

UBA Methodenkonvention 2.0
Umweltbundesamt FKZ 3708 14 101

„Schätzung Externer Umweltkosten und Vorschläge zur
Kosteninternalisierung in ausgewählten Politikfeldern“

Sachstandspapier zu Klassische Luftschadstoffe

Version an UBA am 30.Mai 2012

Philipp Preiss, Wolf Müller, Sandra Torras, Alexandra Kuhn, Rainer Friedrich

Inhaltsverzeichnis

1	Klassische Luftschatdstoffe.....	3
1.1	Einführung	3
1.1.1	Kurze Erläuterung zu Partikelgröße	3
1.2	Wirkungspfadansatz für Luftschatdstoffe.....	4
1.3	Wirkungen von Luftschatdstoffen	6
1.3.1	Gesundheitsschäden	6
1.3.2	Gebäude- und Materialschäden	7
1.3.3	Nutzpflanzenertragsverluste in der Landwirtschaft:	10
1.3.4	Auswirkungen auf die Biodiversität.....	10
1.4	Weiterentwicklungen wichtiger Teile des Wirkungspfadansatzes (IPA).....	11
1.5	Technologiespezifische Emissionen von klassischen Luftschatdstoffen und technische Parameter.....	14
1.6	Atmosphärische Ausbreitungs- und Umwandlungsmodelle für nicht-Verkehrsquellen	
	15	
1.6.1	Ausbreitungsmodelle für Flächen und Punktquellen	17
1.7	Ausbreitungsmodelle zur Berechnung von externen Kosten für Linienquellen mit Fokus auf Verkehrsemissionen	19
1.8	Dosis-Wirkungszusammenhänge Luftschatdstoffe	24
1.8.1	Gesundheitsschäden	24
1.9	Monetäre Werte zur Bewertung von Umwelt- und Gesundheitsschäden durch klassische Luftschatdstoffe.....	32
1.9.1	Anpassung der Bewertung an wachsende Zahlungsbereitschaft für Schäden in der Zukunft - und Aufdatierung auf verschiedene Währungen bzw. Umrechnung einen anderen Preisindex	32
1.9.2	Monetäre Werte für die Bewertung von Gesundheitsschäden	33
1.9.3	Monetäre Werte für Gebäude-Materialien und landwirtschaftliche Erträge.....	38
1.9.4	Monetäre Werte für die Bewertung von Ökosystemen	38
1.10	Ergebnisse - Output → Neue Empfehlungen im Kapitel Kostensätze	38
1.10.1	Erläuterungen zu den Kostensätzen: Externe Kosten pro Tonne Schadstoff (eigentliche Werte siehe Kapitel zu Kostensätzen).....	41
1.10.2	Erläuterungen zu den Kostensätzen: Externe Kosten pro funktioneller Einheit	42
2	Annex zu klassische Luftschatdstoffe	44
2.1	Abkürzungsverzeichnis	44
2.2	Berechnung der EMEP Gitterzelle aus Koordinaten.....	45
2.3	Zusammenfassung wichtiger Studien zu den externen Kