, 2002.
- Bickel, P. (2001). Arbeiten für das EU-Projekt UNITE ("Unification of accounts and marginal costs for transport efficiency"). S. Schmid. Stuttgart.

- Bickel, P. (2004). Externe Grenzkosten verkehrsbedingter Umwelt und Gesundheitsrisiken. Institut für Energiewirtschaft und rationelle Energieanwendung. Stuttgart, Universität Stuttgart.
- Black, I., R. Seaton, et al. (2002). RECORDIT Final Report: Actions to promote intermodal transport.
- Blank, P. (2002). Berechnung der Emissionen des Binnenschiffsverkehrs in Deutschland 1998. S. Schmid. Stuttgart, Institut für Energiewirtschaft und Rationelle Energieanwendung (IER).
- Blok, K., D. d. Jager, et al. (2001). Economic Evaluation of Sectoral Emission Reduction Objectives for climate change. Comparison of 'Top down' and 'Bottom-up' Analysis of Emission Reduction Opportunities for CO₂ in the European Union.
- BMVBW (1999). ELWIS - Elektronische Wasserstraßeninformationssystem, BMVBW. 1999.
- BMVBW (2002). FuE-Vorhaben 70.554/98, Stadtmodellbausteine. S. Schmid, Bundesministerium für Verkehr, Bau und Wohnungswesen.
- BMVBW (2003). Verkehr in Zahlen, Ausgabe 2002/2003. Berlin, Der Bundesminister für Verkehr, Bau- und Wohnungswesen, Berlin und Bonn.
- Boeing (2003). DC-10 Family. 2003.
- British Heart Foundation (2001). Ischaemic heart disease. 2002.
- Brook, J. R., A. Sirois, et al. (1996). "Comparison of dry deposition velocities for SO₂, HNO₃ and SO₄(²⁻) estimated with two inferential models." *Water, Air and Soil Pollution* 87: 205-218.
- Brunner, P. und J. Lang (1997). "Das neue Verfahren zur Berechnung von Strassenverkehrslärm in Österreich." *Zeitschrift für Lärmbekämpfung*(44): 8-14.
- Bundesinstitut für Bevölkerungsforschung (2002). Haushaltsstruktur in Deutschland: Deutsche und Ausländerhaushalte.
- Bundesminister für Gesundheit, Ed. (1995). Daten des Gesundheitswesens. Schriftenreihe des Bundesministers für Gesundheit. Baden-Baden, Nomos Verlagsgesellschaft mbH & Co. KG.
- Butenhof (2001). Information on inland waterway shipping.
- BUWAL (1992). Bodenverschmutzung durch den Straßen- und Schienenverkehr in der Schweiz. Bern, Bundesamt für Umwelt Wald und Landschaft.
- Capros, P. und L. Mantzos (2000). "Kyoto and technology at the European Union: costs of emission reduction und flexibility mechanisms and technology progress." *Int. J. Global Energy Issues* 14(Nos. 1-4): 169.183.
- Carpenter, W. A. und G. G. Clemena (1975). The Theory and mathematical Development of AIRPOL-4, Virginia Highway & Transportation Research Council.
- Commission of the European Communities (2000). Proposal for a Directive of the European Parliament and of the Council realting to the Assessment and Management of Environmental Noise. Brussels, The European Commission.
- Criqui, P. und L. Viguier (2000). "Kyoto and the Technology at World Level: Costs of CO₂ Reduction under Flexibility Mechanisms and Technical Progress." *Int. J. Global Energy Issues* 14: 155-168.
- CSERGE, IOS-NLH, et al. (1999). Benefits transfer and the Economic Valuation of Environmental Damage in the European Union.: With Special reference to Health, Centre for Social and Economic Research on the Global Environment (CSERGE), University College London and East Anglia ; Depart of Economics and Social Sciences, Agricultural University of Norway (IOS-NLH), Institute for Environmental

- Studies (IVM), Free University, Amsterdam; Centre for Applied Studies (CAS), Catholic University of Portugal; Department of Applied Economics, University of Vigo (DAE-UoV).
- Dab, W., S. M. P. Quenel, et al. (1996). Short term respiratory health effects of ambient air pollution: results of the APHEA project in Paris. Paris, J Epidem Comm Health 50. (suppl 1): 42-46.
- Daimler-Chrysler (2003). Systembeschreibung ETC Deutschland.
- Danish EPA (2002). Current CORINAIR aircraft emission estimates, 1998 Fuel Use and Emissions for Danish IFR Flights: LTO modal time intervals measured at Copenhagen Airport., Danish Environmental Protection Agency. 2002.
- Day, B. (2001). The Theory of Hedonic Markets: Obtaining welfare measures for changes in environmental quality using hedonic market data, Economics for the Environmental Consultancy.
- Derwent, R. G. (1987). Combatting the long range transport and deposition of nitrogen species in Europe. Harwell, Environmental and Medical Sciences Division, Harwell Laboratory Oxfordshire.
- Derwent, R. G., G. J. Dollard, et al. (1988). "On the nitrogen budget for the United Kingdom and north-west Europe." Q.J.R. Meteorol. Soc. 114: 1127-1152.
- Derwent, R. G. und K. Nodop (1986). "Long-range transport and deposition of acidic nitrogen species in north-west Europe." Nature 324: 356-358.
- Deutsche Bahn (1996). Streckenbelastungsdaten nach Bst-Blatt 70, Betriebsstatistische Datei, Bezugszeitraum: Woche 43, 1992. S. IER. Stuttgart, Deutsche Bahn, Geschäftsbereich Netz, Regionlabereich Stuttgart.
- Deutsche Bahn, Ed. (2001). Umweltbericht 2000, Vorstand der Deutschen Bahn AG.
- Deutsche Bahn AG (2000). Geschäftsbericht 2000.
- Deutsche Bundesbahn (1990). Akustik 03: Richtlinie zur Berechnung der Schallimmissionen von Schienenwegen (Schall 03). München, Bundesbahn Zentralamt München.
- Deutsche Landvermessung (2000). Top50. Amtliche topographische Karten auf CD-ROM, Daimler-Benz Aerospace, Dornier.
- Deutsche Liga zur Bekämpfung des hohen Blutdruckes (2001). Bluthochdruck. 2001.
- Deutscher Wetterdienst (1999). Ausbreitungsklassenstatistik für den Zeitraum 1981 bis 1990. Offenbach.
- DFS (2001). Abflugrouten und Endanflugrouten für Strahlflugzeuge Frankfurt Main. Stand: 19 APR 2001, DFS Deutsche Flugsicherung GmbH.
- DFS (2002). Luftfahrthandbuch Deutschland. Stand: 16 Mai 2002, DFS Deutsche Flugsicherung GmbH.
- DNMI Note 7 (2000). Parametrisation schemes for removal processes of particles in the atmosphere, EMEP.
- Dockery, D. W., C. A. Pope, et al. (1993). "An association between air pollution and mortality in six US cities." New England Journal of Medicine 329: 1753-1759.
- Dockery, D. W., F. E. Speizer, et al. (1989). "Effects of inhalable particles on respiratory health of children." Am Rev Respir Dis 139: 587-594.
- Droste-Franke, B. (2002). Emissionsszenarien für EcoSense. SO₂, NO₂, NH₃, NMVOC nach EMEP 1998, räumlich verteilt nach CORINAIR 1990 Struktur. S. Schmid. Stuttgart, IER.
- Droste-Franke, B. (2005). EcoSense Datenbanktabellen mit Projektergebnisse NEWEXT und DIEM 2004. S. Schmid. Stuttgart.

- D-STATIS (2002). Arbeitsunterlage Volkswirtschaftliche Gesamtrechnung. Nettoeinkommen und Zahl der Haushalte nach Haushaltsgruppen 1991 bis 2002.
- Dusseldorp, A., H. Kruize, et al. (1995). "Associations of PM10 and airborne iron with respiratory health of adults near a steel factory." *Am J Respir Crit Care Med* 152: 1932-9.
- ECAC (1997). Report on Standard Method of Computing Noise Contours around airports. Straßburg, European Civil Aviation Conference.
- Eichhorn, J. (1989). Entwicklung und Anwendung eines dreidimensionalen mikroskaligen Klimamodells, Universität Mainz.
- Elbers, F. B. J. (1999). Cost Benefit Analysis for measures to reduce railway noise on a European scale- calculations with Eurano99 -, NS Technisch Onderzoek.
- EMEP (1999). Transboundary Photo-oxidants in Europe. EMEP summary report 1999. Oslo Norway, Co-operative programme for monitoring and evaluation of the long range transmission of air pollutants in Europe.
- Emmerling, G., S. Niedermeyer, et al. (1996). Umweltwirkungen durch den betriebsbedingten Verschleiß der Oberleitung und des Rad/Schiene-Systems durch Schienenfahrzeuge aufgezeigt am beispiel der geplanten Neubaustrecke Wendlingen-Ulm der Deutschen Bahn AG. Westheim, igi Niedermeyer Institute.
- Endres, A. und K. Holm-Müller (1998). Die Bewertung von Umweltschäden: Theorie und Praxis sozioökonomischer Verfahren, Kohlhammer.
- Enquete-Kommission "Schutz der Erdatmosphäre" (1993). Systemvergleich für unterschiedliche Prozeßabläufe und Transportketten hinsichtlich des Energieeinsatzes und klimarelevanter Emissionen im Güterverkehr, Enquete-Kommission "Schutz der Erdatmosphäre".
- EPA (1990). U.S. Environmental Protection Agency, Department of health. North Carolina.
- EPA (2002). Third External Review Draft of Air Quality Criteria for Particulate Matter, April 2002, United States Environmental Protection Agency.
- ESRI (1993). Digital chart of the world, Environmental Systems Research Institute Inc., Redlands.
- Europäische Kommission (2000). Vorschlag für eine Richtlinie des Europäischen Parlamentes und des Rates über die Bewertung und Bekämpfung von Umgebungslärm. Brüssel, Europäische Kommission,.
- European Commission (1995). Externe Externalities of Energy. Vol 2 - Methodology. Brussel, Luxembourg, A Report produced for the EC - DG XII, Luxembourg, Office of Publications for the European Communities.
- European Commission (1999). Externe Externalities of Energy. Vol 10 - National Implementation. Brussel, Luxembourg, A Report produced for the EC - DG XII, Luxembourg, Office of Publications for the European Communities.
- FAA (2001). Webpage presentation of Integrated Noise Model.
- FAA, I. (2001). INM Technical Manual, U.S. Department of Transportation Federal Aviation Administration (FAA).
- FAA, I. (2001). Integrated Noise Model (INM) Version 6.0c, U.S. Department of Transportation Federal Aviation Administration (FAA).
- Faburel, G. (2000). PRISE EN COMPTE DE L'EXTERNALITE BRUIT DES AVIONS PAR LA METHODE D'EVALUATION CONTIGENTE. UNIVERSITE DE PARIS XII - VAL DE MARNE; INSITUTE D'URBANISME DE PARIS. Paris, Universite de Paris 12, France.

- Fahl, U., E. Läge, et al. (1999). E3Net. Forum für Energiemodelle und Energiewirtschaftliche Systemanalysen in Deutschland_Energiemodelle zum Klimaschutz in Deutschland. Heidelberg, Physica-Verlag.
- Fairley, D. (1999). "Daily Mortality and Air Pollution in Santa Clara County, California: 1989-1996." ENVIRONMENTAL HEALTH PERSPECTIVES 107(8).
- Fakiner, H., W. Damerg, et al. (1981). Belastung der Bevölkerung durch Lärm. Berlin, Battelle-Institut e.V. für das Umweltbundesamt, Berlin.
- Falk-Verlag AG (1996). Städteatlas Stuttgart Mittlerer Neckar.
- Fiedler, F. E. und J. Fiedler (1975). "Port Noise Complaints: Verbal and Behavioral Reactions to Airport-Related Noise." Journal of Applied Psychology 60.
- Finegold, L. S. und B. Elias (2002). A predictive model of noise induced awakenings from transportation noise sources. Inter noise 2002, Dearborn, MI, USA.
- Finegold, L. S., C. S. harris, et al. (1994). "Community annoyance and sleep disturbance: Updated criteria for assessing the impacts of general transportation noise on people." Noise Control Engineering Journal 42(1): 25-30.
- Fraport (2003). Flughafenentgelte Frankfurt Main. Gültig ab 1. Januar 2003., Frankfurt Main, Fraport AG.
- Fraport AG (2001). Flugroutenverteilung laut DES IST 2000, langjähriges Mittel (Datenerfassungssystem). Datenaustausch anlässlich des Gutachtens "Externe Kosten des Flugverkehrs am Flughafen Frankfurt/Main". Frankfurt/Main.
- Friedrich, R. (2002). Vorlesung "Umweltökonomie und Technikbewertung". Stuttgart, Universität Stuttgart, Insitut für Energiewirtschaft und Rationelle Energieanwendung.
- Friedrich, R. und P. Bickel, Eds. (2001). Environmental External Costs of Transport, Springer.
- Friedrich, R., P. Bickel, et al., Eds. (1998). External costs of transport. IER Forschungsberichte. Stuttgart, IER.
- Friedrich, R. und W. Krewitt, Eds. (1997). Umwelt- und Gesundheitsschäden durch die Stromerzeugung, Springer Verlag Berlin.
- Gabler, S., S. Häder, et al., Eds. (1998). Telefonstichproben in Deutschland.
- Garben, M. und G. Wiegand (1993). Emissionskataster Kraftfahrzeugverkehr Berlin. Berlin, IVU.
- Gies (2001). Streckenbelastung des Kfz-Verkehrs im Hauptverkehrsstraßennetz der Stadt Kassel. Analyseumlegung 1995/1998. S. Schmid. Kassel, Stadt Kassel.
- Griefahn, B. (2003). Vortrag anlässlich der Sommerschule des DLR. Berlin.
- Griffiths (1994). "Errors in the use of the Briggs parameterisation for atmospheric dispersion coefficients." Atmospheric Environment 28(17): 2861-2865.
- Grupp, H. (1986). "Die sozialen Kosten des Verkehrs." Verkehr und Technik(Heft 9): 359-366.
- Guski, R. (1997). "Conceptual, methodological and dose-response problems related to annoyance and disturbance." INTERNOISE 2: 1077 -.
- Guski, R., U. Felscher-Suhr, et al. (1998). "The concept of noise annoyance: what international experts tell." INTERNOISE 2: 1045 -.
- HaCon Fahrplanauskunft (2000). Fahrplan DB 2000/01: 05.11.2000 - 09.06.2001. Hannover, HaCon Ingenieurgesellschaft mbH.
- Hagen, D. E., M. B. Trueblood, et al. (1992). "A field sampling of jet exhaust aerosols." Particle Sci, & Techn. 10: 53-63.

- Hawkins, R. (1999). Review of Studies on External Costs of Noise, Department of Transport and the Regions (DETR), Environment Protection Economic Division.
- Health Council of the Netherlands (HCN) (1997). Assessing noise exposure for public health purposes. The Hague, Committee on uniform environmental noise exposure metric.
- HEI (2000). Reanalysis of the Harvard Six Cities Study and the American Cancer Society Study of Particulate Air Pollution and Mortality. Executive Summaries and Commentary., Health Effects Institute.
- Heinen (2003). Emissionen des Flugverkehrs.
- HLUG (2002). Fluglärm Frankfurt: Ergebnis-Raster-Daten für Ist-Situation und Ausbauvarianten. Datenaustausch im Rahmen des RDF-Projektes "Ermittlung externer Kosten des Flugverkehrs am Flughafen Frankfurt/Main", Kurt Müller. 2002.
- Hofstetter, P. und J. K. Hammitt (2001). HUMAN HEALTH METRICS FOR ENVIRONMENTAL DECISION SUPPORT TOOLS : LESSONS FROM HEALTH ECONOMICS AND DECISION ANALYSIS. Cincinnati, Ohio, National Risk Management Research Laboratory, Office of Research and Development, U.S.Environmental Protection Agency.
- Holland, M., J. Berry, et al., Eds. (1999). Methodology 1998 Update. ExternE - Externalities of Energy. Bruxelles, European Commission, Directorate XII, Science, Research and Development.
- Hollander, A. E. M. d., J. M. Melse, et al. (1999). "An aggregate public health indicator to represent the impact of multiple environmental exposure." *Epidemiology* 10: 606-617.
- Höppe, P. (2002). Wirkung und Wirkungsweise von Partikel. Gespräch anlässlich der "Conference of the International Society of Exposure Analysis and the International Society for Environmental Epidemiology", Vancouver, Kanada, 2002. S. Schmid.
- Hübner, K., C. Bonmann, et al. (1997). Verkehrsentwicklungsplan Gießen.
- Hunt, A. (2001). Development of a valuation scheme for health effects due to transport noise. S. Schmid. Bath/Stuttgart.
- I & U (2003). Datenaufnahme "Siedlung und Soziales", Mediation Flughafen Frankfurt 2000. Datenaustausch im Rahmen des RDF-Projektes "Ermittlung externer Kosten des Flugverkehrs am Flughafen Frankfurt/Main", Infrastruktur & Umwelt, Professor Röhm und Partner.
- ICAO Annex 16 (1993). International standards and recommended practices, Environmental protection, Volume II "Aircraft engine emissions".
- ICAO/CAEP (2002). Database of aircraft jet engine emissions certification data, QinetiQ, Combustion and Environment Group, on behalf of International Civil Aviation Organization (ICAO), Committee on Aviation Environmental Protection (CAEP). 2002.
- IEA (2004). R&D database of IEA: Currency and GDP-deflators based on OECD., International Energy Agency. 2004.
- IFEU (1999). Wissenschaftlicher Grundlagenbericht zur "Mobilitäts-Bilanz" und zum Softwaretool "Reisen und Umwelt in Deutschland 1999". Heidelberg, IFEU-Institut für Energie- und Umweltforschung Heidelberg GmbH im Auftrag der Deutschen Bahn AG.
- INFAS (2000). Telefonstichproben und nicht eingetragene Telefonnummern, Infas - Institut für angewandte Sozialwissenschaft. 2000.
- INFRAS (1997). Handbuch Emissionsfaktoren des Straßenverkehrs, Im Auftrag des Umweltbundesamtes Berlin.

- IPCC (2001). Climate Change 2001 Synthesis Report, Cambridge University Press.
- Isermann, U. und R. Schmid (1999). Bewertung und Berechnung von Fluglärm. Göttingen, Deutsches Zentrum für Luft- und Raumfahrt. Institut für Strömungsmechanik.
- Israël, G. W., A. Erdmann, et al. (1992). Analyse der herkunft und Zusammensetzung der Schwebstaubemissionen. Technische Universität Berlin, Fachgebiet Luftreinhaltung. Berlin, VDI Verlag.
- IWW/INFRAS (1995). External effects of transport. Karlsruhe/Zürich.
- Jaarsveld, J. A. v. (1995). Modelling the long-term atmospheric behaviour of pollutants on various spatial scales, Universiteit Utrecht.
- Janich (2002). Referenzdatei Gemeinden/Verwaltungsgemeinschaften - siedlungsstrukturelle Gebietstypen; Zentralörtliche Einstufung 1999; gtyp99_gem.xls; Janich.
- Janicke (2001). Flughafenbau Frankfurt/Main: Gutachten 7.3 Luftschadstoffe - Flugverkehr. Meersburg, Ingenieurbüro Janicke.
- John, C. (1997). Emissionen von Luftverunreinigungen aus dem Straßenverkehr in hoher räumlicher und zeitlicher Auflösung. Institut für Energiewirtschaft und Rationelle Energieanwendung. Stuttgart, Universität Stuttgart.
- Jørgensen, M. W. und S. C. Sorensson (1997). Estimating Emissions from Railway Traffic. Lyngby, Denmark.
- Kahn, M. E. (1994). The cost of diabetes, Columbia University.
- Kalivoda, M. T. und M. Kudrna (1997). Methodologies for Estimating Emissions from Air Traffic. Deliverable No. 18 of the Project Methodologies for Estimating Air Pollutant Emissions from Transport (MEET).
- King, W. F. (1977). "On the role of aerodynamically generated sound in determining radiated noise levels of high speed trains." Journal of Sound and Vibration 54: 361-378.
- Klein, J. A. P. (1993). Luchtverontreiniging emissies door wegverkeer - Methodiek vaststelling emissiefactoren, Centraal Bureau voor Statistiek (CBS).
- Kluizenaar, Y. d., W. Passchier-Vermeer, et al. (2001). Adverse effects of noise exposure on health. A state of the Art Summary. Leiden, Netherlands Organisation of Applied Science (TNO), Prevention and Health, Division Public Health.
- Kowalski, T. und U. Isermann (2001). Ermittlung der Fluglärmbelastung in der Umgebung des Flughafens Hamburg im Jahr 2000. Göttingen, Deutsches Zentrum Für Luft- und Raumfahrt e.V.
- Kragh, J. (1998). "New Nordic prediction methods for environmental noise: state-of- the-art." INTERNOISE 2: 865 -.
- Krüger, R., P. Bickel, et al. (2001). LTO Emissionen des Flugverkehrs in Deutschland 1998. Datenbasis und Berechnungsmodell. EU Projekt UNITE. Stuttgart, Institut für Energiewirtschaft und Rationelle Energieanwendung, Universität Stuttgart. Unveröffentlicht.
- Krupnick, A. J., W. Harrington, et al. (1990). "Ambient ozone and acute health effects: Evidence from daily data." J. Environ Econ Manage 18: 1-18.
- Kuckartz, U. und H. Grunenberg (2002). Umweltbewusstsein 2002 in Deutschland. Ergebnisse einer repräsentativen Bevölkerungsumfrage. Im Auftrag des Umweltbundesamtes durchgeführt von der Philipps-Universität Marburg., Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit. Referat Gesellschaftspolitische Grundsatzfragen.

- Kühlwein, J. (2001). DTV-Werte Augsburg, Stadtexperiment Augsburg, Stadt Augsburg, Tiefbauamt.
- Kumpf, M. (1995). Analyse der Lärmbelastung durch den Straßenverkehr mit Hilfe vorhandener Verkehrszählungen unter Verwendung eines Geographischen Informationssystems. Saarbrücken, Universität des Saarlandes, Fachbereich Sozial- und Umweltwissenschaften, Fachrichtung Geographie.
- Kürbis, I., W. Krewitt, et al. (2001). Berechnung der Indirekten Energieaufwendungen und Emissionen. Systematischer Vergleich konkreter Fahrten im Personenverkehr im Hinblick auf umwelt- und klimarelevante Wirkungen verschiedener Verkehrsmittel. V. Schmid und M. Wacker. Stuttgart, Projektendbericht im Rahmen des Programms Lebensgrundlage Umwelt und ihre Sicherung des Landes Baden-Württemberg.
- Lambert, J., F. Poisson, et al. (2001). Valuing benefits of a road traffic noise abatement programme: a contingent valuation survey. 17th International Congress on Acoustics, Rome.
- Lampatzer, R., F.-P. Schäfer, et al. (2000). Vergleichende Untersuchung umwelt- und klimarelevanter Wirkungen verschiedener Verkehrsmittel bei der Erfüllung ausgewählter Transportaufgaben im Güterverkehr. Stuttgart, ISV, IER, Universität Stuttgart, ISB Universität Hannover: 224.
- Landesanstalt für Umweltschutz Baden-Württemberg, Ed. (1995). Lärmbekämpfung - Ruheschutz: Analysen, Tendenzen. Berichte der Landesanstalt für Umweltschutz Baden-Württemberg. Karlsruhe.
- Landeshauptstadt Stuttgart (2002). Lärm und Lärmschutz, Amt für Umweltschutz, Abteilung Stadtklimatologie (Hrsg).
- Landesumweltamt Nordrhein-Westfalen (2000). Geräuschscreening in Nordrhein-Westfalen: Düsseldorf Flugverkehr, Landesumweltamt Nordrhein-Westfalen. 2002.
- Lang, J. (1989). Assessment of noise impact on the urban environment: A study on noise prediction models. Copenhagen, World health organization (WHO).
- Lee, D. (1996). Parameters for non-reactive particles (email). A. Trukenmüller. Stuttgart.
- Lee, D. und P. Watkiss (1998). Atmospheric Modelling Note on Secondary Particulates. EU-project ExternE Transport. Internal contribution., ETSU.
- Leeuwen, H. J. A. v. (1999). Railway noise prediction models - A comparison. 2000.
- Leger, D., E. Levy, et al. (1999). "The Direct Costs Of Insomnia in France." SLEEP Vol. 22(Supplement 2).
- Leger, S. S., Ed. (1996). The APHEA Project. Short term effects of air pollution on health: a European approach using epidemiological time series data. Journal of Epidemiology & Community Health, BMJ Publishing Group.
- Lenschow, H. S. und L. Tarrason (2000). Meteorological data from the EMEP Eulerian Grid model for the year 1998., EMEP MSC-W. 2000.
- Lewis, C. A. (1997). Fuel and Energy Production Emission Factors. Deliverable No. 20 of the MEET Project: Methodologies for Estimating Air Pollutant Emissions from Transport., AEA Technology.
- Lloyds Register Engineering Services (1993). Marine Exhaust Emissions Research Programme, Lloyd's Register and Shipping.
- Lorengel (2000). Auszüge aus dem Verkehrsentwicklungsplan Gießen, Anlage 19a/19b (Kfz/Tag und Querschnitt). S. Schmid.
- Maelissa, B. (2001). Information on inland waterway shipping.

- Maes, G., G. Cosemans, et al. (1996). Comparison of 6 Gaussian dispersion models used for regulatory purposes in the different countries of the EU. 4th Workshop on Harmonisation within Atmospheric Dispersion Modelling for Regulatory Purposes, Oostende, Belgium.
- Mager, N. (1982). Fluglärm und ökonomische Planung: Erfassung und gesamtwirtschaftliche Bewertung der Lärmbelastungen durch den Luftverkehr, Verlag der Ferber'schen Universitätsbuchhandlung Gießen.
- Mahmoudi, S., U. Winand, et al. (2001). Weiterentwicklung der Stadtmodellbausteine als Grundlage für Abschätzungs- und Bewertungsaufgaben in der Verkehrsplanung. Aachen, Heusch/Boesefeldt GmbH, VSU, im Auftrag des Bundesministeriums für Verkehr, Bau- und Wohnungswesen.
- Maibach, M., S. Banfi, et al. (2000). External costs of transport: Accident, Environmental and Congestion Costs in Western Europe (INFRAS/IWW study). Zürich/Karlsruhe, INFRAS, Consulting group for policy analysis, and IWW, University of Karlsruhe. Printed by International Union of Railways (UIC).
- Maibach, M., D. Peter, et al. (1995). Ökoinventar Transporte, Verlag Infrac Zürich.
- MapPoint, M. (2001). MapPoint Europe 2001, Microsoft Corporation.
- Marheineke, T. (2000). Durchschnittswert Anteil Verbrennungspartikel an Staubemissionen in Balance. S. Schmid.
- Marheineke, T. (2002). Lebenszyklusanalyse fossiler, nuklearer und regenerativer Stromerzeugungstechniken. Institut für Energiewirtschaft und Rationelle Energieanwendung. Stuttgart, Universität Stuttgart.
- Marquardt, H. und S. G. Schäfer, Eds. (1997). Lehrbuch der Toxikologie. Heidelberg, Berlin, Spektrum Verlag.
- Maschke, C. (1999). Preventive Medical Limits for Chronic Traffic Noise Exposure. The Joint Meeting of the Acoustical Society of America, 2nd Convention of the European Acoustics Association: Forum Acusticum, and 2nd German Acoustics DAGA conference, Berlin.
- Maschke, C., D. Arndt, et al. (1995). Nachtfluglärmwirkung auf Anwohner, Verein für Wasser-, Boden- und Lufthygiene e.V.
- Maschke, C., M. Druba, et al. (1996). Kriterien für schädliche Umwelteinwirkungen: Beeinträchtigung des Schlafes durch Lärm. Berlin, Technische Universität Berlin; Im Auftrag des Umweltbundesamtes.
- Maschke, C., H. Ising, et al. (1997). "Schlaf - nächtlicher Verkehrslärm - Streß - Gesundheit: Grundlagen und aktuelle Forschungsergebnisse; Teil I: Grundlagen." Bundesgesundheitsblatt 40(1): 3-10.
- Mautdispo (2005). Homepage <https://mautdispo.com>.
- Mayerhofer, P., W. Krewitt, et al. (1997). Schäden durch Stromerzeugung aus fossilen Energieträgern. Umwelt- und Gesundheitsschäden durch die Stromerzeugung. R. Friedrich und W. Krewitt, Springer Verlag Berlin.
- Metcalf, S. E., D. H. F. Atkins, et al. (1989). "Acid deposition modelling and the interpretation of the United Kingdom secondary precipitation network data." Atmospheric Environment 23(9): 2033-2052.
- Miedema, H. M. E. und C. G. M. Oudshoorn (2001). "Annoyance from Transportation Noise: Relationships with Exposure Metrics DNL and DENL and Their Confidence Intervals." ENVIRONMENTAL HEALTH PERSPECTIVES 109(PART 4): 409-416.
- Miedema, H. M. E. und H. Vos (1998). "Exposure-response relationships for transportation noise." JOURNAL- ACOUSTICAL SOCIETY OF AMERICA 104(6): 3432-3445.

- Mikrozensus Baden-Württemberg (2002). Privathaushalte in den Regionen Baden-Württembergs, Statistisches Landesamt Baden-Württemberg. 2002.
- MLuS-92 (1996). Merkblatt für Luftverunreinigungen an Straßen. Version 1992 mit Aktualisierung 1996. Teil: Straßen ohne oder mit lockerer Randbebauung, Forschungsgesellschaft für Straßen- und Verkehrswesen Köln.
- Müller BBM, B. Altreuther, et al. (2000). Pilotprojekt Lärminderungspläne in Bayern. Lärminderungsplan für die Stadt Schwabach., Müller-BBM im Auftrag des Bayerischen Staatsministerium für Landesentwicklung und Umwelt.
- Müller-Wenk, R. (1999). Life-cycle impact assessment of road transport noise, Universität St. Gallen.
- Müller-Wenk, R. (2002). Attribution to road traffic of the impact of noise on health, Universität St. Gallen, Institut für Wirtschaft und Ökologie für Swiss Agency for the Environment, Forests and Landscape (BUWAL).
- Müller-Wenk, R. und P. Hofstetter (2003). Monetarisierung von lärmbedingten Gesundheitsschäden und Disability Adjusted Life Years (DALYs). Zürich, Universität St. Gallen, Institut für Wirtschaft und Ökologie.
- Murray, C. und A. Lopez, Eds. (1996). The Global Burden of Disease: a comprehensive assessment of mortality and disability from disease, injuries and risk factors in 1990 and projected to 2020. Cambridge, Harvard University Press.
- Muthke, T. (2001). Benefit Transfer. Eine Alternative zur primären Bewertung von Umweltgütern? Ökonomische Bewertung von Umweltgütern. P. Elsasser und J. Meyerhoff. Marburg, Metropolis Verlag. Band 40.
- Navrud, S. (1999). VALUING HEALTH IMPACTS FROM AIR POLLUTION IN EUROPE NEW EMPIRICAL EVIDENCE ON MORBIDITY, Department of Economics and Social Sciences, Agricultural University of Norway.
- Navrud, S. (2002). The State-Of-The-Art on Economic Valuation of Noise, Agricultural University of Norway.
- Neubauer, O. (2002). Verkehrszählungsdaten der Stadt Stuttgart. S. Schmid. Stuttgart, Landeshauptstadt Stuttgart, Stadtplanungsamt.
- Nowotny, E. (1996). Der öffentliche Sektor. Berlin Heidelberg.
- NTUA (1998). User's Manual for ROADPOL Version 3.0. A Gaussian Dispersion Model for Line Sources. Athens, National Technical University of Athens, Department of Chemical Engineering, Laboratory of Industrial and Energy Economics.
- Oertli, J., F. Elbers, et al. (1999). European Rail Noise Abatement: Cost Benefit Analysis, Final Report, UIC Task Force Noise.
- Olbers (2001). Fachgespräch bei der Deutschen Flugsicherung im Rahmen des Projektes 'Externe Kosten Flughafen Frankfurt'. S. Schmid. Langen.
- Ortscheid, J. und H. Wende (2000). Fluglärnwirkungen. Berlin, Umweltbundesamt Berlin.
- Ostro, B. D. und S. Rothschild (1989). "Air pollution and acute respiratory morbidity: An observational study of multiple pollutants." Environ Res 50: 238-247.
- Otterström, T., L. Gynther, et al. (1998). The willingness to pay for better air quality, Ekono Energy Ltd.
- Panitz, H.-J., C. Matzerath, et al. (1989). UFOMOD. Atmospheric Dispersion and Deposition. Karlsruhe, Kernforschungszentrum Karlsruhe.
- Passchier-Vermeer, W. (2001). Diskussion zur Entwicklung von Expositions-Wirkungsbeziehungen. S. Schmid. Stuttgart.

- Passchier-Vermeer, W., H. M. E. Miedema, et al. (2001). Fluglärmbelastung und Volksgesundheit. Leiden, Netherlands Organisation of Applied Science (TNO), Prevention and Health, Division Public Health.
- Pearce, D. und B. Pearce (2000). SETTING ENVIRONMENTAL TAXES FOR AIRCRAFT: A CASE STUDY OF THE UK, Forum for the Future, London, and CSERGE: 34.
- Pearce, D. W. und A. Howarth (2000). Technical report on methodology: cost benefit analysis and policy responses, Prepared by RIVM, EFTEC, NTUA and IIASA in association with TME and TNO under contract with the Environment Directorate-General of the European Commission.
- Ponce de Leon, A., H. R. Anderson, et al. (1996). "Effects of air pollution on daily hospital admissions for respiratory disease in London between 1987-88 and 1991-92." *J Epidem Comm Health* 50((suppl 1)): 63-70.
- Pope, C. A., R. T. Burnett, et al. (2002). "Lung cancer, cardiopulmonary mortality and long-term exposure to fine particulate air pollution." *Journal of the American Medical Association* 287(9): 1132-1141.
- Pope, C. A. und D. W. Dockery (1992). "Acute health effects of PM10 pollution on symptomatic and asymptomatic children." *Am Rev Respir Dis* 145: 1123-1126.
- Pope, C. A., M. J. Thun, et al. (1995). "Particulate air pollution as a predictor of mortality in a prospective study of US adults." *Amer. J. of Resp. Critical Care Med.* 151: 669-674.
- Preiss, P. (2003). Persönliches Gespräch über Mitteilung der Fraport AG in Bezug auf eine Anfrage im Rahmen des Projektes "Ermittlung externer Kosten des Flugverkehrs am Flughafen Frankfurt/Main". S. Schmid. Stuttgart.
- Pschyrembel (1994). *Klinisches Wörterbuch*. Berlin, New York, de Gruyter.
- Rabl, A. (1999). Assessment of Uncertainty. ExternE - Externalities of Energy. Vol. 7: Methodology 1998 Update. B. Holland, Forster, European Commission, Directorate XII, Science, Research and Development. 7.
- Rabl, A. (2001). Uncertainty. Environmental External Costs of Transport. P. B. R. Friedrich, Springer.
- Rich, J. H. und O. A. Nielsen (2002). Hedonic evaluation of Traffic Noise - an empirical study, University of Denmark.
- Rijkeboer, R. C. und P. Hendriksen (1993). Regulated and Unregulated exhaust gas components from LD vehicles on petrol. Diesel, LPG and CNG. Delft, Institute of Environmental Science, Energy Research and Process Innovation (IW-TNO).
- RLS-90 (1990). Richtlinie für den Lärmschutz an Straßen - Ausgabe 1990 -. Bonn, Arbeitsausschuß "Immissionschutz an Straßen", Forschungsgesellschaft für Straßen- und Verkehrswesen.
- Roemer, W., G. Hoek, et al. (1993). "Effect of ambient winter air pollution on respiratory health of children with chronic respiratory symptoms." *Am Rev Respir Dis* 147: 118-124.
- Roik, G. (1997). "Reifen/ Fahrbahn-Geräusche - Entstehungsmechanismen und Einflussgrößen." *Zeitschrift für Lärmbekämpfung*(44): 15-20.
- ROV G6.3 (2001). G6.3 Technisches Lärmgutachten: Rolllärmuntersuchung. München, Obermeyer Planen+Beraten.
- ROV G6.4 (2001). G6.4 Technisches Lärmgutachten: Bodenlärmuntersuchung. München, Obermeyer Planen+Beraten.
- ROV G6.5 (2001). Technische Lärmgutachten G 6.5: Gesamtlärm. München, Obermeyer Planen+Beraten.

- Rozan, A. und M. Willinger (1999). Willingness to pay and knowledge of the health damage origin. EVE workshop in Health and the Value of Life, September 17-18, 1999. Strasbourg.
- Sader, M. (1966). Lautheit und Lärm. Gehörpsychologische Fragen der Schall-Intensität. In: Schick (1997). Göttingen, Verlag für Psychologie Hogrefe.
- Saelensminde, K. (1999). "Stated choice valuation of urban traffic air pollution and noise." Transportation Research Part D 4: 13.27.
- Sansom, T., J. Nellthorp, et al. (2000). The Overall UNITE Methodology (Deliverable 1 of the Project Unification of accounts and marginal costs for transport efficiency, DG TREN, 5th Framework Programme, 199-AM.11157), ITS, University of Leeds.
- Scheyhing, J. (1999). Evaluierung der Anforderung an regionale Schallimmissionspläne für vom Straßen- und Schienenverkehr verursachte Lärmimmissionen. Diplomarbeit. Stuttgart, Institut für Landschaftsplanung und Ökologie der Universität Stuttgart.
- Schick, A. (1997). Das Konzept der Belästigung in der Lärmforschung. Lengerich, Pabst Science Publishers.
- Schief, H.-J. (2002). Virtual Frankfurt Airport - Standard Operating Procedures, Hermann-Josef Schief. 2003.
- Schipper, Y., P. Nijkamp, et al. (1998). "Why do aircraft noise value estimates differ? A meta-analysis." JOURNAL OF AIR TRANSPORT MANAGEMENT 4: 117-124.
- Schmid, S. (1996). Dispersion Modelling on a Local Scale in the ExternE Transport Project. Stuttgart, IER, Universität Stuttgart.
- Schmid, S. (2001). EMEPSTAT. Meteorologiestatistiken für WMI und ROADPOL aus EMEP-Daten. Stuttgart, IER, Universität Stuttgart.
- Schmid, S., P. Bickel, et al. (2001). External cost calculation for selected corridors. Deliverable 4 of the EU RECORDIT project., Institute of Energy Economics and the Rational Use of Energy.
- Schmid, S. A., P. Preiss, et al. (2003). Ermittlung externer Kosten des Flugverkehrs am Flughafen Frankfurt Main. Stuttgart, Institut für Energiewirtschaft und Rationelle Energieanwendung.
- Schmid, V., M. Wacker, et al. (2001). Systematischer Vergleich konkreter Fahrten im Personenverkehr im Hinblick auf umwelt- und klimarelevante Wirkungen verschiedener Verkehrsmittel. Stuttgart, Institut für Straßen- und Verkehrswesen und Institut für Energiewirtschaft und rationelle Energieanwendung (IER).
- Schulz, T., A. Brandt, et al. (1999). "Ermittlung von Art, Umfang und räumlicher Verteilung der Emissionen des Schiffsverkehrs für das Land Nordrhein-Westfalen." Gefahrstoffe - Reinhaltung der Luft 59(7/8).
- Schüttmann, W. und K. Aurand (1997). Umwelttoxikologie. Lehrbuch der Toxikologie. H. Marquardt und S. G. Schäfer. Heidelberg, Berlin, Spektrum Verlag.
- Schwartz, J. und R. Morris (1995). "Air pollution and hospital admissions for cardiovascular disease in Detroit, Michigan." Epidem 137: 701-705.
- Schweimer, G. W. (2002). Sachbilanz des Golf A4. 2003.
- Senator für Bau und Wohnungswesen V (Hrsg.) (1976). Übersichtkarte von Berlin (West) 1:50 000, zu §4 der Verordnung über die Festsetzung des Lärmschutzbereichs für den Flughafen Berlin-Tegel vom 4. Juli 1976. Berlin.
- Senatsverwaltung für Stadtentwicklung (1998/99). Umweltatlas Verkehrsmengen: Anzahl der Kraftfahrzeuge je 24 Stunden incl. LKW und Motorräder., Senatsverwaltung für Stadtentwicklung. 2001.

- Shareef, G. S., W. A. Butler, et al. (1988). Air emissions species manual. Vol I: Volatile organic compound (VOC) species profile, Radian Corp.
- Simpson, D. (1992). "Long period modelling of photochemical oxidants in Europe. Calculations for July 1985." *Atmos. Environ.* **26A**(9): 1609-1634.
- Simpson, D. (1993). "Photochemical model calculations over Europe for two extended summer periods: 1985 and 1989. Model results and comparisons with observations." *Atmos. Environ.* **27A**(6): 921-943.
- Simpson, D. (1995). "Biogenic emissions in Europe 2: Implications for ozone control strategies." *J. Geophys. Res.* **100**(D11): 22891-22906.
- Soguel, N. (1994). Evaluation monétaire des atteintes à l'environnement. Neuchâtel, EDES.
- SRU (1999). Umwelt und Gesundheit : Risiken richtig einschätzen; Sondergutachten, Rat von Sachverständigen für Umweltfragen. Stuttgart, Metzler-Poeschel.
- Statistische Landesamt Baden-Württemberg (2001). Privathaushalte in den Regionen Baden-Württembergs, Mikrozensus Baden Württemberg. 2002.
- Statistisches Bundesamt (1997). Daten zur Bodenbedeckung. Wiesbaden, Statistisches Bundesamt, Wiesbaden,
Gustav-Stresemann-Ring 11
im Auftrag des Bundesministeriums für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit und der Europäischen Kommission.
- Statistisches Bundesamt (1999). Statistisches Jahrbuch 1999 der Bundesrepublik Deutschland. Stuttgart, Statistisches Bundesamt.
- Statistisches Bundesamt (2004). Volkswirtschaftliche Gesamtrechnung, Statistisches Bundesamt. 2004.
- Stekeler, J. (1996). Ermittlung des kumulierten Energieaufwands und der kumulierten Emissionen der Infrastruktur- und der Fahrzeugbereitstellung im Güterverkehr, IER, University of Stuttgart.
- Stephens, D. G. und F. W. Cazier (1995). NASA noise reduction program for advanced subsonic transport. Inter-NOISE 95. The 1995 International Congress on Noise Control Engineering, Newport Beach, CA, USA.
- Steven, H. (1995). Ermittlung der Geräuschemissionsänderung von Kraftfahrzeugen im Straßenverkehr. Herzogenrath, FIGE GmbH, Forschungsinstitut Geräusche und Erschütterungen.
- Stouthard, M. E. A., M.-L. Essink-Bot, et al. (2000). "Disability weights for diseases. A modified protocol and results for a Western European region." *EUROPEAN JOURNAL OF PUBLIC HEALTH* **10**: 24-30.
- Tele-Info Digital Publishing AG (1999). TalkShow Telefonauskunft (Datenbestand Juni 1999). Garbsen.
- Tidblad, J., V. Kucera, et al. (1998). Statistical analysis of 8 year materials exposure and acceptable deterioration and pollution levels. Stockholm, Sweden, Swedish Corrosion Institute.
- Touloumi, G., S. Pocock, et al. (1994). "Short-term effects of air pollution on daily mortality in Athens: A time-series analysis." *Int J Epidem* **23**: 957-967.
- Trukenmüller, A. (1998). Implementierung von verkehrsspezifischen Emissionen in WTM. S. Schmid.
- Trukenmüller, A. (1999). Gespräch über die Implementierung des SRO-Modells. S. Schmid. Stuttgart.

- Trukenmüller, A. und R. Friedrich (1995). Die Abbildung großräumiger Verteilung, chemischen Umwandlung und Deposition von Luftschadstoffen mit dem Trajektorienmodell WTM. Arbeitsgruppe Luftreinhaltung der Universität Stuttgart - ALS: Jahresbericht 1995. J. Sarsour und G. Baumbach. Stuttgart, Arbeitsgruppe Luftreinhaltung der Universität Stuttgart.
- Turner, D. B. (1994). Workbook of Atmospheric Dispersion Estimates: An Introduction to Dispersion Modeling, CRC Press.
- Ullrich, S. (1991). "Die Berechnung der Geräuschemission einer Straße aus den Emissionen der einzelnen Fahrzeuge." Zeitschrift für Lärmbekämpfung 38(38): 32-36.
- Umweltbundesamt (1999). Handbuch Emissionsfaktoren des Straßenverkehrs. Berlin, Umweltbundesamt Berlin.
- Umweltbundesamt (2001). Deutschland - nationale Emissionen aus Verbrennung nach Emittentengruppen. Emittentengruppe Kraft-Fernheizwerke, Referenzjahr 1998. T. Pregger. Stuttgart / Berlin.
- Umweltbundesamt (2001). Maßnahmen zur verursacherbezogenen Schadstoffreduzierung des zivilen Luftverkehrs. Forschungsbericht 295 45 085. Berlin, Umweltbundesamt.
- Umweltbundesamt (2003). Umwelt und Verkehr - Lärm.
- Umweltbundesamt und Statistisches Bundesamt (2002). Umweltdaten Deutschland 2002.
- Van Pul, W. A. J., F. A. A. M. D. Leeuw, et al. (1998). "The Potential for Long-range Transboundary Atmospheric Transport." CHEMOSPHERE 37(1): 113-141.
- VDI 3782 (1992). Gaußsches Ausbreitungsmodell für Luftreinhaltepläne, Kommission Reinhaltung der Luft im VDI und DIN. Verein Deutscher Ingenieure.
- Vossiniotis, G., G. Arabatzis, et al. (1996). Dispersion modelling on a local scale in the *ExternE Transport Project: A description of ROADPOL*. Athens, National Technical University of Athens, Laboratory of Industry and Energy Economics.
- Vossiniotis, G., S. Schmid, et al. (1999). Integration of a geographic information system in a transport externalities assessment tool. The 6th international conference on environmental science and technology, Pythagorion, Samos, Greece, Department of environmental studies, University of the Aegean.
- VWEW, Ed. (2000). Die Elektrizitätswirtschaft in der Bundesrepublik Deutschland im Jahre 1998. Statistischer Bericht des Referats Elektrizitätswirtschaft, Fernwärme im Bundesministerium für Wirtschaft und Technologie. Frankfurt am Main, VWEW Energieverlag.
- Weyrauther, G., W. Brendel, et al. (2001). Bericht über die Festlegung von flugzeugspezifischen Emissionsfaktoren für die Schadstoffkomponenten Staub, Ruß, Benzol, Toluol, Xylol und PAH., Im Auftrag der Fraport AG.
- Wikipedia (2005). On-Board-Unit, siehe Autorenliste.
- WG HSEA (2003). Valuation of Noise, Draft Position Paper of the WORKING GROUP on HEALTH and SOCIO-ECONOMIC ASPECTS. Brussels.
- Whittemore, A. und E. Korn (1980). "Asthma and air pollution in the Los Angeles area." Am J Public Health 70: 687-696.
- WHO (1994). Assessing human health risks of chemicals: Derivation of guidance values for health-based exposure limits. Geneva, Switzerland, World Health Organization.
- Wichmann, E. (2003). Abschätzung positiver gesundheitlicher Auswirkungen durch den Einsatz von Partikelfiltern bei Dieselfahrzeugen in Deutschland. Neuherberg, Institut für Epidemiologie der GSF. Im Auftrag des Umweltbundesamtes Berlin.

- Wickert, B. (2001). ArcInfo Coverage der Hauptverkehrsstraßen in Deutschland mit DTV-Mengen, differenziert nach Fahrzeugkategorien. S. Schmid. Stuttgart, IER.
- Wickert, B. (2001). Berechnung anthropogener Emissionen in Deutschland für Ozonsimulationen. Institut für Energiewirtschaft und Rationelle Energieanwendung. Stuttgart, Universität Stuttgart.
- Wickert, B. (2001). Emissionen des Straßenverkehrs in Deutschland 1998 nach Fahrzeug- und Straßenkategorien, gerastert nach EMEP-50km-Zellen. S. Schmid. Stuttgart, IER.
- Wölfel Beratende Ingenieure (1998). Stadt Karlstadt Lärminderungsplan gemäß § 47 a Bundesimmissionsschutzgesetz (Pilotprojekt in Bayern). Kurzbericht des Schlußberichts. Höchberg, im Auftrag 1.) Stadt Karlstadt, 2.) Bayerisches Staatsministerium für Landesentwicklung und Umweltfragen.
- Wordley, J., S. Walters, et al. (1997). "Short term variations in hospital admissions and mortality and particulate air pollution." *Occup Environ Med* 54: 108-116.
- Yamaguchi, Y. (1996). Estimating the Cost of Aircraft Noise Round Airports in London unpublished MSc dissertation. Environmental and Resource Economics, Department of Economics. London, University College London.
- Zannetti, P. (1990). *Air Pollution Modeling: Theories, computational methods and available software*. NY, Van Nostrand Reinhold.
- Zimmermann, J. R. und R. S. Thompson (1974). *HIWAY - A Highway Air Pollution Model*, Environmental Protection Agency.

Anhang 1: Luftschadstoffe

Tabelle 114: Emissionsfaktoren der Fallstudien „Basel-Karlsruhe Autobahn“ (FS2) für ausgewählte Fahrzeugschichten für die Verkehrssituation „Durchschnitt Autobahn“.

g/(Fzg-km)	CO	NO _x	PM _{2,5}	SO ₂	NM-VOC	CO ₂	CH ₄	N ₂ O	Benzol	KV
Motorrad [§]	23,68	0,55	-	0,010	1,04	139	0,030	0,01	0,050	44
Pkw, Otto, Euro1*	1,98	0,75	0,005 [#]	0,017	0,06	181	0,010	0,04	0,006	57
Pkw, Otto, Euro2*	1,69	0,50	0,005 [#]	0,006	0,05	178	0,010	0,03	0,004	56
Pkw, Otto, Euro4*	1,43	0,17	0,005 [#]	0,005	0,03	168	0,009	0,01	0,002	53
Pkw, D, Euro1*	0,30	0,59	0,100	0,036	0,04	162	0,001	0,01	0,001	51
Pkw, D, Euro2*	0,20	0,47	0,070	0,035	0,02	160	0,001	0,01	0,001	50
Pkw, D, Euro4*	0,15	0,23	0,020	0,005	0,02	149	0,001	0,01	0,000	47
LNF, D, EURO2	0,38	0,76	0,110	0,060	0,03	306	0,001	0,01	0,001	96
Sattelzug, Euro2 [§]	0,61	8,87	0,160	0,240	0,50	1.081	0,010	0,03	0,010	340
Reisebus (>16t) [§]	0,35	6,65	0,100	0,170	0,45	770	0,010	0,03	0,009	242

Anm: [§] 4-Takt, ECE40-01, >750 ccm; [§] beladen; *Pkw Hubraum 1,4-2 l; D = Diesel; Quellen: Umweltbundesamt (1999) außer # eigene Annahmen nach (Garben und Wiegand 1993; Klein 1993; Rijkeboer und Hendriksen 1993).

Tabelle 115: Emissionsfaktoren der Fallstudien „Strasburg-Neubrandenburg“ (FS4) für ausgewählte Fahrzeugschichten für die Verkehrssituation „Durchschnitt außerorts“.

g/(Fzg-km)	CO	NO _x	PM _{2,5}	SO ₂	NM-VOC	CO ₂	CH ₄	N ₂ O	Benzol	KV
Motorrad [§]	18,0	0,28	-	0,010	1,01	112	0,030	0,01	0,050	35
Pkw, Otto, Euro1*	1,20	0,38	0,005 [#]	0,015	0,04	162	0,010	0,04	0,005	51
Pkw, Otto, Euro2*	1,17	0,26	0,005 [#]	0,005	0,03	160	0,010	0,03	0,003	50
Pkw, Otto, Euro4*	0,49	0,06	0,005 [#]	0,005	0,01	151	0,005	0,01	0,001	47
Pkw, D, Euro1*	0,25	0,44	0,040	0,028	0,03	125	0,001	0,01	0,001	39
Pkw, D, Euro2*	0,17	0,35	0,030	0,027	0,02	123	0,001	0,01	0,001	39
Pkw, D, Euro4*	0,12	0,17	0,010	0,004	0,01	115	0,000	0,01	0,000	36
LNF, D, EURO2	0,24	0,62	0,050	0,050	0,04	231	0,001	0,01	0,001	73
Sattelzug, Euro2 [§]	0,59	8,46	0,170	0,220	0,49	1.005	0,010	0,03	0,010	316
Reisebus (>16t) [§]	0,36	5,98	0,100	0,150	0,47	693	0,010	0,03	0,009	218
Stadtbus	1,19	9,66	0,160	0,200	0,44	900	0,010	0,03	0,009	283

Anm: [§] 4-Takt, ECE40-01, >750 ccm; [§] beladen; *Pkw Hubraum 1,4-2 l; D = Diesel; Quellen: Umweltbundesamt (1999) außer # eigene Annahmen nach (Garben und Wiegand 1993; Klein 1993; Rijkeboer und Hendriksen 1993)

Tabelle 116: Emissionsindizes für Flugtriebwerke für ausgewählte Flugzeugtypen.

Flugzeugtyp	UID	Betriebs- zustand	CO g/kg	NO _x g/kg	PM _{2,5} g/kg	HC g/kg	KV kg/s
EMB145	4AL003	T/O	0,75	21	0,006	0,25	0,38
EMB145	4AL003	C/O	0,92	17	0,005	0,29	0,32
EMB145	4AL003	App	3,28	8	0,002	0,64	0,12
EMB145	4AL003	Idle	17,35	4	0,002	2,51	0,05
A320	1CM008	T/O	0,90	25	0,184	0,23	1,05
A320	1CM008	C/O	0,90	20	0,096	0,23	0,86
A320	1CM008	App	2,50	8	0,002	0,40	0,29
A320	1CM008	Idle	17,60	4	0,002	1,40	0,10
A340	1CM010	T/O	0,93	33	0,035	0,01	1,31
A340	1CM010	C/O	0,80	26	0,016	0,01	1,08
A340	1CM010	App	1,75	10	0,002	0,08	0,36
A340	1CM010	Idle	34,00	4	0,002	5,68	0,12
B737800	3CM033	T/O	0,20	29	0,048	0,10	1,22
B737800	3CM033	C/O	0,60	23	0,048	0,10	1,00
B737800	3CM033	App	1,60	11	0,014	0,10	0,34
B737800	3CM033	Idle	18,80	5	0,014	1,90	0,11
A319	3IA006	T/O	0,57	25	0,048	0,04	0,97
A319	3IA006	C/O	0,67	21	0,048	0,04	0,82
A319	3IA006	App	2,60	9	0,014	0,06	0,31
A319	3IA006	Idle	13,42	5	0,014	0,10	0,12
MD82	4PW069	T/O	0,42	18	0,010	0,28	1,32
MD82	4PW069	C/O	0,47	14	0,010	0,43	1,08
MD82	4PW069	App	3,54	8	0,014	1,60	0,38
MD82	4PW069	Idle	15,31	5	0,014	3,33	0,14
B747200	1PW020	T/O	0,20	38	0,046	0,10	2,08
B747200	1PW020	C/O	0,20	28	0,019	0,10	1,76
B747200	1PW020	App	7,80	8	0,002	1,30	0,61
B747200	1PW020	Idle	84,10	3	0,002	36,50	0,21
B747400	1PW042	T/O	0,26	30	0,048	0,09	2,40
B747400	1PW042	C/O	0,36	24	0,048	0,09	1,96
B747400	1PW042	App	1,45	12	0,014	0,19	0,65
B747400	1PW042	Idle	16,73	5	0,014	1,29	0,20
B767300	1PW043	T/O	0,37	33	0,048	0,10	2,65
B767300	1PW043	C/O	0,51	25	0,048	0,03	2,09
B767300	1PW043	App	1,78	12	0,014	0,14	0,70
B767300	1PW043	Idle	20,32	5	0,014	1,66	0,21
A30062	1PW048	T/O	0,40	30	0,048	0,09	2,48
A30062	1PW048	C/O	0,54	24	0,048	0,02	2,00
A30062	1PW048	App	1,88	12	0,014	0,14	0,68
A30062	1PW048	Idle	20,99	5	0,014	1,78	0,21

Quelle: ICAO/CAEP (2002)

Tabelle 117: Luftschadstoffemissionen und Kraftstoffverbrauch verschiedener Flugzeugtypen für Start und Landung der Fallstudie Frankfurt/Main Flughafen.

Flugzeugtyp	UID		KV	CO	NO _x	PM _{2,5}	SO ₂	HC	CO ₂	BaP	Benzol	1,3 Butadiene
			kg	kg	g	g	g	g	kg	g	g	g
EMB145	4AL003	S	171	1,6	1,9	1	171	0,24	539	0,001	5	4
		L	100	0,9	0,6	0	100	0,15	316	0,000	3	3
A320	1CM008	S	472	3,5	7,6	49	472	0,32	1.487	0,002	6	6
		L	231	2,0	1,5	0	231	0,18	728	0,001	3	3
A340	1CM010	S	1.603	15,5	38,9	39	1.603	2,41	5.057	0,006	46	43
		L	553	7,8	4,3	1	553	1,23	1.744	0,002	23	22
B737800	3CM033	S	467	3,9	8,4	15	467	0,41	1.474	0,002	8	7
		L	264	2,2	2,2	4	264	0,21	832	0,001	4	4
A319	3IA006	S	415	3,0	5,8	13	415	0,03	1.308	0,002	1	1
		L	255	1,8	1,8	4	255	0,02	806	0,001	0	0
MD82	4PW069	S	563	3,9	6,4	7	563	0,92	1.776	0,002	18	17
		L	307	2,5	2,0	4	307	0,71	970	0,001	13	13
B747200	1PW020	S	2.212	63,9	54,9	61	2.212	27,74	6.978	0,008	527	499
		L	963	36,3	5,6	2	963	14,56	3.036	0,004	277	262
B747400	1PW042	S	2.255	12,4	48,4	84	2.255	1,05	7.112	0,008	20	19
		L	983	6,9	9,0	14	983	0,58	3.100	0,004	11	10
B767300	1PW043	S	1.003	8,0	20,7	35	1.003	0,69	3.165	0,004	13	12
		L	529	4,5	5,0	8	529	0,37	1.669	0,002	7	7
A30062	1PW048	S	841	8,2	15,0	27	841	0,71	2.651	0,003	13	13
		L	517	4,6	4,8	7	517	0,38	1.631	0,002	7	7

Quelle: Eigene Berechnungen. Anm.: S= Start, L=Landung

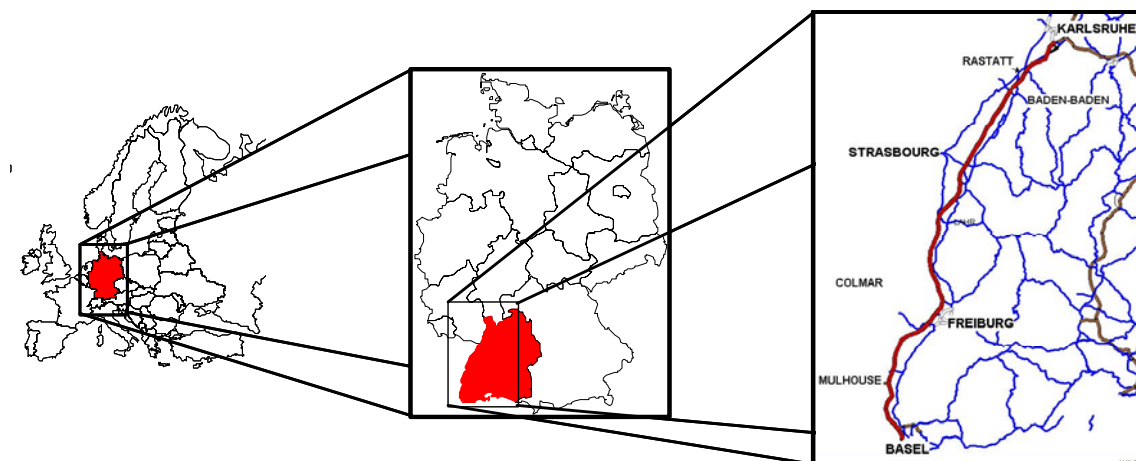
Anhang 2: Verkehrslärm



Abbildung 39: Foto des untersuchten Straßenabschnitts der Frankfurter Allee mit Fahrbahnen und Randbebauung (FS2).



Abbildung 40: Foto der Hohenheimer Straße zu Beginn des 20. Jahrhunderts (links) und heute (rechts).



© IER, University of Stuttgart

Abbildung 41: Karte der Lage der Fallstudie FS3, Autobahn Basel nach Karlsruhe A5.

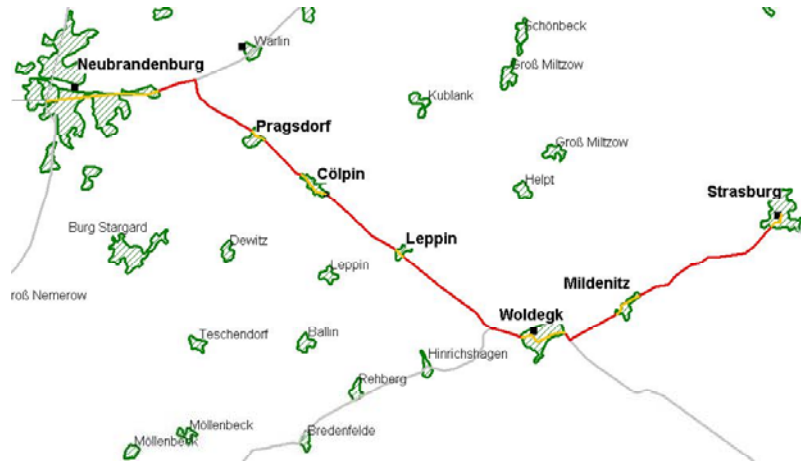


Abbildung 42: Streckenverlauf der Fallstudie FS4 zwischen Strasburg und Neubrandenburg.

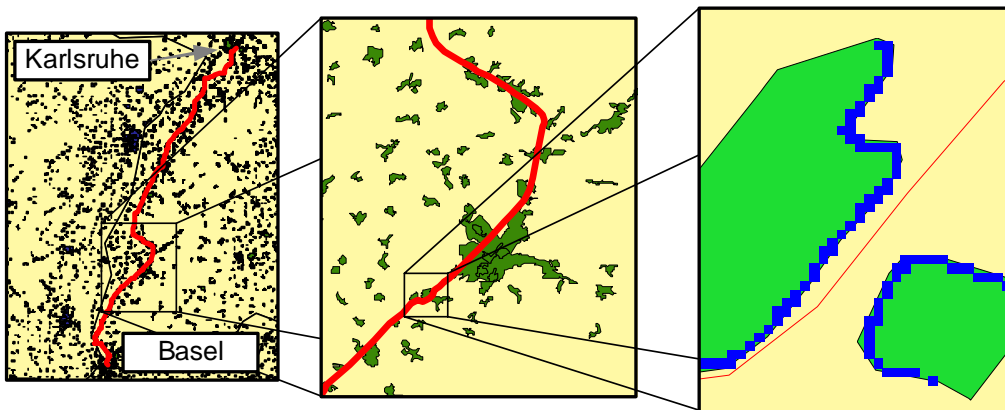


Abbildung 43: Darstellung der Lage und des Verlaufs der Schienenstrecke der Fallstudie Schienenlärm für die Strecke Basel-Karlsruhe (FZ1).

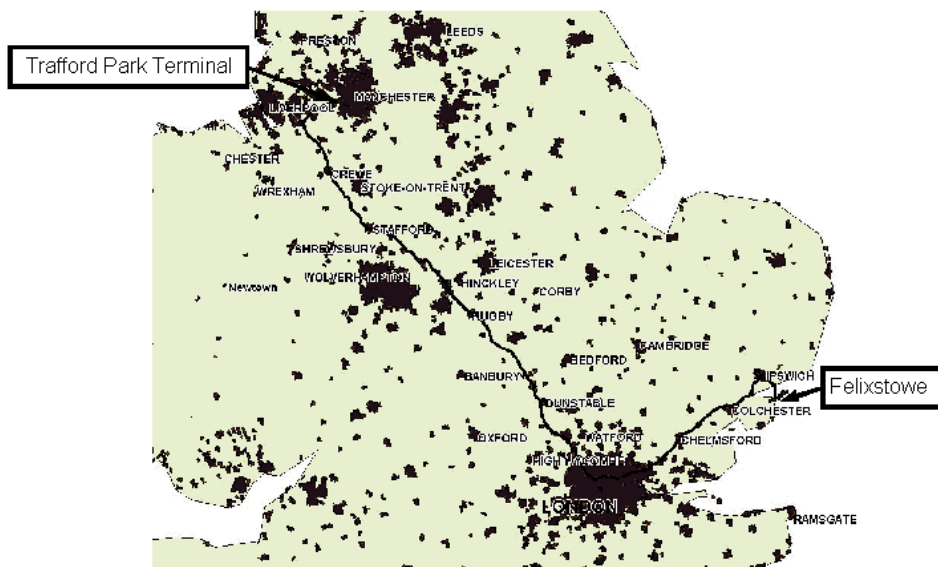


Abbildung 44: Darstellung der Lage und des Verlaufs der Schienenstrecke der Fallstudie Schienenlärm für die Strecke Felixstowe-Manchester (FZ2).

Tabelle 118: Anzahl der Haushalte je Lärmpegelklasse der Fallstudie Stuttgart, Hohenheimer Straße, hochgerechnet pro Kilometer Straße.

dB	66<	67<	68<	69<	70<	71<	72<	73<	74<	75<	76<	77<
	67	68	69	70	71	72	73	74	75	76	77	78
L _{Aeq} 6-22h	-	-	-	-	-	-	235	406	171	-	-	-
L _{Aeq} 6-18h	-	-	-	-	-	-	32	558	222	-	-	-
L _{Aeq} 18-22h	-	-	-	-	-	32	534	246	-	-	-	-
L _{Aeq} 22-6h	471	331	11	-	-	-	-	-	-	-	-	-
L _{den}	-	-	-	-	-	-	-	-	32	449	331	-

Tabelle 119: Anzahl der Haushalte je Lärmpegelklasse der Fallstudie Berlin, Frankfurter Allee, normiert auf einen Kilometer Straße.

dB	65<	66<	67<	68<	69<	70<	71<	72<	73<	74<	75<	76<	77<	78<	79<
	66	67	68	69	70	71	72	73	74	75	76	77	78	79	80
L _{Aeq} 6-22h	-	-	-	-	-	-	-	25	101	-	74	436	166	-	-
L _{Aeq} 6-18h	-	-	-	-	-	-	-	-	50	75	25	236	402	12	-
L _{Aeq} 18-22h	-	-	-	-	-	25	101	-	74	476	126	-	-	-	-
L _{Aeq} 22-6h	25	101	-	74	424	178	-	-	-	-	-	-	-	-	-
L _{den}	-	-	-	-	-	-	-	-	-	25	101	-	74	476	126

Tabelle 120 : Anzahl der Haushalte je Lärmpegelklasse der Fallstudie Strasburg-Neubrandenburg, normiert auf einen Kilometer Straße.

dB	67<68	68<69	69<70	70<71	71<72	72<73	73<74	74<75
L _{Aeq} 6-22h	-	-	-	-	-	64	-	-
L _{Aeq} 6-18h	-	-	-	-	-	-	64	-
L _{Aeq} 18-22h	-	64	-	-	-	-	-	-
L _{Aeq} 22-6h	64	-	-	-	-	-	-	-
L _{den}	-	-	-	-	-	-	-	64

Tabelle 121: Verteilung der Haushalte über dem Lärmpegel an der Fassade für die Fallstudie Basel-Karlsruhe Autobahn (FS4).

dB	48-	49-	50-	51-	52-	53-	54-	55-	56-	57-	58-	59-	60-	61-	62-	63-	64-	65-	66-	67-	68-	69-	70-	71-	72-	73-	74-	75-
	49	50	51	52	53	54	55	56	57	58	59	60	61	62	63	64	65	66	67	68	69	70	71	72	73	74	75	76
LAeq 6-22h	0	0	0	0	0	81	115	337	390	501	527	480	404	457	377	280	323	345	259	297	277	177	102	55	42	0	0	0
LAeq 6-18h	0	0	0	0	0	22	99	203	391	434	542	525	400	422	427	374	271	319	299	251	325	258	109	96	40	18	0	0
LAeq 18-22h	0	0	15	104	171	394	423	534	517	417	407	462	350	273	335	317	250	293	293	116	81	47	25	0	0	0	0	0
LAeq 22-6h	60	96	213	407	491	502	518	385	442	428	337	323	316	287	253	324	197	125	70	51	0	0	0	0	0	0	0	0
L _{den}	0	0	0	0	0	0	0	0	89	98	306	404	493	513	502	394	481	362	310	314	358	242	299	284	170	109	50	47

Tabelle 122: Verteilung der Haushalte über dem Lärmpegel an der Fassade für die Fallstudie Basel-Karlsruhe Schienenverkehr (FZ1) (Teil 1).

dB	49-50	50-51	51-52	52-53	53-54	54-55	55-56	56-57	57-58	58-59	59-60	60-61	61-62	62-63	63-64	64-65	65-66	66-67
	LAeq 6-22h	48	79	97	514	596	733	607	545	532	522	449	406	365	314	324	500	469
LAeq 22-6h	6	32	84	84	75	138	568	651	725	576	521	498	530	446	404	364	447	500
L _{den}	0	0	0	0	0	0	0	23	72	93	76	121	549	658	718	584	540	493

Tabelle 123: Verteilung der Haushalte über dem Lärmpegel an der Fassade für die Fallstudie Basel-Karlsruhe Schienenverkehr (FZ1) (Teil 2).

dB	67-68	68-69	69-70	70-71	71-72	72-73	73-74	74-75	75-76	76-77	77-78	78-79	79-80	80-81	81-82	82-83	83-84
	LAeq 6-22h	781	913	761	562	460	524	237	35	0	0	0	0	0	0	0	0
LAeq 22-6h	458	357	375	864	806	570	477	463	516	175	16	0	0	0	0	0	0
L _{den}	514	467	400	366	375	536	450	369	374	842	873	562	487	462	515	186	20

Tabelle 124: Verteilung der Haushalte über dem Lärmpegel an der Fassade für die Fallstudie Felixstowe-Manchester Schienenverkehr (FZ2) (Teil 1).

dB	44-45	45-46	46-47	47-48	48-49	49-50	50-51	51-52	52-53	53-54	54-55	55-56	56-57	57-58	58-59	59-60	60-61	61-62
	LAeq 6-22h	0	191	298	383	734	811	1293	1829	1968	1908	1817	1791	1730	1350	1325	940	1060
LAeq 22-6h	151	284	265	285	963	1166	1796	1718	2072	2057	1895	1654	1534	1392	1608	1321	1361	654
L _{den}	0	0	0	0	0	0	0	231	304	278	289	534	1860	1702	2108	2076	1749	2012

Tabelle 125: Verteilung der Haushalte über dem Lärmpegel an der Fassade für die Fallstudie Felixstowe-Manchester Schienenverkehr (FZ2) (Teil 2).

dB	62-63	63-64	64-65	65-66	66-67	67-68	68-69	69-70	70-71	71-72	72-73	73-74	74-75	75-76	76-77	77-78	78-79
	LAeq 6-22h	891	775	1062	3	230	2	933	2	0	4	0	0	0	0	0	0
LAeq 22-6h	541	165	99	845	173	187	149	1	2	3	0	0	0	0	0	0	0
L _{den}	1679	1439	1147	1398	1068	1130	1596	220	158	8	1011	187	56	96	2	1	2

Tabelle 126: Verteilung der Haushalte über dem Lärmpegel an der Fassade für die Fallstudie Chiasso-Basel Schienenverkehr (FZ3).

dB	53-54	54-55	55-56	56-57	57-58	58-59	59-60	60-61	61-62	62-63	63-64	64-65	65-66	66-67	67-68	68-69	69-70	70-71	71-72	72-73	73-74	74-75	75-76	76-77	77-78	78-79	79-80	80-81	81-82
LAeq 6-22h	290	721	734	750	801	688	665	681	644	499	406	390	438	264	177	304	387	683	601	0	475	607	0	0	0	0	0	0	0
LAeq 22-6h	0	0	497	731	810	770	718	707	720	690	458	434	412	389	491	143	177	691	0	1284	0	0	1082	0	0	0	0	0	0
L _{den}	0	0	0	0	0	0	0	0	403	730	778	733	863	575	815	594	609	434	344	458	370	264	177	691	0	1284	0	0	1082

Tabelle 127: Verteilung der Haushalte über dem Lärmpegel an der Fassade für die Fallstudie Brenner-Kufstein Schienenverkehr (FZ2) (Teil 1).

dB	48-49	49-50	50-51	51-52	52-53	53-54	54-55	55-56	56-57	57-58	58-59	59-60	60-61	61-62	62-63	63-64	64-65	65-66	66-67
LAeq 6-22h	19	30	38	71	55	63	112	197	224	248	230	186	197	169	166	174	114	198	68
LAeq 22-6h	0	0	0	0	0	0	19	30	68	90	78	143	254	239	243	188	216	195	155
L _{den}	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	34	33	83	83	98	212	218

Tabelle 128: Verteilung der Haushalte über dem Lärmpegel an der Fassade für die Fallstudie Brenner-Kufstein Schienenverkehr (FZ2) (Teil 2).

dB	67-68	68-69	69-70	70-71	71-72	72-73	73-74	74-75	75-76	76-77	77-78	78-79	79-80	80-81	81-82	82-83	83-84	84-85	85-86
LAeq 6-22h	133	193	119	297	107	308	99	107	311	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
LAeq 22-6h	136	157	144	103	181	134	130	398	106	309	99	107	311	0	0	0	0	0	0
L _{den}	232	218	226	165	213	176	121	130	164	66	165	134	130	398	106	309	99	107	311

Tabelle 129: Externe Gesamtkosten durch Verkehrslärm für die Fallstudien FS1, FS2, FS3 und FS4 bezogen auf einen Kilometer Straße.

EUR ₂₀₀₀ / Jahr-km	Gesundheits- effekte	Belästigung	Schlaf- störung	Hedonische Bewertung	Bewertung L _{den} (SW 50)	Bewertung L _{den} (SW 55)	Summe
FS1: Stuttgart, Hohenheimer Straße: innerorts							
Modell A	220.000	^a 228.000	155.000	-	-	-	603.000
Modell B	220.000	-	-	633.000	-	-	853.000
Modell C	220.000	-	-	-	614.000	495.000	^b 775.000
FS2: Berlin, Frankfurter Allee: innerorts							
Modell A	276.000	^a 290.000	182.000	-	-	-	748.000
Modell B	276.000	-	-	800.000	-	-	1.076.000
Modell C	276.000	-	-	-	739.000	607.000	^b 949.000
FS3: Basel-Karlsruhe: Autobahn							
Modell A	1.000	^a 4.000	3.000	-	-	-	8.000
Modell B	1.000	-	-	7.000	-	-	8.000
Modell C	1.000	-	-	-	11.000	7.000	^b 10.000
FS4: Strاسبurg-Neubrandenburg, bezogen auf Innerorts-Kilometer							
Modell A	16.000	^a 14.000	12.000	-	-	-	42.000
Modell B	16.000	-	-	40.000	-	-	56.000
Modell C	16.000	-	-	-	40.000	32.000	^b 52.000

Anm.: ^a ohne Doppelzählung bei Nacht mit Schlafstörung; ^b Bewertung L_{den} als Mittelwert aus SW50 und SW55

Tabelle 130: Annahmen für Geschwindigkeit, Zuglänge und Anteil der scheinbremsen Waggons für die Fallstudie Basel-Karlsruhe.

Zugart	mittlere Geschwindigkeit	Zuglänge	Anteil scheinbremsen
	km/h	m	%
Güterzug (GZ)	95	500	0
Nahverkehrszug (RE)	95	150	40
Intercity (EC/IC)	120	420	93,5
Intercity Express (ICE)	120	340	100

Tabelle 131: Verkehrsaufkommen auf der Schienenstrecke Basel-Karlsruhe (beide Richtungen).

	Streckenabschnitte		Tag				Abend				Nacht			
	Von	Nach	GZ	IC	ICE	RE	GZ	IC	ICE	RE	GZ	IC	ICE	RE
1	Basel	Weil(Rhein)	15	34	14	66	12	6	2	17	30	6	0	11
2	Weil	Haltingen	20	33	14	62	16	6	2	16	40	6	0	10
3	Haltingen	Efringen	38	31	13	60	30	6	2	16	75	6	0	10
4	Efringen	Müllheim	37	31	13	60	30	6	2	16	74	6	0	10
5	Müllheim	Leutersbach	39	31	13	60	31	6	2	16	77	6	0	10
6	Leutersbach	Freiburg	12	32	13	62	9	6	2	16	24	6	0	10
7	Freiburg	Gundelfingen	12	41	17	78	10	8	3	20	25	8	0	13
8	Gundelfingen	Denzlingen	39	39	16	76	31	7	3	20	77	7	0	12
9	Denzlingen	Lahr	39	32	13	61	31	6	2	16	77	6	0	10
10	Lahr	Offenburg Pbf	40	33	14	62	32	6	2	16	78	6	0	10
11	Offenburg Pbf	Windschläg	10	45	18	85	8	8	3	22	20	8	0	14
12	Windschläg	Muhrhaag	50	46	19	89	40	9	3	23	98	9	0	14
13	Muhrhaag	Appenweier	49	42	17	80	39	8	3	21	97	8	0	13
14	Appenweier	Baden-Baden	46	38	16	73	37	7	2	19	90	7	0	12
15	Baden-Baden	Rastatt	45	44	18	85	36	8	3	22	89	8	0	14
16	Rastatt	Ettlingen	39	29	12	56	31	6	2	15	76	6	0	9
17	Ettlingen	Brunnenstück (Abz)	39	30	12	57	31	6	2	15	77	6	0	9
18	Brunnenstück (Abz)	Karlsruhe Gbf	35	0	0	0	28	0	0	0	70	0	0	0

Quellen: Deutsche Bahn (1996), HaCon Fahrplanauskunft (2000).

Tabelle 132: Beschreibung der verwendeten Kurzbezeichner für die Kombination Startbahn und Abflugroute.

Kurzbezeichner	Startbahn und Abflugroute	Flugstrecken nach DES bzw. Luftfahrthandbuch Deutschland (SID)
07N-K	Startbahn 07L, Abflugroute 07-N (kurz)	SUGIT N, SUGIT S HAB2000 N, HAB2000 N
07N-L	Startbahn 07R, Abflugroute 07-N (lang)	
07R-O	Startbahn 07R, Abflugroute 07-O in Richtung Funkfeuer HAB	
18KIR-K	Startbahn 18, Abflugroute OLDAS (kurz)	KIR 8F / 8G S
18KIR-L	Startbahn 18, Abflugroute OLDAS (lang)	KIR 9S 18/W/DF49
18KNG-K	Startbahn 18, Abflugroute 18-KNG (kurz)	KNG „kurz“ 18/E/DF46, KNG „kurz“ 18/W/DF46
18KNG-L	Startbahn 18, Abflugroute 18-KNG (lang)	KNG „lg“ 18/E/DF48/56/59, RID/KNG „lg“ 18/W/DF48/56/59
25TAU-L	Startbahn 25R, Abflugroute GOGAS	Tau 1G N, Tau 1G S
25TAU-K	Startbahn 25R, Abflugroute TABUM	Tau 1F N

Quelle : (DFS 2001; DFS 2002)

Tabelle 133: Bedeutung des letzten Buchstabens in der Flugroutenbezeichnung.

Buchstabe	Bedeutung
Abflug Richtung 07	
C/D	Nachts (22–7 h Ortszeit)
E „Standard“	Standard (Ausnahme: HEAVY)
Abflugrichtung 25	
F (Foxtrot) „Standard“	Für Luftfahrzeuge der Turbulenz-Kategorie LIGHT und MEDIUM und Einhaltung der Steigbedingungen
G (Golf)	Für Luftfahrzeuge Richtung Nord, die nicht unter F oder J fallen
J (Juliett)	Für Luftfahrzeuge der Turbulenz-Kategorie HEAVY und Einhaltung der Steigbedingungen (im Moment identisch mit F)
N	Nachtabflüge
Abflugrichtung 18	
S	Standard
L	Für Luftfahrzeuge, die die Steigbedingungen unter S nicht einhalten

Anmerkung: Diese Tabelle dient ausschließlich der Illustration der Berechnungen und ersetzt keinesfalls das Luftfahrthandbuch Deutschland der DFS.

Tabelle 134: Einteilung von Luftfahrzeugen nach der Flughafenentgeltordnung der Fraport AG und Referenzflugzeuge aus INM mit Typ- und Triebwerksbezeichnung.

Kategorisierung Fluggerät nach Flughafenentgeltordnung 2003	Referenzflugzeug, ID	Typ und Turbinenbezeichnung
LAZ 1		
Alle Kap.-3-Jets mit MTOW < 34 t	CNA750 CIT3 CL600 CL601 CNA500 IA1125 LEAR35 MU3001 EMB145 EMB14L	Citation X / Rolls Royce Allison AE3007C CIT 3/TFE731-3-100S CL600/ALF502L CL601/CF34-3A CIT 2/JT15D-4 ASTRA 1125/TFE731-3A LEAR 36/TFE731-2 MU300-10/JT15D-4 Embraer 145 ER/Allison AE3007 Embraer 145 LR / Allison AE3007A1
Propellerflugzeuge mit MTOW < 34 t	DHC7 DHC8 DHC830 SD330 SF340 EMB120	DASH 7/PT6A-50 DASH 8-100/PW121 DASH 8-300/PW123 SD330/PT6A-45AR SF340B/CT7-9B Embraer 120 ER/ Pratt & Whitney PW118
A 319, A 320, A 321	A320 A319 A32023 A32123	Airbus A320-211 CFM56-5A1 Airbus A319-131 / V2522-A5 Engines Airbus A320-232 / V2527-A5 Engines Airbus A321-232 / IAE V2530-A5
B 717	717200	717-200 / BR 715
B 737-300 bis -900	737300 7373B2 737400 737500 737700 737800	B737-300/CFM56-3B-1 B737-300/CFM56-3B-2 B737-400/CFM56-3C-1 B737-500/CFM56-3B-1 Boeing 737-700/CFM56-7B 737-800 / CFM56-7B26
B 757	757300 757PW 757RR	757-300 / RB211-535E4B B757-200/PW2037 B757-200/RB211-535E4
BAe146/Avro RJ	BAE146	BAE146-200/ALF502R-5
Gulfstream IV/V	GIV	Gulfstream GIV-SP/TAY 611-8
L 188	L188	L188C/ALL 501-D13
MD 90	MD9025	MD-90/V2525-D5
MD 90	MD9028	MD-90/V2528-D5
LAZ 2		
A 300	A300 A30062	A300B4-200/CF6-50C2 Airbus A300-622R / PW4158
A 310	A310	Airbus A310-304 / CF6-80C2A2
B 727-100 Reengined	727QF	UPS 727100 22C 25C (TAY-Triebwerk)
B 767	767300 767400 767CF6 767JT9	B767-300/PW4060 767-400ER with CF6-80C2B(F) Engines B767-200/CF6-80A B767-200/JT9D-7R4D
B 777	777200 777300	Boeing 777-200 GE90-76B 777-300 with Trent 892 Engines
C 130 (Hercules)	C130	C-130H/T56-A-15
DC 6		Keine DC6 mit Chapter 3 Zulassung verfügbar

Fortsetzung Tabelle nächste Seite

Fortsetzung Tabelle 134

LAZ 3 A 330 A 330 A 340 B 737-200 Hushkit B 737-200 Hushkit DC 8-70-Serie DC 9 DC 9 L 1011 (Tristar) L 1011 (Tristar) MD 80 bis MD 88 MD 11 MD 11	A330 A33034 A340 737N17 737N9 DC870 DC93LW DC95HW L1011 L10115 MD83 MD11GE MD11PW	Airbus A330-301 / CF6-80 E1A2 Airbus A330-343/RR TRENT 772B Airbus A340-211/CFM 56-5C2 B737-200/JT8D-17 Nordam B737 LGW Hushkit B737/JT8D-9 Nordam B737 LGW Hushkit DC8-70/CFM56-2C-5 DC9-30/JT8D-9 w/ ABS Lightweight hushkit DC9-50/JT8D17 w/ ABS Heavyweight hushkit L1011/RB211-22B L1011-500/RB211-224B MD-83/JT8D-219 MD-11/CF6-80C2D1F MD-11/PW 4460
LAZ 4 B 747-400 DC 10	747400 DC1010 DC1030 DC1040	B747-400/PW4056 DC10-10/CF6-6D DC10-30/CF6-50C2 DC10-40/JT9D-20
LAZ 5 B 747-100 bis -300	74710Q 747200 74720A 74720B	B747-100/JT9D-7QN B747-200/JT9D-7 B747-200/JT9D-7A B747-200/JT9D-7Q

Quellen: (FAA 2001; Fraport 2003)

Tabelle 135: Externe Grenzkosten verschiedener Flugzeugtypen für den Anflug am Tag, Abend und in der Nacht auf Landebahn 07R (Bewertung mit 18 €/dB L_{den} pro Person; Schwellwert 50 und 55 dB L_{den}).

ACFT_ID	Tag 55 dB	Tag 50 dB	Abend 55 dB	Abend 50 dB	Nacht 55 dB	Nacht 50 B	Max. Abflug- gewicht (t)	LAZ
737300	6.3	9.3	14.9	22.2	46.5	69.6	70	1
7373B2	6.3	9.4	14.9	22.2	46.6	69.7	73	1
737400	6.3	9.5	15.0	22.5	47.0	70.7	79	1
737500	6.3	9.4	14.9	22.2	46.7	69.8	125	1
737700	8.1	12.1	19.3	28.8	60.2	90.3	243	1
737800	10.7	16.2	25.4	38.5	79.1	120.4	204	1
737N17	5.6	8.0	13.4	18.9	41.9	59.4	73	3
737N9	5.0	7.1	11.9	16.8	37.2	52.6	63	3
74710Q	23.8	36.1	56.7	85.7	172.8	264.0	352	5
747200	23.7	35.8	56.3	85.0	171.7	262.0	252	5
74720A	57.1	94.5	135.9	224.7	406.9	678.9	356	5
74720B	55.9	92.5	133.0	219.9	398.7	665.5	363	5
747400	38.8	64.0	92.3	152.0	280.8	467.0	332	4
757300	8.1	13.4	19.2	31.7	60.2	99.8	70	1
757PW	6.9	10.2	16.3	24.2	51.1	75.8	53	1
757RR	7.5	11.7	17.7	27.7	55.4	87.0	70	1
767300	13.8	21.3	32.7	50.6	101.5	158.0	230	2
767400	17.5	30.5	41.6	72.3	129.3	226.8	259	2
767CF6	11.9	18.8	28.3	44.6	88.1	139.4	73	2
767JT9	12.0	18.9	28.6	44.7	88.8	139.9	52	2
777200	12.1	17.9	28.7	42.6	89.1	132.6	56	2
777300	14.7	21.8	34.8	51.7	107.5	161.0	212	2
A300	9.7	15.0	23.1	35.5	72.0	111.2	299	2
A30062	23.7	38.9	56.4	92.3	173.5	286.6	395	2
A310	13.2	22.8	31.4	54.2	97.8	170.2	195	2
A319	4.3	7.3	10.1	17.2	31.8	54.4	71	1
A320	7.7	13.0	18.2	30.9	57.1	97.2	165	1
A32023	6.1	10.4	14.5	24.6	45.6	77.4	100	1
A32123	5.1	8.4	12.1	19.9	37.9	62.8	63	1
A330	16.2	27.4	38.5	65.1	119.4	203.8	310	3
A33034	13.1	23.6	31.0	56.0	96.7	176.3	161	3
A340	14.1	25.8	33.6	61.2	104.8	192.9	310	3
BAE146	4.6	6.9	10.8	16.4	34.0	51.6	61	1
C130	10.8	17.6	25.7	41.7	80.0	130.7	171	2
C130E	9.8	14.2	23.2	33.8	72.3	105.5	150	2
CIT3	0.6	0.7	1.4	1.7	4.5	5.3	9	1
CL600	0.6	0.7	1.4	1.6	4.6	5.1	12	1
CL601	1.1	1.7	2.7	3.9	8.6	12.4	8	1
CNA500	0.8	1.1	1.8	2.7	5.8	8.6	16	1
CNA750	2.3	3.3	5.4	7.9	17.0	25.0	12	1
DC1010	8.6	11.4	20.3	27.0	63.1	84.1	159	4
DC1030	7.4	10.1	17.5	24.0	54.6	74.8	77	4
DC1040	8.2	11.4	19.5	27.2	60.7	84.9	143	4
DC870	9.7	14.7	23.0	34.9	71.5	109.1	185	3
DC93LW	4.2	6.1	9.8	14.4	30.9	45.2	71	3
DC95HW	2.0	2.8	4.9	6.7	15.3	21.2	16	3
DHC7	0.4	0.6	1.0	1.4	3.1	4.4	19	1
DHC8	0.7	1.3	1.7	3.1	5.4	9.8	20	1
DHC830	0.6	1.1	1.4	2.5	4.5	8.1	6	1
EMB120	0.7	1.0	1.7	2.4	5.5	7.4	7	1
EMB145	2.4	3.5	5.7	8.3	18.0	26.0	42	1
GIV	1.7	2.7	4.1	6.4	12.9	20.1	34	1
IA1125	0.6	0.7	1.4	1.6	4.3	5.0	11	1
L1011	12.1	16.0	28.6	38.1	88.2	117.9	49	3
L10115	13.4	17.7	31.9	42.1	98.0	130.1	231	3
L188	11.4	16.8	27.1	39.9	84.3	124.5	55	1
LEAR35	1.1	1.7	2.6	4.0	8.3	12.6	20	1
MD11GE	14.6	25.0	34.6	59.3	107.7	186.0	257	3
MD11PW	20.8	36.1	49.4	85.6	153.0	267.8	206	3
MD83	3.2	4.8	7.6	11.4	24.0	35.9	10	3
MD9025	5.3	9.1	12.5	21.6	39.2	68.0	68	1
MD9028	5.3	9.1	12.5	21.6	39.2	68.0	109	1
MU3001	0.6	0.7	1.4	1.7	4.5	5.4	16	1
SD330	4.1	8.2	9.8	19.5	30.8	61.6	89	1
SF340	2.1	3.9	4.9	9.3	15.6	29.4	21	1

Tabelle 136: Externe Grenzkosten verschiedener Flugzeugtypen/Triebwerkskonfigurationen für den Abflug in Richtung TAU am Tag, Abend und in der Nacht (Bewertung mit 18 €/dB Lden pro Person; Schwellwert 50 und 55 dB Lden).

ACFT_ID	Tag 55 dB	Tag 50 dB	Abend 55 dB	Abend 50 dB	Nacht 55 dB	Nacht 50 dB	Abflug- gewicht (t)	Max. Abflug- gewicht (t)	LAZ
737300	2.8	8.1	6.5	19.2	20.6	55.1	49	61	1
7373B2	3.4	9.8	8.1	23.2	25.7	66.6	50	63	1
737400	4.3	13.0	10.3	30.8	32.5	88.4	55	68	1
737500	2.9	8.5	6.8	20.1	21.5	57.8	50	63	1
737700	5.8	17.1	13.7	40.7	43.4	116.9	57	70	1
737800	7.0	22.7	16.5	54.0	52.2	155.1	66	79	1
737N17	21.9	66.9	52.1	159.3	164.3	457.6	48	56	3
737N9	14.2	43.6	33.8	103.5	106.6	297.3	42	49	3
74710Q	22.0	74.9	51.9	176.9	164.7	508.3	283	332	5
747200	20.2	69.6	47.6	164.2	150.9	471.7	277	352	5
74720A	22.6	79.6	53.4	187.9	169.4	539.9	277	356	5
74720B	30.9	106.0	72.9	251.7	231.3	723.2	302	363	5
747400	15.8	55.3	37.5	131.2	117.8	376.8	328	395	4
757300	5.0	16.9	11.8	40.1	37.1	115.2	101	125	1
757PW	1.5	4.5	3.5	10.7	11.1	30.9	86	109	1
757RR	4.0	12.2	9.5	29.1	29.8	83.5	82	100	1
767300	11.6	38.3	27.5	90.9	86.4	261.0	150	185	2
767400	7.4	26.0	17.5	61.7	55.1	177.2	173	204	2
767CF6	5.3	17.5	12.6	41.6	39.5	119.4	119	143	2
767JT9	6.5	21.4	15.4	50.9	48.5	146.1	129	159	2
777200	3.2	10.0	7.6	23.8	24.0	68.3	194	243	2
777300	8.2	27.0	19.4	64.1	60.8	184.1	239	299	2
A300	7.3	21.4	17.2	50.9	54.0	146.1	134	165	2
A30062	5.8	18.1	13.7	43.0	43.0	123.5	142	171	2
A310	3.9	11.0	9.3	26.2	29.3	75.3	123	150	2
A319	2.1	5.9	4.9	14.1	15.4	40.5	58	64	1
A320	3.0	9.4	7.2	22.3	22.5	64.0	62	73	1
A32023	2.2	6.6	5.2	15.6	16.2	44.9	62	73	1
A32123	3.0	9.5	7.0	22.4	22.1	64.5	75	89	1
A330	7.6	23.9	18.1	56.6	56.8	162.7	178	212	3
A33034	5.4	17.0	12.9	40.4	40.3	116.1	192	230	3
A340	5.4	19.1	12.9	45.2	40.3	129.7	218	257	3
BAE146	2.2	6.2	5.1	14.7	16.0	42.3	34	42	1
C130	7.5	22.9	17.9	54.2	55.6	155.8	60	70	2
C130E	4.1	14.5	9.8	34.4	30.6	98.8	60	70	2
CIT3	1.3	3.9	3.1	9.3	9.7	26.8	9	9	1
CL600	1.0	3.1	2.3	7.4	7.1	21.1	16	16	1
CL601	0.7	2.1	1.6	4.9	4.9	14.1	20	20	1
CNA500	0.9	3.0	2.3	7.2	7.0	20.7	7	7	1
CNA750	0.3	0.8	0.7	2.0	2.2	5.7	16	16	1
DC1010	8.3	24.7	19.8	58.6	61.6	168.5	163	206	4
DC1030	16.8	51.7	39.9	123.1	124.2	353.5	216	259	4
DC1040	14.1	45.4	33.5	108.1	104.2	310.5	210	252	4
DC870	11.4	35.4	27.0	84.1	83.9	241.7	132	161	3
DC93LW	7.2	22.4	17.2	53.1	53.6	152.6	42	52	3
DC95HW	9.4	29.0	22.3	68.8	69.2	197.8	45	55	3
DHC7	0.1	0.3	0.3	0.7	0.8	2.1	18	19	1
DHC8	0.1	0.5	0.3	1.1	1.0	3.1	14	16	1
DHC830	0.2	0.5	0.4	1.2	1.1	3.5	18	20	1
EMB120	0.3	0.8	0.7	1.9	2.1	5.4	10	12	1
EMB145	0.4	1.3	0.9	3.0	2.9	8.7	16	21	1
GIV	0.7	2.1	1.7	5.0	5.1	14.3	29	34	1
IA1125	1.6	4.8	3.9	11.3	12.0	32.6	11	11	1
L1011	10.0	30.1	23.7	71.5	74.0	205.5	161	195	3
L10115	14.1	43.0	33.5	102.1	104.0	293.4	187	231	3
L188	3.3	10.6	7.7	25.1	23.8	72.0	42	53	1
LEAR35	1.8	5.1	4.4	12.1	13.5	34.7	8	8	1
MD11GE	7.4	27.6	17.7	65.6	54.9	188.5	263	310	3
MD11PW	7.3	26.3	17.4	62.5	53.8	179.5	263	310	3
MD83	13.2	43.7	31.4	103.8	95.6	298.1	60	73	3
MD9025	2.8	8.7	6.6	20.6	20.5	59.2	59	71	1
MD9028	3.1	9.2	7.4	21.8	22.6	62.7	59	71	1
MU3001	4.2	14.2	10.0	33.6	30.6	96.7	6	6	1
SD330	1.4	5.5	3.3	13.1	9.9	37.5	10	10	1
SF340	1.1	3.5	2.6	8.4	7.7	24.1	11	12	1

Tabelle 137: Externe Grenzkosten für den Start am Tag, Abend und in der Nacht auf verschiedenen Abflugrouten am Flughafen Frankfurt/Main 2001 (Bewertung mit Modell A: Gesundheit, Belästigung und Schlafqualität in der Nacht).

EUR ₂₀₀₀	07-N (kurz)	07-N (lang)	07-O	18-KIR (kurz)	18-KIR (lang)	18-KNG (kurz)	18-KNG (lang)	GOGAS	TABUM
Tag									
A30062	12,2	16,8	11,1	4,7	6,1	5,4	6,2	10,7	7,5
A319	4,1	5,0	2,8	1,3	1,6	1,5	1,7	3,0	2,0
A320	5,8	8,5	5,2	2,2	2,8	2,6	3,0	5,4	3,6
A340	14,4	19,7	13,9	4,6	5,8	7,0	6,1	16,2	9,0
ATR72	8,2	21,0	15,6	6,0	6,4	9,4	7,0	14,9	9,1
B737800	14,6	21,8	14,2	17,1	7,7	7,0	8,1	13,8	9,4
B747200	50,9	67,5	48,3	17,1	21,2	27,1	21,7	54,7	31,7
B747400	41,5	60,4	47,9	15,8	22,6	27,3	23,9	43,0	28,5
B767300	27,8	39,6	26,3	10,4	13,1	12,2	14,8	25,3	16,4
DHC8	0,0	0,4	0,2	0,1	0,1	0,1	0,1	0,3	0,2
EMB145	0,5	1,1	0,6	0,3	0,3	0,2	0,3	0,9	0,5
MD82	25,4	31,8	20,5	8,1	10,2	9,1	10,6	23,4	17,7
Abend									
A30062	29,0	40,1	26,3	11,3	14,5	12,9	14,8	25,6	17,8
A319	9,8	11,9	6,6	3,2	3,8	3,6	4,0	7,2	4,8
A320	13,8	20,1	12,5	5,3	6,7	6,2	7,1	12,8	8,6
A340	34,4	47,1	33,1	11,1	13,8	16,6	14,5	38,7	21,5
ATR72	19,6	50,0	37,0	14,3	15,3	22,5	16,8	35,4	21,6
B737800	34,8	51,8	33,8	40,6	18,4	16,7	19,4	33,0	22,3
B747200	123,0	162,9	116,6	41,2	51,1	65,5	52,4	132,2	76,0
B747400	99,6	144,9	114,8	38,0	54,2	65,5	57,3	103,2	68,1
B767300	66,4	94,7	62,9	25,0	31,3	29,1	35,5	60,3	39,1
DHC8	0,0	1,1	0,5	0,2	0,2	0,2	0,2	0,7	0,4
EMB145	1,3	2,6	1,4	0,6	0,6	0,5	0,7	2,2	1,2
MD82	60,6	75,9	49,0	19,4	24,3	21,8	25,4	55,8	42,2
Nacht									
A30062	217,8	275,5	140,2	53,8	86,9	62,6	73,2	349,1	137,2
A319	106,0	84,5	34,1	15,3	23,2	18,0	19,8	122,0	40,7
A320	131,1	142,5	65,2	24,8	40,3	29,7	34,9	201,4	69,6
A340	255,2	346,3	178,8	58,1	92,4	90,5	82,6	523,2	171,1
ATR72	165,6	333,1	173,6	57,8	93,0	106,9	85,3	464,1	158,9
B737800	277,2	393,4	204,5	118,5	124,3	94,4	111,2	454,9	185,9
B747200	642,9	1.024,3	607,6	209,2	306,6	342,9	287,2	1.143,3	488,5
B747400	492,9	843,0	540,0	177,7	296,4	296,0	278,7	910,6	406,4
B767300	455,4	680,0	369,9	138,0	208,5	166,5	205,5	720,9	312,0
DHC8	0,0	6,8	2,1	0,8	1,1	0,7	0,7	14,6	2,9
EMB145	21,9	18,7	6,1	2,5	3,3	2,1	2,7	45,6	9,0
MD82	416,0	552,3	286,4	104,1	158,9	120,2	143,6	678,9	311,5

Anm.: In der Praxis können einige Flugzeuge aus technischen Gründen nicht auf allen Abflugrouten fliegen. Diese Zahlenangaben sind daher hypothetisch, wurden jedoch aus Gründen der Vollständigkeit trotzdem aufgeführt.

Tabelle 138: Externe Grenzkosten für den Start auf verschiedenen Abflugrouten am Flughafen Frankfurt/Main 2001 (Bewertung mit Modell B: Hedonische Bewertung).

EUR ₂₀₀₀	07-N (kurz)	07-N (lang)	07-O	18-KIR (kurz)	18-KIR (lang)	18-KNG (kurz)	18-KNG (lang)	GOGAS	TABUM
SW 55 dB									
A30062	38,3	32,7	18,2	2,7	6,6	8,0	6,3	18,7	10,1
A319	14,7	11,8	6,9	0,7	2,3	2,6	2,1	6,7	3,7
A320	20,2	17,4	9,6	1,2	3,4	3,9	3,1	9,9	5,3
A340	77,0	45,4	22,0	2,9	8,4	9,8	8,5	29,8	10,6
ATR72	38,6	35,5	14,9	3,5	5,7	7,3	5,3	22,6	8,2
B737800	42,8	40,4	21,2	10,5	7,8	10,0	7,3	23,0	12,1
B747200	290,1	154,1	73,1	10,5	29,2	45,2	29,0	101,4	38,1
B747400	172,5	113,3	55,4	10,6	23,8	34,4	24,2	73,1	29,5
B767300	91,7	73,3	38,0	5,5	13,4	15,6	12,8	42,5	21,0
DHC8	0,0	0,8	0,3	0,1	0,2	0,2	0,1	0,4	0,2
EMB145	2,7	2,6	1,2	0,2	0,5	0,6	0,5	1,6	0,7
MD82	98,6	68,0	34,4	4,7	12,8	15,9	12,6	40,8	23,8
SW 50 dB									
A30062	164,7	77,7	49,0	20,6	18,0	33,9	21,1	47,4	25,4
A319	64,8	26,6	17,6	6,8	6,1	11,4	6,9	15,7	8,5
A320	88,6	40,7	25,5	10,3	9,2	17,3	10,4	24,7	13,2
A340	302,6	92,4	55,8	23,6	17,5	38,9	23,6	71,2	24,9
ATR72	178,1	84,6	45,4	25,3	14,2	32,9	17,8	60,1	21,1
B737800	191,1	98,5	59,2	83,2	22,3	43,3	25,6	60,9	31,9
B747200	1.018,1	319,6	189,6	83,2	64,5	144,1	85,2	262,2	97,8
B747400	672,3	251,0	146,4	67,7	57,2	118,0	72,6	189,5	74,2
B767300	377,7	176,4	103,7	43,9	35,6	69,0	43,1	109,5	53,2
DHC8	0,0	2,2	1,0	0,5	0,5	1,0	0,5	1,2	0,6
EMB145	12,8	5,7	3,3	1,3	1,2	2,6	1,5	4,0	1,7
MD82	400,8	151,9	92,4	37,2	31,6	65,4	39,3	103,5	60,0

Anm.: In der Praxis können einige Flugzeuge aus technischen Gründen nicht auf allen Abflugrouten fliegen. Diese Zahlenangaben sind daher hypothetisch, wurden jedoch aus Gründen der Vollständigkeit trotzdem aufgeführt.

Tabelle 139: Externe Grenzkosten für den Start am Tag, Abend und in der Nacht auf verschiedenen Abflugrouten am Flughafen Frankfurt/Main 2001 (Bewertung mit 39 €/dB L_{den} pro Haushalt und Jahr; Schwellwert 50 dB L_{den}).

EUR ₂₀₀₀	07-N (kurz)	07-N (lang)	07-O	18-KIR (kurz)	18-KIR (lang)	18-KNG (kurz)	18-KNG (lang)	GOGAS	TABUM
Tag									
A30062	31,4	40,7	23,5	13,6	10,3	11,9	13,0	27,3	17,8
A319	11,9	13,5	7,2	4,2	3,3	3,7	3,8	8,8	5,9
A320	16,2	21,3	11,8	6,8	5,2	5,8	6,4	14,2	9,2
A340	45,3	44,7	27,8	15,2	9,5	14,6	13,6	41,4	18,8
ATR72	24,1	44,1	26,8	17,2	8,3	14,2	12,8	35,1	16,9
B737800	35,6	52,3	29,5	51,9	13,0	15,3	16,6	35,2	22,4
B747200	146,8	156,3	99,0	51,9	35,8	55,3	48,2	148,6	68,5
B747400	103,9	127,4	81,0	44,7	32,4	49,3	44,3	107,2	54,4
B767300	67,6	92,6	53,2	30,2	21,2	24,7	28,7	62,7	37,7
DHC8	0,1	1,2	0,5	0,3	0,2	0,3	0,4	0,7	0,4
EMB145	1,9	2,8	1,6	0,9	0,7	0,8	0,9	2,4	1,3
MD82	66,8	77,3	46,1	24,8	18,1	21,4	23,9	59,7	43,0
Abend									
A30062	75,0	97,5	55,7	32,8	24,7	28,9	31,4	65,7	42,9
A319	28,3	32,4	16,7	10,3	8,0	8,9	9,1	20,8	13,9
A320	38,3	50,3	28,0	16,2	12,2	13,9	15,1	33,7	22,0
A340	107,5	106,1	65,8	36,3	22,6	34,5	32,3	98,3	44,5
ATR72	57,3	104,7	63,6	40,9	19,8	33,7	30,4	83,4	40,0
B737800	84,3	124,3	70,1	123,4	30,9	36,2	39,4	83,7	53,2
B747200	348,4	370,7	234,6	122,9	85,1	130,9	114,4	352,3	162,5
B747400	246,6	302,6	192,4	106,2	76,7	116,9	105,1	254,4	129,1
B767300	160,5	219,8	126,3	71,7	50,4	58,7	68,2	149,0	89,5
DHC8	0,2	2,8	1,3	0,8	0,6	0,7	0,8	1,8	1,1
EMB145	4,4	6,7	3,7	2,2	1,5	1,9	2,1	5,6	3,0
MD82	158,5	183,4	109,4	58,8	43,0	50,9	56,8	141,7	102,1
Nacht									
A30062	212,7	274,4	160,0	91,5	69,5	79,7	87,6	183,4	119,8
A319	81,0	90,8	50,7	28,3	21,8	24,5	26,4	59,6	39,8
A320	110,0	145,0	80,8	46,4	35,4	39,4	43,3	96,4	62,9
A340	308,5	304,5	189,5	103,5	65,0	99,2	92,9	282,2	127,9
ATR72	164,2	299,9	182,7	117,4	56,6	97,0	87,1	239,4	114,9
B737800	242,3	356,4	201,4	353,4	88,4	104,0	113,4	239,6	152,4
B747200	1.000,4	1.065,4	674,9	354,8	243,8	376,9	328,5	1.012,9	467,2
B747400	707,5	867,4	551,5	304,5	220,7	336,3	301,8	730,8	371,0
B767300	459,7	630,1	361,8	205,9	144,5	168,3	195,4	426,9	256,5
DHC8	0,7	7,9	3,6	2,2	1,7	2,1	2,4	5,1	3,0
EMB145	12,7	19,1	10,6	6,4	4,4	5,5	6,1	16,2	8,6
MD82	454,6	526,1	313,6	168,6	123,3	145,8	162,9	406,2	292,7

Anm.: In der Praxis können einige Flugzeuge aus technischen Gründen nicht auf allen Abflugrouten fliegen. Diese Zahlenangaben sind daher hypothetisch, wurden jedoch aus Gründen der Vollständigkeit trotzdem aufgeführt.

Tabelle 140: Externe Grenzkosten für den Start am Tag, Abend und in der Nacht auf verschiedenen Abflugrouten am Flughafen Frankfurt/Main 2001 (Bewertung mit 39 €/dB L_{den} pro Haushalt und Jahr; Schwellwert 55 dB L_{den}).

EUR ₂₀₀₀	07-N (kurz)	07-N (lang)	07-O	18-KIR (kurz)	18-KIR (lang)	18-KNG (kurz)	18-KNG (lang)	GOGAS	TABUM
Tag									
A30062	12,9	17,1	10,7	3,8	3,8	7,1	4,2	10,0	5,7
A319	5,1	6,0	3,9	1,2	1,3	2,4	1,4	3,7	2,0
A320	6,8	9,1	5,6	1,9	1,9	3,6	2,1	5,3	3,0
A340	22,2	22,2	12,1	4,3	4,1	8,5	4,9	14,6	5,3
ATR72	10,3	19,0	9,7	4,7	3,2	7,1	3,6	10,4	4,9
B737800	14,2	21,5	12,8	15,2	4,7	9,1	5,0	12,2	6,9
B747200	70,5	76,2	41,0	15,2	15,3	32,2	17,1	50,6	19,9
B747400	45,7	56,8	31,3	12,5	13,3	25,7	14,6	35,5	15,5
B767300	27,7	38,5	22,4	7,9	7,8	14,4	8,4	21,9	11,4
DHC8	0,0	0,5	0,2	0,1	0,1	0,2	0,1	0,2	0,1
EMB145	0,9	1,3	0,7	0,3	0,3	0,5	0,3	0,8	0,4
MD82	30,0	34,6	19,9	6,8	7,0	14,0	7,8	21,2	13,0
Abend									
A30062	30,7	41,0	25,3	9,1	9,2	17,2	10,1	24,2	13,7
A319	12,2	14,3	8,9	3,0	3,2	5,8	3,3	8,7	4,8
A320	16,1	21,4	13,2	4,5	4,6	8,7	4,9	12,7	7,1
A340	52,7	52,6	28,7	10,2	9,8	20,1	11,5	34,6	12,7
ATR72	24,4	45,2	22,9	11,1	7,5	16,8	8,6	24,7	11,6
B737800	33,7	51,1	30,4	36,0	11,2	21,5	12,0	29,0	16,3
B747200	167,2	180,6	97,2	35,9	36,4	76,3	40,5	119,9	47,1
B747400	108,5	134,8	74,4	29,7	31,4	61,0	34,8	84,1	36,9
B767300	65,8	91,4	53,2	18,6	18,5	34,3	20,0	52,0	27,1
DHC8	0,1	1,1	0,5	0,2	0,2	0,5	0,2	0,6	0,3
EMB145	2,1	3,2	1,7	0,6	0,6	1,3	0,7	2,0	0,9
MD82	71,3	82,2	47,2	16,0	16,7	33,1	18,6	50,4	30,9
Nacht									
A30062	95,0	125,7	79,1	27,7	28,3	51,8	30,7	73,4	41,6
A319	37,9	43,8	29,5	9,1	9,4	17,4	10,3	27,2	15,1
A320	50,3	67,3	41,6	14,2	14,4	26,8	15,4	39,5	22,1
A340	164,7	164,6	90,1	31,8	30,8	62,9	36,2	108,3	39,7
ATR72	76,0	141,1	71,8	34,6	23,4	52,6	26,7	77,1	36,3
B737800	105,6	159,7	95,2	112,4	35,0	67,4	37,5	90,5	50,9
B747200	523,3	565,7	304,7	112,8	113,8	239,2	126,8	375,7	147,6
B747400	339,2	421,2	232,5	92,7	98,6	191,2	108,7	263,4	115,4
B767300	205,4	285,5	166,0	58,3	57,7	107,2	62,5	162,4	84,5
DHC8	0,3	3,5	1,6	0,6	0,7	1,5	0,8	1,7	1,0
EMB145	6,5	9,9	5,3	1,9	2,0	4,1	2,2	6,3	2,8
MD82	222,9	256,8	147,2	50,1	52,3	103,5	58,1	157,3	96,4

Anm.: In der Praxis können einige Flugzeuge aus technischen Gründen nicht auf allen Abflugrouten fliegen. Diese Zahlenangaben sind daher hypothetisch, wurden jedoch aus Gründen der Vollständigkeit trotzdem aufgeführt.

Tabelle 141: Externe Grenzkosten für den Start in der Nacht auf verschiedenen Abflugrouten am Flughafen Frankfurt/Main 2001 (Bewertung nur Schlafqualität).

EUR ₂₀₀₀	07-N (kurz)	07-N (lang)	07-O	18-KIR (kurz)	18-KIR (lang)	18-KNG (kurz)	18-KNG (lang)	GOGAS	TABUM
A30062	197,9	248,0	122,2	46,1	77,0	53,8	63,0	331,6	125,0
A319	97,5	74,3	28,3	12,5	19,9	14,8	16,4	115,8	36,5
A320	122,0	129,3	57,0	21,3	35,9	25,7	30,3	193,1	64,0
A340	204,9	277,3	130,3	41,8	72,2	66,2	61,3	466,6	139,7
ATR72	153,8	303,1	151,4	49,2	83,8	93,5	75,3	442,8	145,9
B737800	225,2	316,0	154,1	57,8	96,8	69,4	82,3	405,7	152,6
B747200	441,9	758,2	417,1	141,9	223,0	236,0	201,6	927,3	364,3
B747400	428,9	749,9	466,3	153,3	261,6	254,0	241,9	844,3	362,7
B767300	346,8	525,1	267,0	97,2	157,3	118,9	147,5	622,2	248,0
DHC8	0,0	6,9	2,1	0,9	1,1	0,7	0,8	14,7	3,0
EMB145	21,3	17,4	5,4	2,2	3,0	1,8	2,4	44,5	8,4
MD82	318,3	430,1	207,5	72,8	119,8	85,1	102,7	589,0	243,5

Anm.: In der Praxis können einige Flugzeuge aus technischen Gründen nicht auf allen Abflugrouten fliegen. Diese Zahlenangaben sind daher hypothetisch, wurden jedoch aus Gründen der Vollständigkeit trotzdem aufgeführt.

Tabelle 142: Externe Grenzkosten für die Landung am Tag, Abend und in der Nacht auf den Anflugrouten 07 und 25 am Flughafen Frankfurt/Main 2001 (Bewertung mit Modell A: Gesundheit, Belästigung und Schlafqualität in der Nacht).

EUR ₂₀₀₀	07L (Ostbetrieb)			25R (Westbetrieb)		
	Tag	Abend	Nacht	Tag	Abend	Nacht
A30062	39,5	94,0	420,4	17,3	42,0	308,7
A319	8,2	19,6	128,7	3,3	8,1	54,7
A320	14,7	34,9	201,8	5,9	14,2	103,6
A340	22,7	54,1	284,4	13	31,4	241,1
ATR72	9,3	22,1	129,9	0,7	1,8	9,3
B737800	21,4	50,8	271,0	6,6	15,9	125,8
B747200	46,4	110,3	462,4	13,4	32,4	206,7
B747400	59,1	140,3	572,4	28,6	69,5	485,4
B767300	28,1	66,6	324,8	8,8	21,2	146,6
DHC8	1,3	3,2	30,6	0,5	1,3	3,0
EMB145	5,8	13,7	98,4	1	2,5	12,2
MD82	9,3	22,1	129,1	0,7	1,7	14,0

Tabelle 143: Externe Grenzkosten für die Landung auf den Anflugrouten 07 und 25 am Flughafen Frankfurt/Main 2001 (Bewertung mit Modell B, SW55).

EUR ₂₀₀₀	07L (Ostbetrieb)	25R (Westbetrieb)
A30062	49,7	39,5
A319	8,8	6,2
A320	15,5	10,9
A340	27,6	22,1
B737800	25,3	17,6
B747200	51,1	33,7
B747400	89,7	59,2
B767300	25,2	17,7
DHC8	1,6	1,2
EMB145	4,8	3,3

Tabelle 144: Externe Grenzkosten für die Landung am Tag, Abend und in der Nacht auf den Anflugrouten 07 und 25 am Flughafen Frankfurt/Main 2001 (Bewertung mit 18 €/dB L_{den} pro Person; Schwellwert 55 dB L_{den}).

EUR ₂₀₀₀	07L (Ostbetrieb)			25R (Westbetrieb)		
	Tag	Abend	Nacht	Tag	Abend	Nacht
A30062	23,7	56,4	173,5	18,7	44,3	140,5
A319	4,3	10,1	31,8	2,7	6,5	20,6
A320	7,7	18,2	57,1	5,2	12,3	39,4
A340	14,1	33,6	104,8	11,1	26,3	84,7
ATR72	1,8	4,2	13,2	0,1	0,2	0,7
B737800	10,7	25,4	79,1	8,3	19,7	62
B747200	23,7	56,3	171,7	15,6	37,1	116,3
B747400	38,8	92,3	280,8	29,3	69,4	219,2
B767300	13,8	32,7	101,5	9,3	22,1	69,7
DHC8	0,7	1,7	5,4	1,1	2,6	8,1
EMB145	2,4	5,7	18	0,8	1,9	5,9
MD82	3,9	9,2	29,1	1,6	3,7	11,8

Tabelle 145: Externe Grenzkosten für die Landung am Tag, Abend und in der Nacht auf den Anflugrouten 07 und 25 am Flughafen Frankfurt/Main 2001 (Bewertung mit 18 €/dB L_{den} pro Person; Schwellwert 50 dB L_{den}).

EUR ₂₀₀₀	07L (Ostbetrieb)			25R (Westbetrieb)		
	Tag	Abend	Nacht	Tag	Abend	Nacht
A30062	38,9	92,3	286	38,3	90,8	283,9
A319	7,3	17,2	54,4	6,4	15,3	48,3
A320	13	30,9	97,2	11,6	27,4	86,5
A340	25,8	61,2	192,9	27	63,9	201,7
ATR72	3,6	8,6	26,9	0,8	1,9	5,9
B737800	16,2	38,5	120,4	14,5	34,5	108,2
B747200	35,8	85	262	27,9	66,2	206,3
B747400	64	152	467	56,8	134,7	418,3
B767300	21,3	50,6	158	17,3	41	128,6
DHC8	1,3	3,1	9,8	0,1	0,2	0,7
EMB145	3,5	8,3	26	1,1	2,6	8,1
MD82	4,6	10,9	34,3	1,7	4,1	13,1

Tabelle 146: Externe Grenzkosten für die Landung in der Nacht auf den Anflugrouten 07 und 25 am Flughafen Frankfurt/Main 2001 (Bewertung nur Schlafqualität).

EUR ₂₀₀₀	07L (Ostbetrieb)	25R (Westbetrieb)
A30062	250	222
A319	92	38
A320	137	74
A340	186	176
ATR72	88	6
B737800	176	92
B747200	259	141
B747400	322	346
B767300	201	103
DHC8	25	1
EMB145	72	7
MD82	87	10

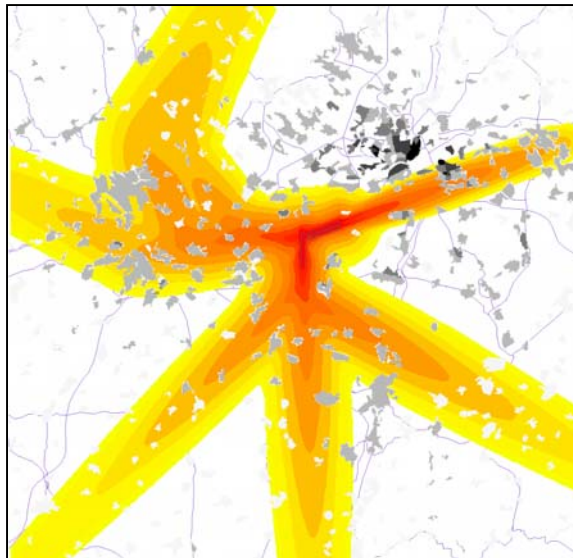
Tabelle 147: Flugroutenbelegung nach Flugzeugtyp.

EUR ₂₀₀₀	07-N (kurz)	07-N (lang)	07-O	18-KIR (kurz)	18-KIR (lang)	18-KNG (kurz)	18-KNG (lang)	GOGAS	TABUM
Tag,Abend									
A30062	0 %	12 %	1 %	1 %	14 %	24 %	14 %	0 %	33 %
A319	6 %	2 %	3 %	1 %	13 %	28 %	26 %	0 %	21 %
A320	6 %	2 %	3 %	1 %	13 %	28 %	26 %	0 %	21 %
A340	0 %	15 %	1 %	0 %	8 %	21 %	11 %	44 %	0 %
ATR72	8 %	2 %	2 %	2 %	2 %	24 %	31 %	28 %	0 %
B737800	6 %	2 %	3 %	1 %	13 %	28 %	26 %	0 %	21 %
B747200	0 %	17 %	3 %	0 %	5 %	11 %	13 %	50 %	0 %
B747400	0 %	17 %	3 %	0 %	5 %	11 %	13 %	50 %	0 %
B767300	0 %	12 %	1 %	1 %	14 %	24 %	14 %	0 %	33 %
DHC8	8 %	2 %	2 %	2 %	2 %	24 %	31 %	28 %	0 %
EMB145	5 %	3 %	1 %	4 %	11 %	20 %	36 %	0 %	20 %
MD82	6 %	2 %	3 %	1 %	13 %	28 %	26 %	0 %	21 %
Nacht									
A30062	0 %	11 %	0 %	3 %	6 %	23 %	12 %	0 %	46 %
A319	0 %	7 %	2 %	9 %	6 %	30 %	20 %	0 %	26 %
A320	0 %	7 %	2 %	9 %	6 %	30 %	20 %	0 %	26 %
A340	0 %	1 %	1 %	1 %	27 %	3 %	57 %	9 %	0 %
ATR72	0 %	5 %	0 %	12 %	14 %	14 %	21 %	34 %	0 %
B737800	0 %	7 %	2 %	9 %	6 %	30 %	20 %	0 %	26 %
B747200	0 %	4 %	5 %	4 %	6 %	25 %	44 %	12 %	0 %
B747400	0 %	4 %	5 %	4 %	6 %	25 %	44 %	12 %	0 %
B767300	0 %	0 %	0 %	6 %	6 %	12 %	12 %	46 %	46 %
DHC8	0 %	5 %	0 %	12 %	14 %	14 %	21 %	34 %	0 %
EMB145	0 %	6 %	2 %	1 %	8 %	25 %	39 %	0 %	20 %
MD82	0 %	7 %	2 %	9 %	6 %	30 %	20 %	0 %	26 %

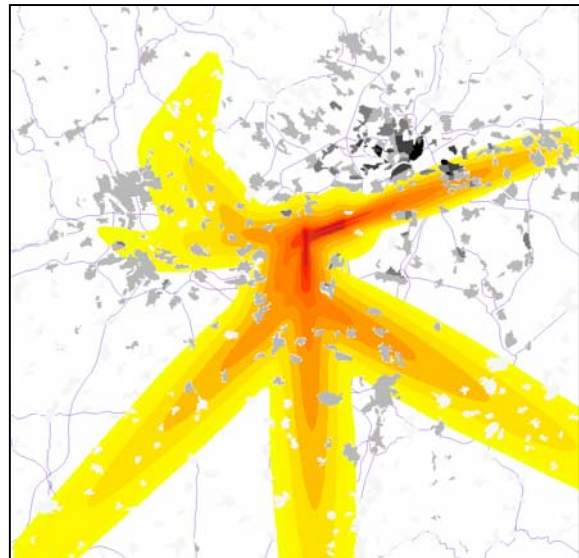
Quelle: Berechnet nach 3C DES IST2000 Langjähriges Mittel_2_7_2001.xls (Fraport AG 2001).

Tabelle 148: Physische Wirkungen Straßenverkehrslärm Augsburg.

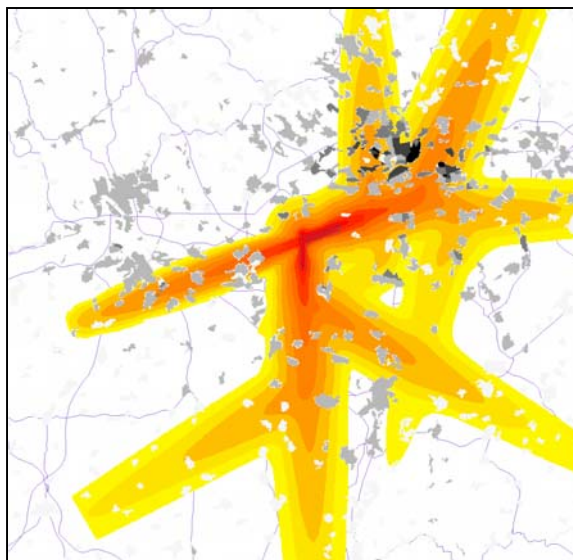
Abkürzungen s=SMB-Modell; t=TA-Modell fk=FIGE konstant; fb=FIGE beschleunigt B=Bundesstraße; G=Gemeindestraße; L=Landesstraße; K=Kreisstraße	aug1_2fks _t_f	aug1_2fks _t_B_f	aug1_2fks _t_G_f	aug1_2fks _t_K_f	aug1_2fks _t_L_f	aug1_2fks _f	aug1_2fks _B_f	aug1_2fks _G_f	aug1_2fks _K_f	aug1_2fks _L_f
Gesundheitseffekte										
Herzinfarkt, tödlich, verlorene Lebenszeit	6.10	3.71	1.87	0.03	0.41	20.48	12.66	6.86	0.12	0.76
Herzinfarkt (nicht-tödlich), Krankenhaustage	16.26	9.88	4.98	0.09	1.10	54.61	33.75	18.30	0.33	2.03
Herzinfarkt (nicht-tödlich), Abwesenheitstage Beruf	65.05	39.53	19.94	0.35	4.38	218.45	135.00	73.21	1.31	8.10
Herzinfarkt (nicht-tödlich)	2.03	1.24	0.62	0.01	0.14	6.83	4.22	2.29	0.04	0.25
Angina pectoris, Krankenhaustage	4.36	2.65	1.33	0.02	0.29	14.63	9.04	4.90	0.09	0.54
Angina pectoris, Abwesenheitstage Beruf	17.42	10.59	5.34	0.09	1.17	58.51	36.16	19.61	0.35	2.17
Angina pectoris, Krankheitstage	17.42	10.59	5.34	0.09	1.17	58.51	36.16	19.61	0.35	2.17
Angina pectoris, Fälle	0.87	0.53	0.27	0.00	0.06	2.93	1.81	0.98	0.02	0.11
Bluthochdruck, Krankenhaustage	0.16	0.11	0.04	0.00	0.02	0.67	0.45	0.21	-0.01	0.03
Schlafstörung										
Betroffene (sehr schlafgestört)	3,084	884	1,660	233	292	7,442	2,700	3,742	438	536
Belästigung										
Leicht belästigt	4,675	1,121	2,708	396	432	9,477	2,927	5,156	666	699
Belästigt	4,096	1,079	2,289	328	383	8,490	2,858	4,441	546	618
Sehr belästigt	4,111	1,245	2,165	295	387	8,868	3,373	4,357	485	623
Sehr belästigt, jedoch nicht „sehr schlafgestört“	2,878	891	1,500	202	271	5,892	2,293	2,860	310	409
Bewertung je Dezibel										
L _{den} , Schwellwert 50 db	346,754	98,172	187,981	26,364	32,639	732,238	262,844	370,685	43,611	52,668
L _{den} , Schwellwert 55 db	248,283	74,093	131,257	18,146	23,583	531,559	199,518	262,390	29,780	38,050
Hedonische Bewertung										
L _{aeq} 6-22h, Schwellwert 55 db, ohne Bonus	202,840	62,881	105,254	14,335	19,350	438,777	170,023	212,616	23,384	31,216
L _{aeq} 6-22h, Schwellwert 55 db, mit Bonus										
Sensitivität Bewertung je Dezibel LDEN										
über Schwellwert 50 db L _{den} (+1dB)	366,448	102,988	199,326	28,008	34,450	772,374	275,509	392,344	46,377	55,591
über Schwellwert 50 db L _{den} (+2dB)	386,143	107,803	210,671	29,652	36,261	812,509	288,174	414,003	49,143	58,515
über Schwellwert 50 db L _{den} (-1dB)	327,060	93,356	176,637	24,720	30,828	692,102	250,178	349,026	40,845	49,744
über Schwellwert 50 db L _{den} (-2dB)	307,366	88,540	165,292	23,077	29,017	651,966	237,513	327,367	38,078	46,821
über Schwellwert 55 db L _{den} N (+1dB)	267,977	78,909	142,602	19,789	25,394	571,695	212,183	284,049	32,546	40,973
über Schwellwert 55 db L _{den} (+2dB)	287,671	83,725	153,947	21,433	27,206	611,831	224,848	305,708	35,312	43,897
über Schwellwert 55 db L _{den} (-1dB)	228,589	69,278	119,913	16,502	21,772	491,423	186,852	240,731	27,013	35,126
über Schwellwert 55 db L _{den} (-2dB)	208,895	64,462	108,568	14,858	19,961	451,288	174,187	219,072	24,247	32,203
Sensitivität Hedonische Bewertung (6-22h)										
L _{aeq} 6-22h, Schwellwert 50 db, ohne Bonus	301,311	86,959	161,978	22,554	28,405	639,456	233,349	320,912	37,215	45,834



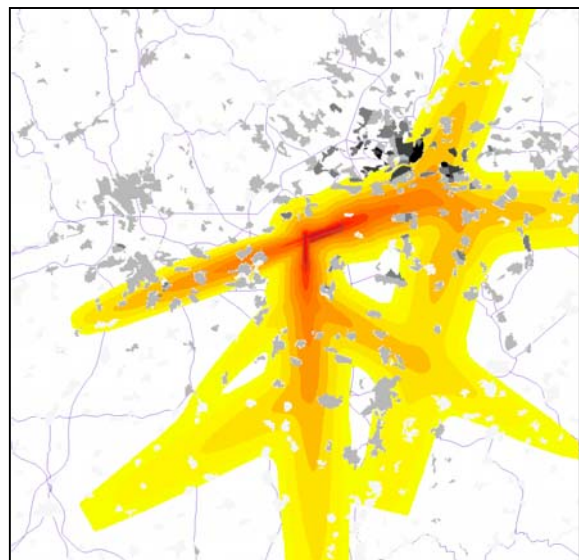
Tag, Westbetrieb, L_{Aeq} 6-22h



Nacht, Westbetrieb, L_{Aeq} 22-6h



Tag, Ostbetrieb, L_{Aeq} 6-22h



Nacht, Ostbetrieb, L_{Aeq} 22-6h

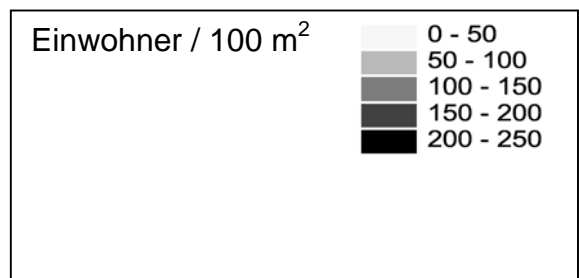
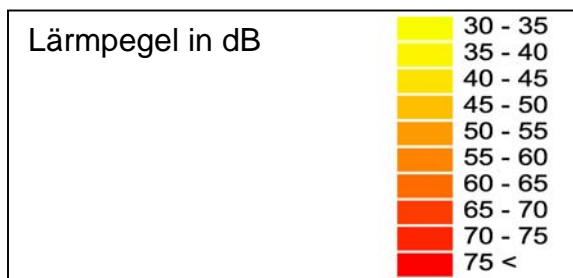
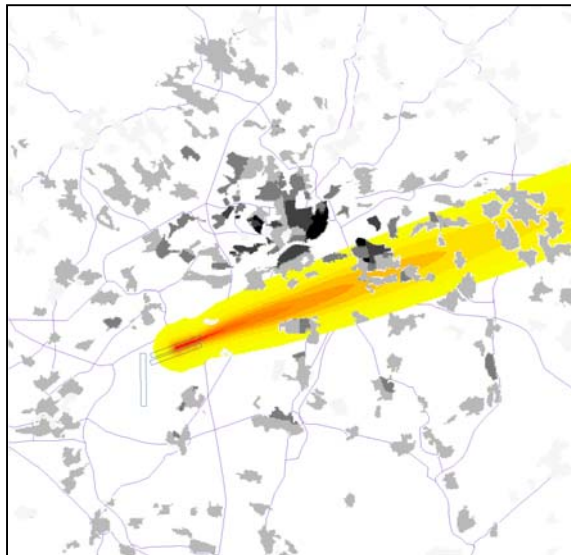
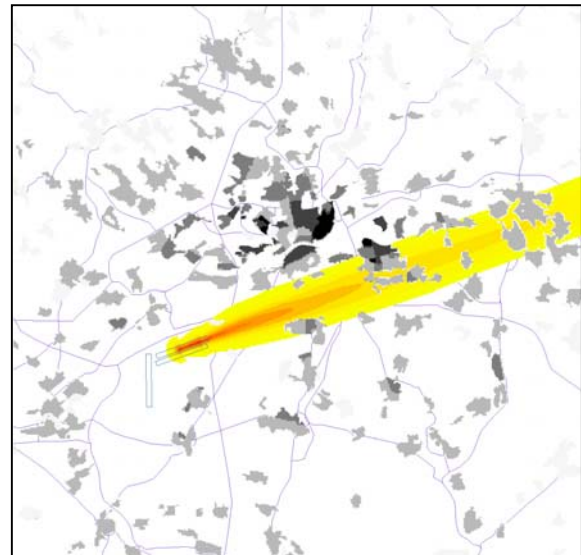


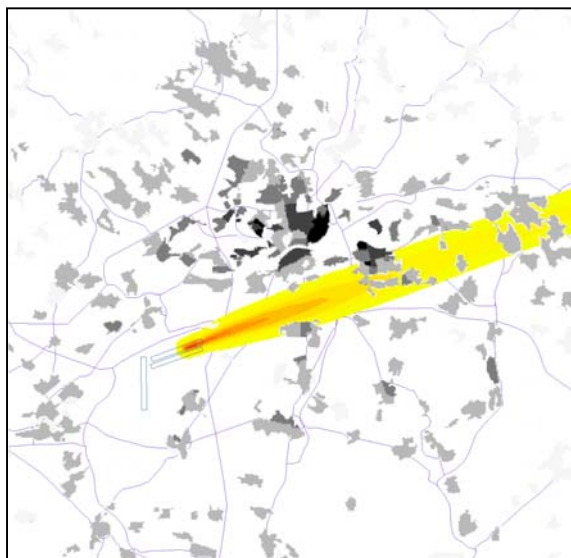
Abbildung 45: Darstellung der Lärmpegel durch Fluglärm am Flughafen Frankfurt/Main bei Tag/Nacht und Ost-/Westbetrieb im Mittel während der 6 verkehrsreichsten Monate 20001 (Datenquelle: HLUG 2002) sowie der Bevölkerungsdichte auf Siedlungsfläche (Datenquelle: I & U 2003 und eigene Berechnungen).



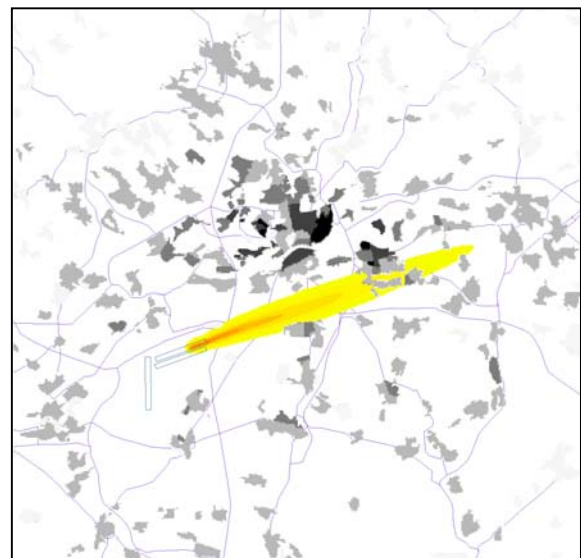
Boeing 747400, L_{Aeq} 6-22h



Airbus A340, L_{Aeq} 6-22h



Airbus A320, L_{Aeq} 6-22h



Embraer 145, L_{Aeq} 6-22h

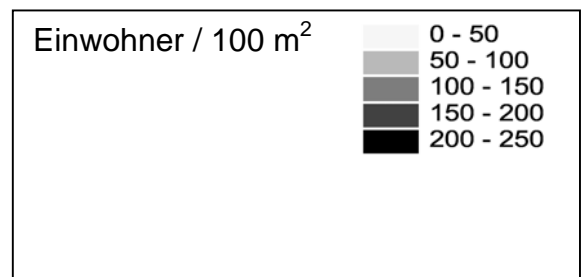
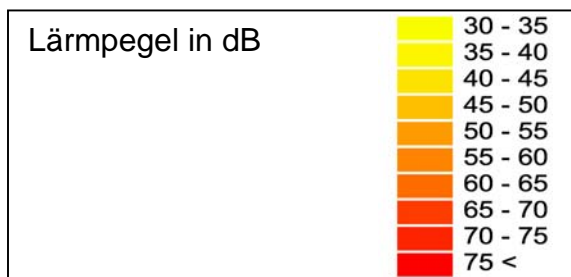
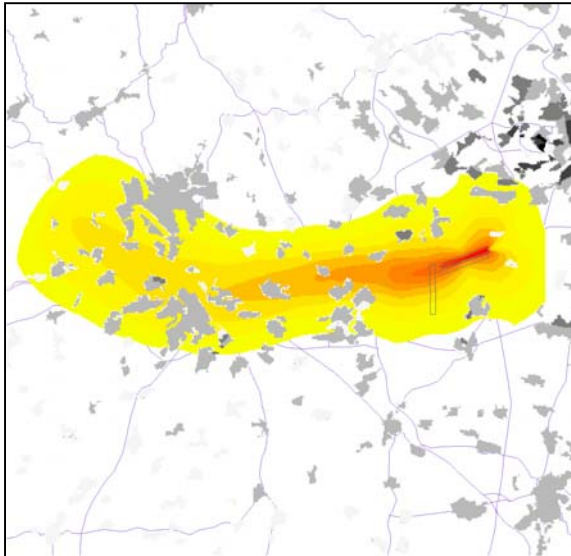
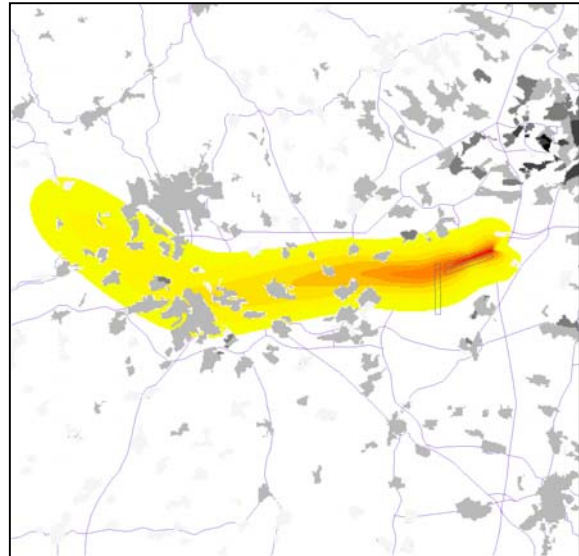


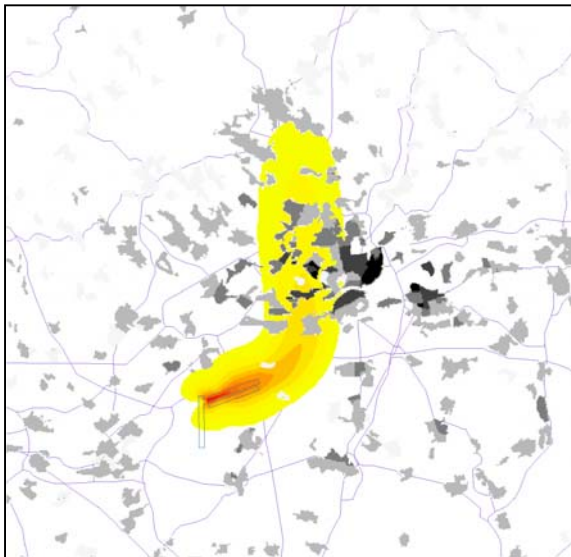
Abbildung 46: Beispielhafte Darstellung von Lärmpegeln für die Berechnung marginaler Kosten durch Fluglärm für Anflüge auf 25R der Luftfahrzeuge 747400, A340, A320 und EMB145 (Quelle: eigene Berechnungen mit INM; 1 Flugzeug pro Stunde; Bevölkerungsdichte auf Siedlungsfläche (Datenquelle: I & U 2003 und eigene Berechnungen)).



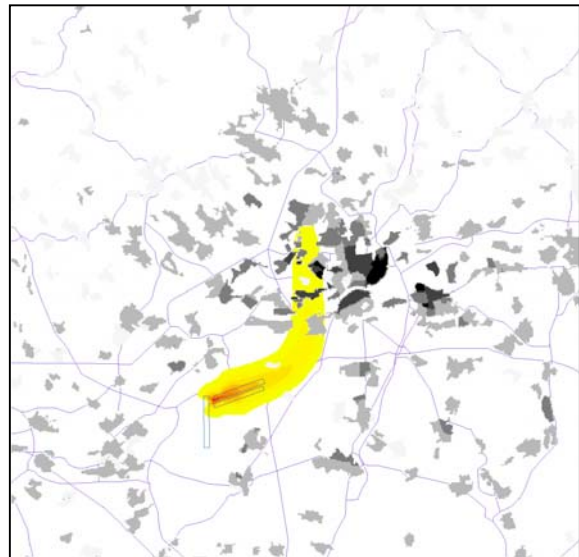
B747400, Abflug Richtung GOGAS



A340, Abflug Richtung GOGAS



A320, Abflug auf 07-N (kurz)



EMB145, Abflug auf 07-N (kurz)

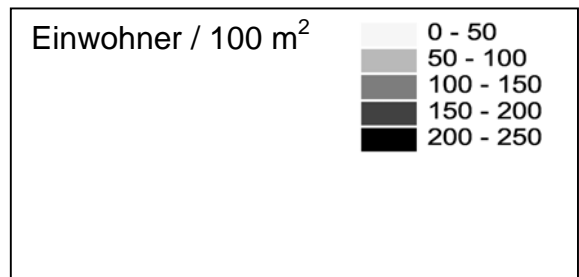
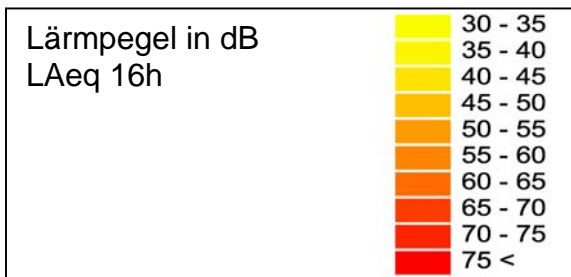


Abbildung 47: Beispielhafte Darstellung von Lärmpegeln für die Berechnung marginaler Kosten durch Fluglärm für Abflüge in Richtung GOGAS der Luftfahrzeuge 747400 und A340 und Abflüge auf 07-N (kurz) der Luftfahrzeuge A320 und EMB145 (Quelle: eigene Berechnungen mit INM; 1 Flugzeug pro Stunde; Bevölkerungsdichte auf Siedlungsfläche (Datenquelle: I & U 2003 und eigene Berechnungen)).

Tabelle 149 : Haushaltsgröße und Anteil der Bevölkerung unter 18 Jahren für Fallstudien.

	Haushaltsgröße	Anteil unter 18 Jahren	Quelle für Basisdaten
Baden-Württemberg			
Stadtkreis Stuttgart	1,97	15,7 %	b
Hessen			
Kassel	2,18	19,0 %	a, d
Giessen	2,18	19,0 %	a, d
Bayern			
Kreisfreie Stadt München	1,83	15,0 %	c, d
Kreisfreie Stadt Augsburg	1,87	17,0 %	c, d
Kreisfreie Stadt Ingolstadt	1,89	19,0 %	c, d
Kreisfreie Stadt Schwabach	2,13	19,0 %	c, d
Gemeinde Karlstadt	2,43	21,0 %	c, d

Quellen: a (BiB 1999); b (Statistisches Landesamt Baden-Württemberg 2001); c (Statistisches Landesamt Bayern 1998) ; d (Statistisches Landesamt Bayern 1999)

Tabelle 150: Modellannahmen für die Verteilung von DTV-Werten auf Fahrzeugkategorien, Lkw-Anteile bekannt.

	Anteil an DTV-Kfz (ohne Lkw)				Anteil an DTV-Lkw	
	Pkw	Lieferwagen	Motorrad	Bus	Lkw ohne Anhänger	Lkw mit Anhänger
Augsburg	95,2 %	2,2 %	2,0 %	0,5 %	59,2 %	40,8 %
Ingolstadt	94,9 %	1,7 %	2,5 %	0,9 %	49,5 %	50,5 %
Schwabach	94,6 %	2,5 %	2,1 %	0,7 %	66,1 %	33,9 %

Quellen: eigene Berechnung, Bundesverkehrswegezählung 1995, Bundesstraßen.

Tabelle 151: Modellannahmen für die Verteilung von DTV-Werten auf Fahrzeugkategorien.

	Pkw	Lieferwagen	Motorrad	Bus	Lkw ohne Anhänger	Lkw mit Anhänger
Kassel	90,9 %	2,3 %	2,4 %	0,8 %	2,2 %	1,4 %
Gießen	90,3 %	2,1 %	1,9 %	0,5 %	3,0 %	2,2 %
Karlstadt	90,3 %	2,1 %	1,9 %	0,5 %	3,0 %	2,2 %

Quellen: eigene Berechnung, Bundesverkehrswegezählung 1995, Bundesstraßen.

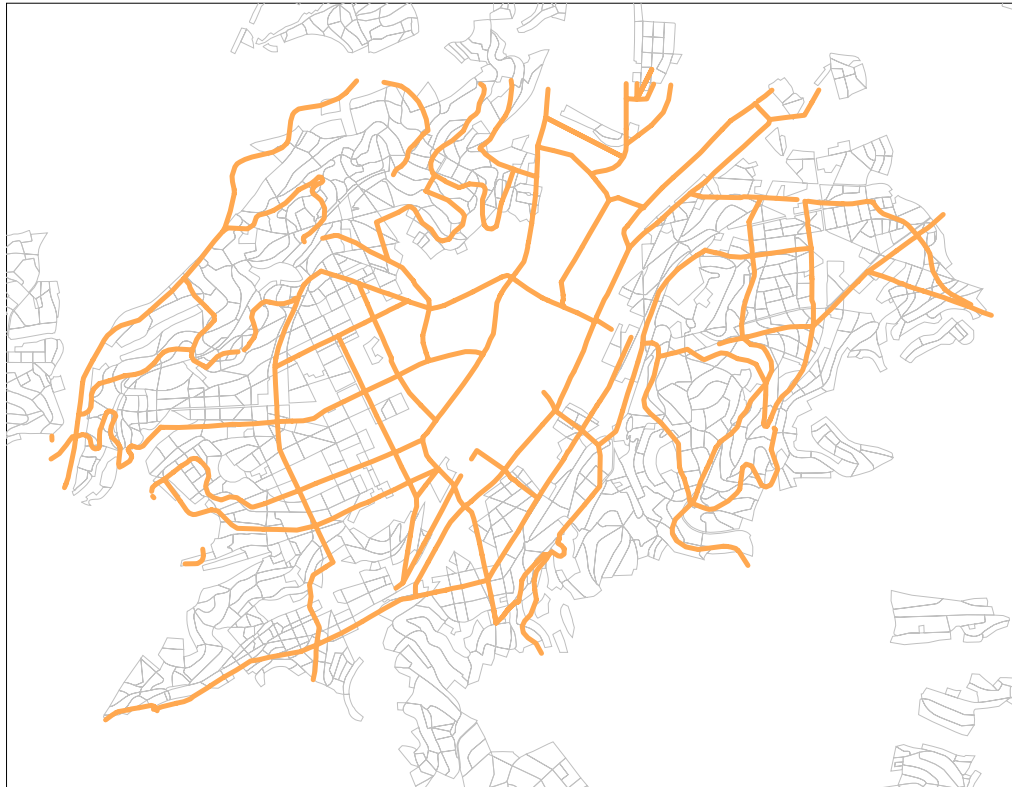


Abbildung 48: Karte der Fallstudie „Gesamtkosten Verkehrslärm Stuttgart“ (FL1). Die bewerteten Straßen des inneren Stadtgebietes von Stuttgart sind fett dargestellt (Quelle: Landeshauptstadt Stuttgart 2002, ATKIS-Daten, eigene GIS-Darstellung).

Tabelle 152: Auswertung der berechneten Schallpegel der Fallstudie Stuttgart FL1.

dB(A)	ZS 2307	ZS 723	PD 723- 2307	ZS L _{den}	PD L _{den} - 2307	ZS 719	PD 719- 2307	ZS 1923	PD 1923- 2307
Mittelwert	59.3	65.8	6.5	67.9	8.6	66.4	7.1	63.5	4.2
Median	59.9	66.4	6.5	68.5	8.6	67.0	7.1	64.1	4.2
Max	71.3	77.9	6.8	79.9	8.7	78.5	7.6	75.2	5.3
Min	41.7	48.1	6.2	50.3	8.6	48.6	6.5	46.1	2.9

ZS = Zeitscheibe, PD = Pegeldifferenz

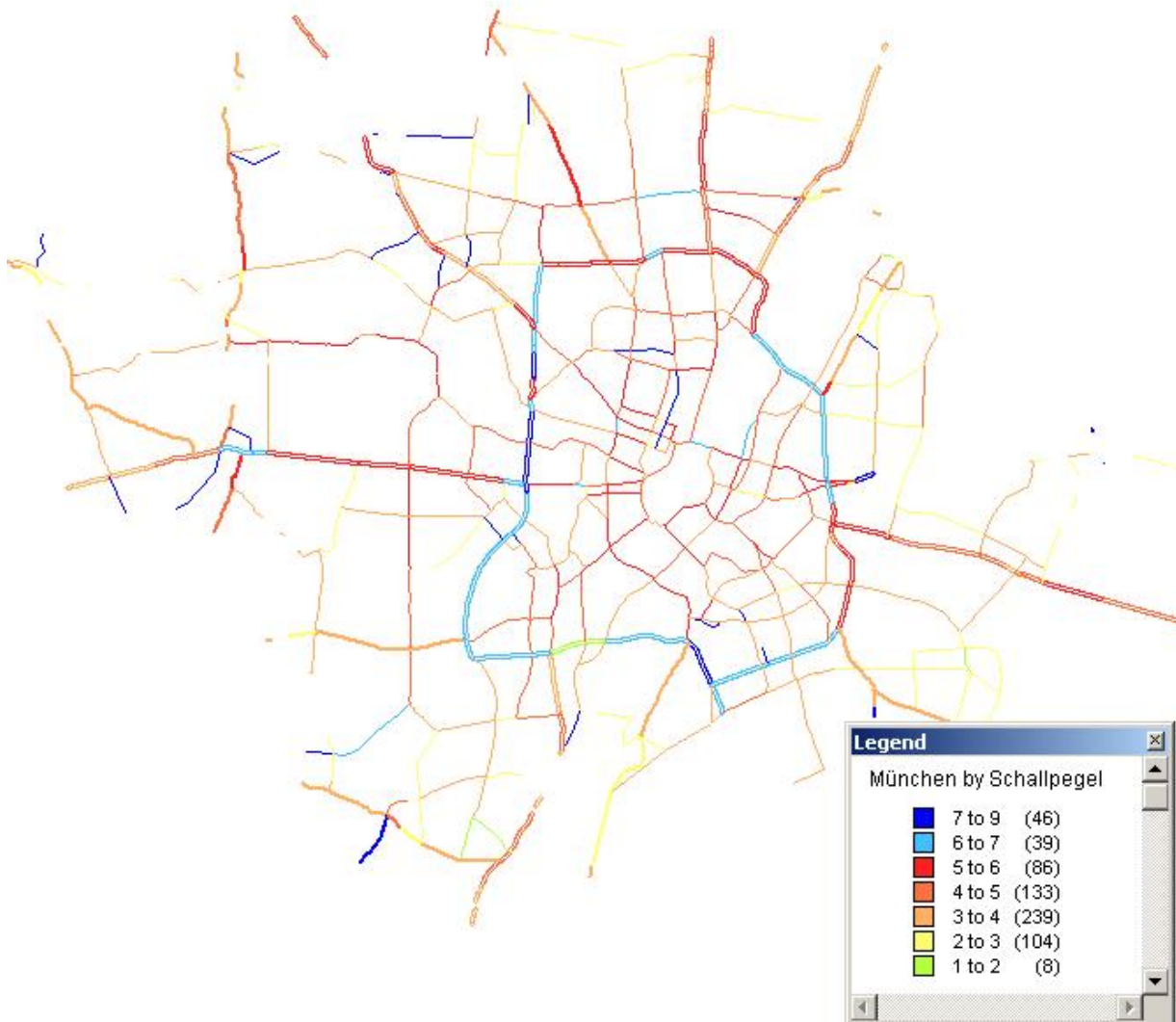


Abbildung 49: Karte der Fallstudie „Gesamtkosten Verkehrslärm München“ (FL2). Straßenabschnitte des NEMOBFSr, die mit Lärmpegel attributtiert sind (BMVBW 2002 und Landeshauptstadt München Baureferat Tiefbau).

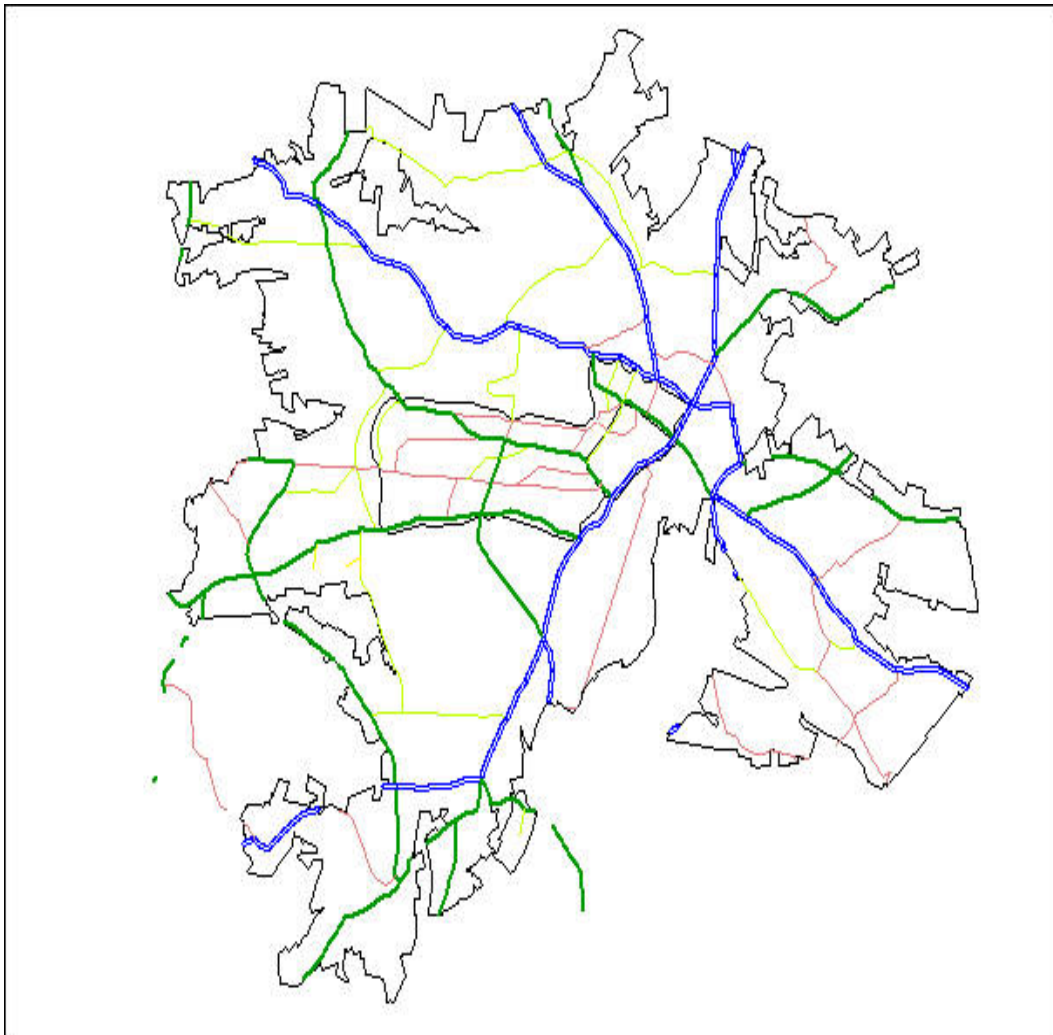


Abbildung 50: Mit DTV-Mengen versorgte Streckenabschnitte der Fallstudie „Kassel“ (FL3) getrennt nach Straßenkategorie (Bundesstraßen –blau, doppelt; Landesstraßen – dunkelgrün, dick; Kreisstraßen – braun, dünn; Gemeindestraßen – hellgrün, dünn) (Quellen: Gies 2001; BMVBW 2002).

Tabelle 153: Verteilung der Datensätze, Längen, Betroffene nach SMB- und TA-Modell auf die Straßenkategorien der Fallstudie Augsburg (FL4).

	Datensätze		Länge m		Betroffene Erwachsene			
					SMB-Modell		TA-Modell	
Bundesstraßen	126	33,8 %	43.680	30,0 %	22.391	31,5 %	7.474	24,6 %
Landesstraßen	28	7,5 %	9.641	6,6 %	5.169	7,3 %	2.811	9,2 %
Gemeindestraßen	183	49,1 %	81.392	56,0 %	38.712	54,4 %	17.608	57,8 %
Kreisstraßen	34	9,1 %	9.135	6,3 %	4.890	6,9 %	2.551	8,4 %
Ohne Bezeichnung	2	0,5 %	1.570	1,1 %		0,0 %		0,0 %
Summe	373		145.418		71.162		30.445	

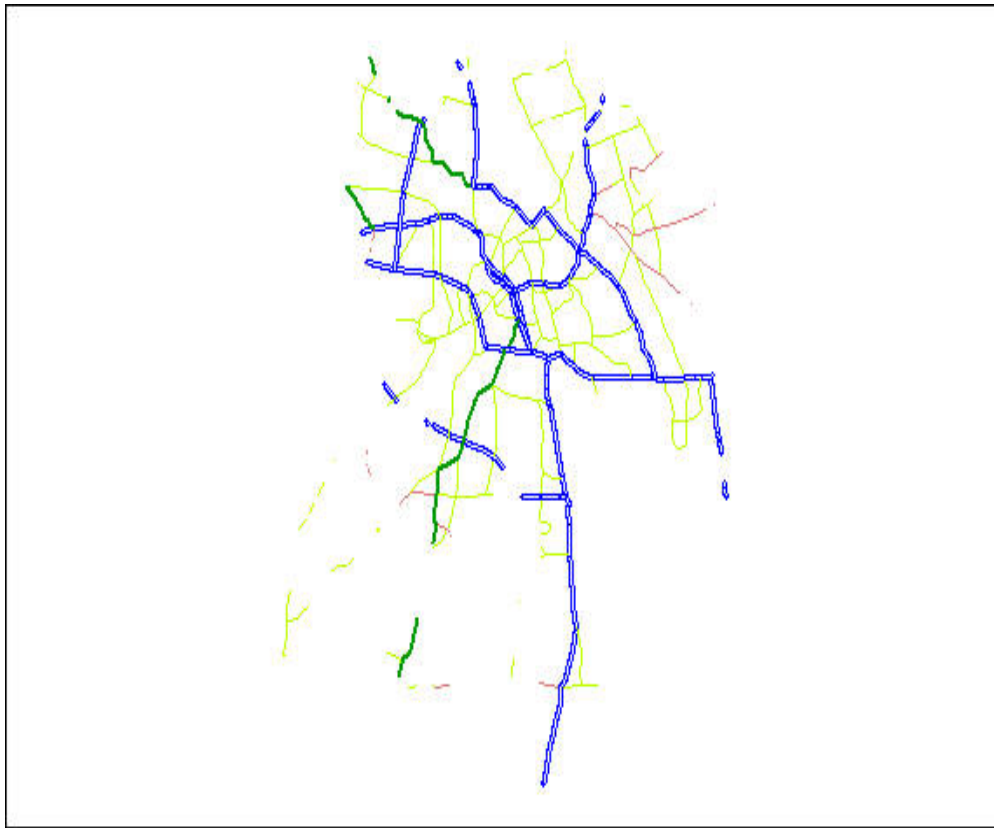


Abbildung 51: GIS-Karte der in der Fallstudie „Augsburg“ (FL4) bewerteten Straßenabschnitte (Quellen: Kühlwein 2001, eigene Darstellung; BMVBW 2002).

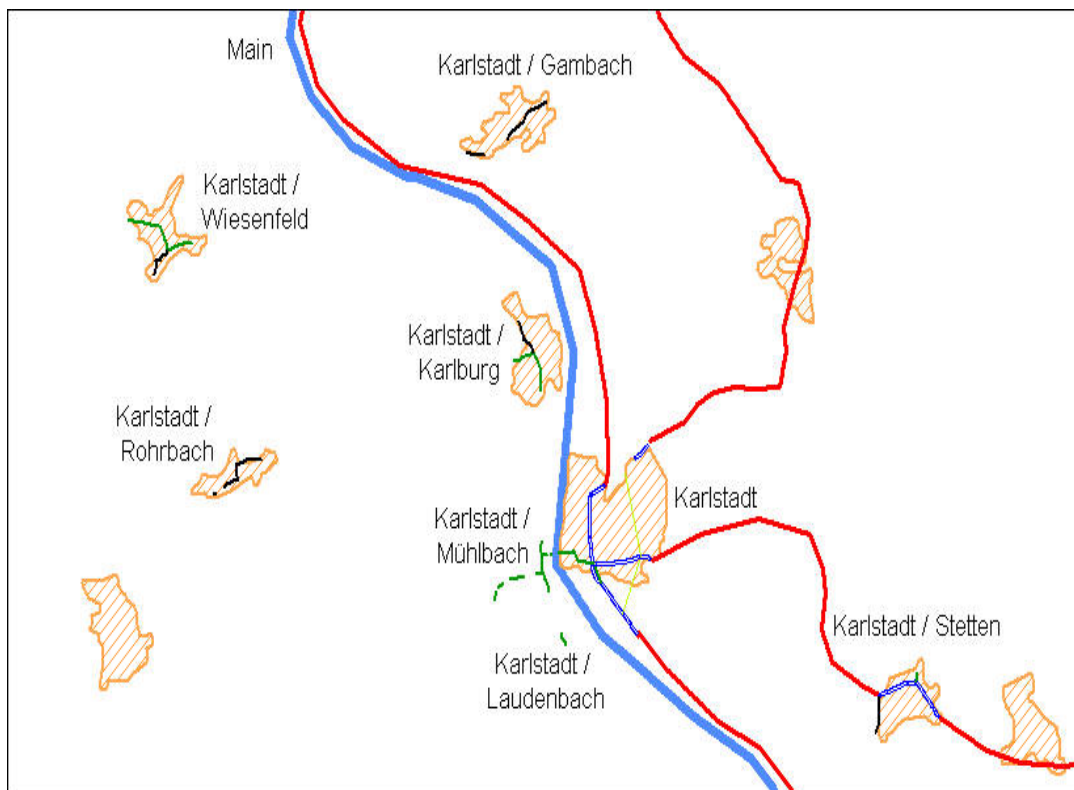


Abbildung 52: GIS-Karte der Fallstudie „Karlstadt“.

Tabelle 154: Verteilung der Datensätze, Längen, Betroffene nach SMB- und TAM-Modell auf die Straßenkategorien für die Fallstudie Schwabach (FL7).

	Datensatz		Länge		Betroffene Erwachsene			
	Anzahl		m		SMB-Modell		TAM-Modell	
Bundesstraßen	45	40,5 %	6.946	31,2 %	2.919	35,7 %	2262	35,6 %
Landesstraßen	37	33,3 %	8.278	37,2 %	2.868	35,0 %	2717	42,8 %
Gemeindestraßen	21	18,9 %	5.686	25,5 %	1.626	19,9 %	906	14,3 %
Kreisstraßen	8	7,2 %	1.371	6,2 %	773	9,4 %	470	7,4 %
Ohne Bezeichnung								
Summe	111		22.281		8.186		6.356	

Tabelle 155: Quotient „alle Straßen“ zu „DTV >1000“ der Ergebnisse der Fallstudie Ingolstadt (FL6) je Bewertungskategorie.

	Gesundheits- effekte	Belästigung	Schlaf- störung	Hedonische Bewertung	Bewertung	Bewertung	Mittelwert Modelle A, B, C
					L _{den}	L _{den}	
					(SW 50)	(SW 55)	
Ingolstadt	1.0	2.0	1.7	1.3	1.8	1.5	1.6

Tabelle 156: Externe Gesamtkosten durch Straßenverkehrslärm der Fallstudien für verschiedene Städte und Gemeinden nach Bewertungskategorien.

EUR ₂₀₀₀ /a	Modell	Gesundheits- Belästigung		Schlaf- störung	Hedonische Bewertung	Bewertung	
		effekte				L _{den} (SW 50)	L _{den} (SW 55)
Stuttgart	TAM, EFAK	480.000	3.030.000	1.760.000	7.170.000	8.440.000	6.020.000
	TAM, EFAB	2.600.000	4.060.000	2.330.000	10.680.000	10.900.000	8.450.000
München	SMB	9.290.000	31.460.000	16.820.000	77.100.000	85.220.000	62.910.000
Kassel	SMB, EFAK	270.000	4.440.000	2.590.000	7.960.000	12.070.000	7.510.000
	SMB, EFAB	1.460.000	5.560.000	3.460.000	12.800.000	15.590.000	10.970.000
Augsburg	TAM	640.000	3.120.000	1.740.000	7.300.000	8.670.000	6.210.000
	SMB	2.160.000	6.400.000	4.200.000	15.800.000	18.310.000	13.290.000
Giessen	SMB, EFAK	460.000	1.360.000	910.000	3.440.000	3.910.000	2.870.000
	SMB, EFAB	1.260.000	1.720.000	1.120.000	4.620.000	4.740.000	3.690.000
Ingolstadt	TAM, EFAK alle Straßen	370.000	3.000.000	1.190.000	4.840.000	7.510.000	4.490.000
	TAM, EFAK DTV >1000	370.000	1.520.000	700.000	3.650.000	4.070.000	2.940.000
Schwabach	TAM, EFAK	40.000	560.000	280.000	1.320.000	1.540.000	1.070.000
	TAM, EFAB	290.000	700.000	370.000	1.850.000	1.910.000	1.430.000
	SMB, EFAK	60.000	710.000	360.000	1.650.000	1.940.000	1.340.000
	SMB, EFAB	360.000	890.000	470.000	2.320.000	2.400.000	1.800.000
Karlstadt	TAM, EFAK	10.000	80.000	60.000	190.000	230.000	160.000
	SMB, EFAK	20.000	220.000	130.000	510.000	630.000	430.000

Quelle: Eigene Berechnungen.

Tabelle 157: Externe Gesamtkosten durch Straßenverkehrslärm der Fallstudien für verschiedene Städte und Gemeinden, zusammengefasst nach Bewertungsmodell.

Stadt/ Gemeinde	Emissions- modell	Expositions- modell	Bewertung in EUR ₂₀₀₀		
			Modell A	Modell B	Modell C
Stuttgart	EFAK	TAM	5.270.000	7.650.000	7.710.000
	EFAB	TAM	8.990.000	13.280.000	12.275.000
	MW K-B	TAM	7.130.000	10.465.000	9.992.500
München	-	SMB	57.570.000	86.390.000	83.355.000
Kassel	EFAK	SMB	7.300.000	8.230.000	10.060.000
	EFAB	SMB	10.480.000	14.260.000	14.740.000
	MW K-B	SMB	8.890.000	11.245.000	12.400.000
Augsburg		TAM	5.500.000	7.940.000	8.080.000
		SMB	12.760.000	17.960.000	17.960.000
	MW K-B				
Gießen	EFAK	SMB	2.730.000	3.900.000	3.850.000
	EFAB	SMB	4.100.000	5.880.000	5.475.000
	MW K-B	SMB	3.415.000	4.890.000	4.662.500
Ingolstadt	EFAK	TAM	4.560.000	5.210.000	6.370.000
	EFAK	TAM, DTV >1000	2.590.000	4.020.000	3.875.000
Schwabach	EFAK	TAM	880.000	1.360.000	1.345.000
	EFAB	TAM	1.360.000	2.140.000	1.960.000
	MW K-B	TAM	1.120.000	1.750.000	1.652.500
	EFAK	SMB	1.130.000	1.710.000	1.700.000
	EFAB	SMB	1.720.000	2.680.000	2.460.000
	MW K-B	SMB	1.425.000	2.195.000	2.080.000
Karlstadt	EFAK	TAM	150.000	200.000	205.000
	EFAK	SMB	370.000	530.000	550.000

Quelle: Eigene Berechnungen.

Tabelle 158: Expositionsdaten für ausgewählte deutsche Verkehrsflughäfen.

Flughafen \ Pegel	57,5	61	62,5	63	63,5	64,5	65,5	67	67,5	69,5	71	72,5	75
Düsseldorf						77.097					17.188		7.896
Hamburg		10.772			7.990				4.168			35	
Köln/Bonn						59.594		10.589					
Stuttgart	91.387		59.977						32.663			17.396	1.520
München				11.922			14.027			15.170			883
Berlin-Tegel											36.064		1.651

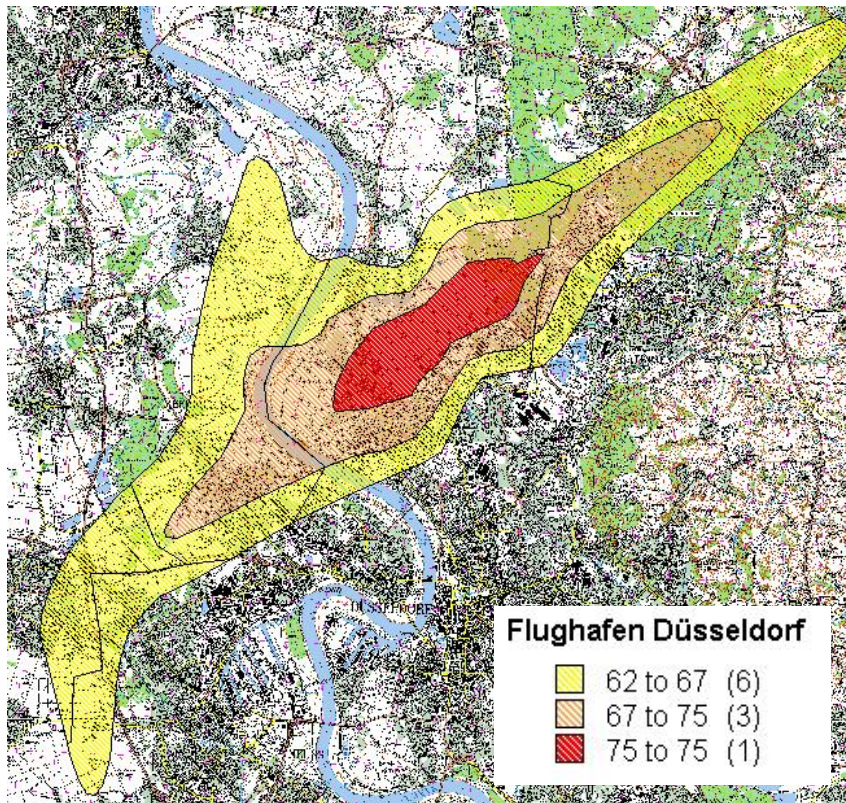


Abbildung 53: Darstellung des Fluglärms am Flughafen Düsseldorf (eigene Darstellung, Quellen: (Deutsche Landvermessung 2000; Landesumweltamt Nordrhein-Westfalen 2000).

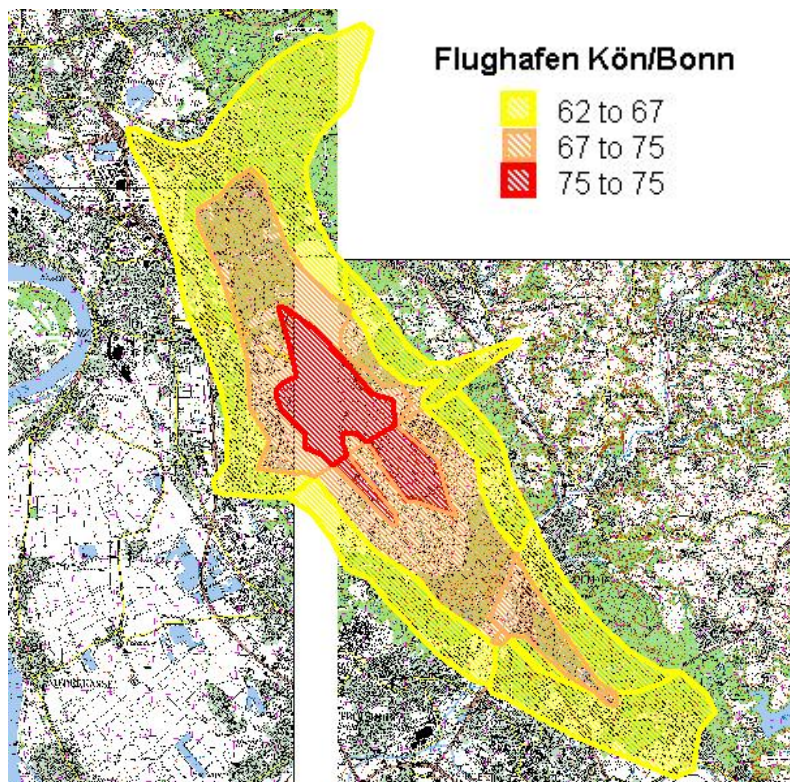


Abbildung 54: Darstellung des Fluglärms am Flughafen Köln/Bonn (eigene Darstellung, Quellen: (Deutsche Landvermessung 2000; Landesumweltamt Nordrhein-Westfalen 2000).

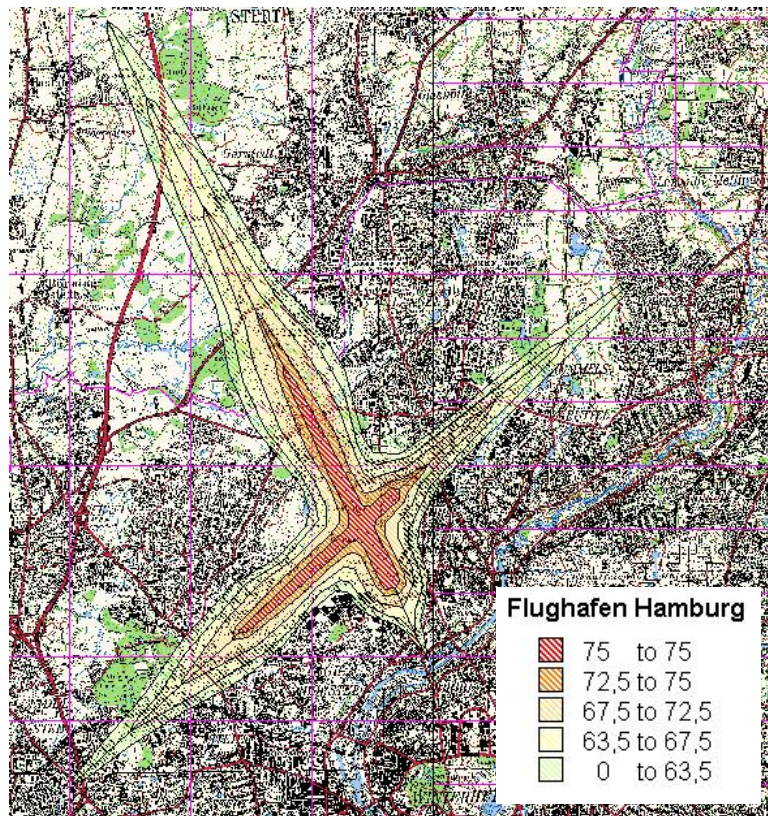


Abbildung 55 Darstellung des Fluglärms am Flughafen Hamburg (eigene Darstellung, Quellen: Deutsche Landvermessung 2000; Kowalski und Isermann 2001).

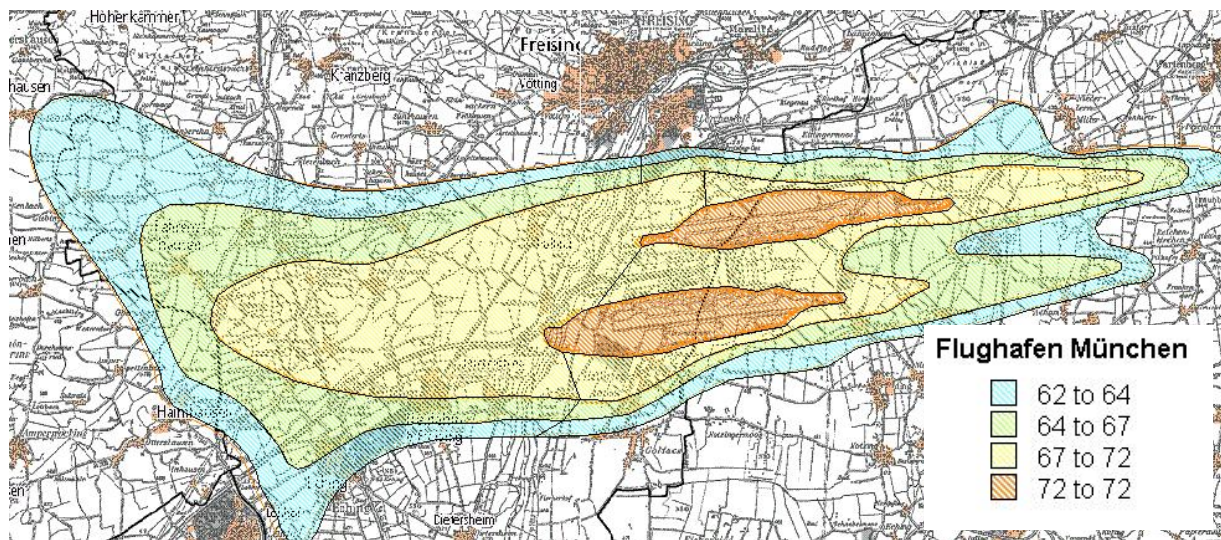


Abbildung 56. Darstellung des Fluglärms am Flughafen München (eigene Darstellung, Quellen: Regionalplan München www.region-muenchen.com).

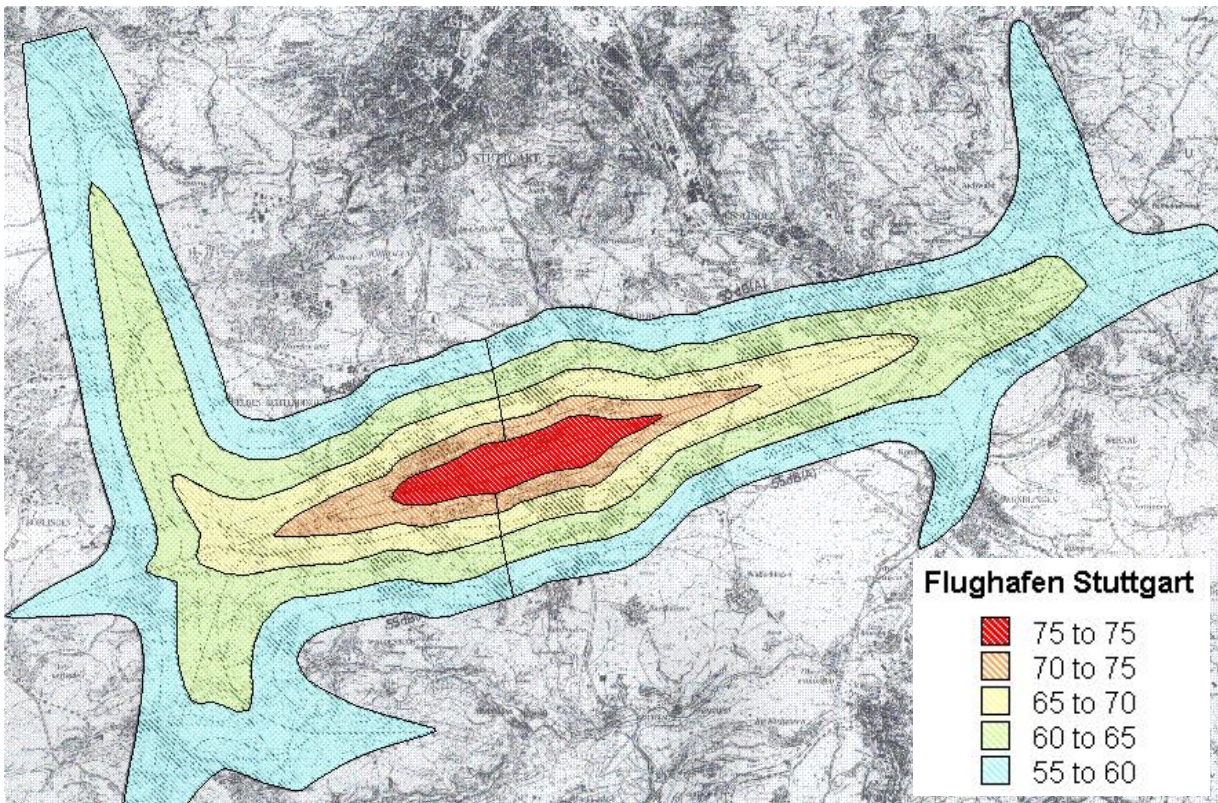


Abbildung 57: Darstellung des Fluglärms am Flughafen Stuttgart (eigene Darstellung, Quellen: Landesanstalt für Umweltschutz Baden-Württemberg 1995).

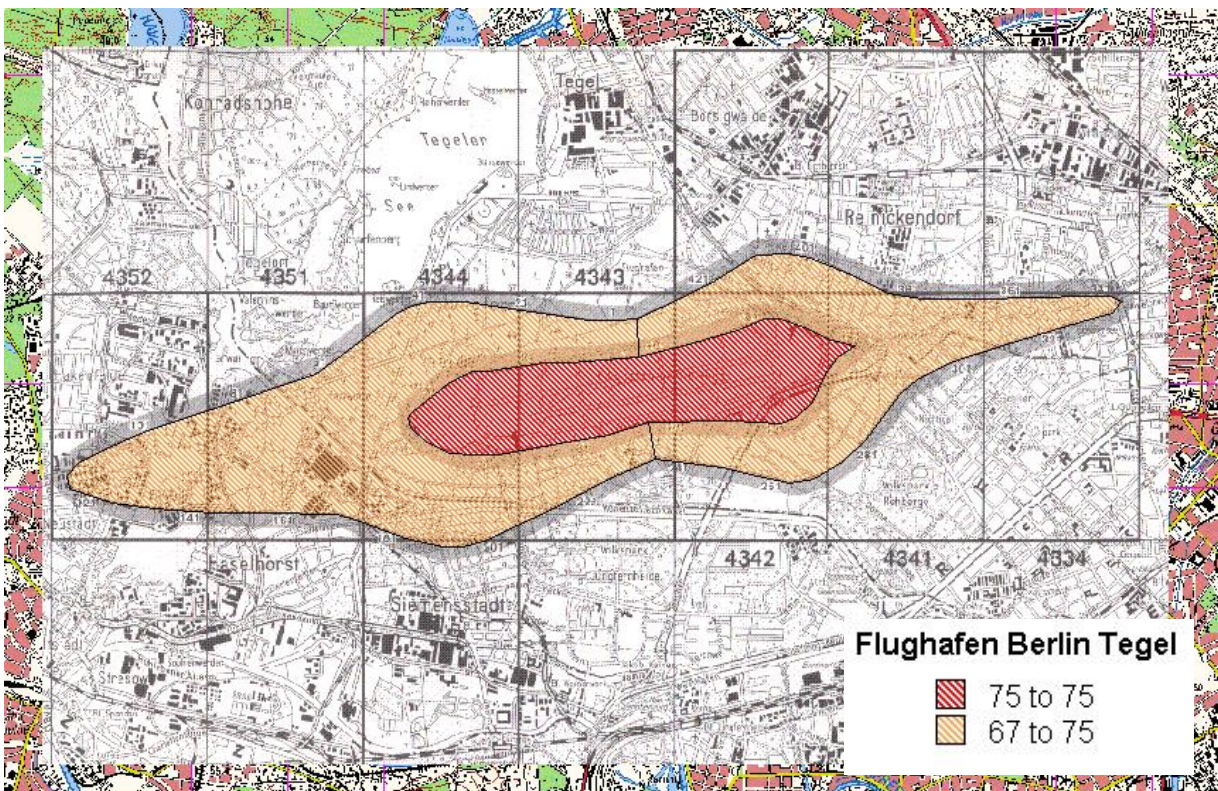


Abbildung 58: Darstellung des Fluglärms am Flughafen Berlin-Tegel (Senator für Bau und Wohnungswesen V (Hrsg.) 1976).

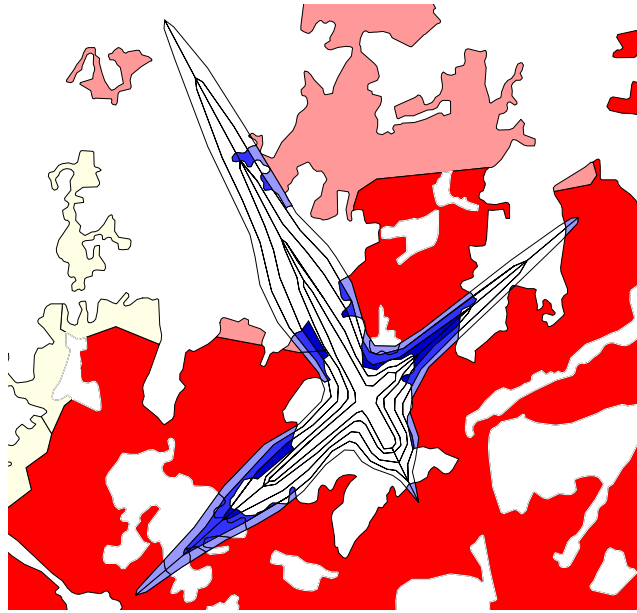


Abbildung 59: GIS-Karte der Verschneidung der Lärmpegelkarte für den Flughafen Hamburg mit den Bevölkerungsdaten.

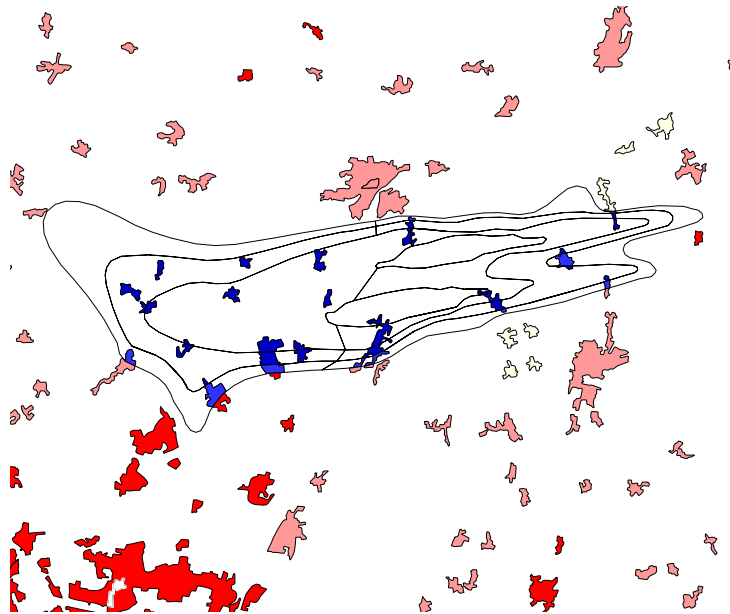


Abbildung 60: GIS-Karte der Verschneidung der Lärmpegelkarte für den Flughafen München mit den Bevölkerungsdaten.

Stephan Andreas Schmid

Wurmlinger Str. 57 B
70597 Stuttgart

1973-1977

1977-1986

1986-1987

1988-1995

1996-2002

seit 2003

Persönliche Angaben

Familienstand: ledig
Staatsangehörigkeit: deutsch
Geburtsdatum: 9. April 1967

Ausbildung

Grundschule Mögglingen

Gymnasium Heubach

Grundwehrdienst

Maschinenbaustudium an der Universität Karlsruhe (TH)
Vertiefung Energiesysteme und Strömungsmechanik

Berufstätigkeit

Wissenschaftlicher Mitarbeiter am Institut für
Energiewirtschaft und Rationelle Energieanwendung der
Universität Stuttgart

Mitarbeiter im Wissenschaftlichen Dienst am Deutschen
Zentrum für Luft- und Raumfahrt (DLR), Institut für
Fahrzeugkonzepte, Stuttgart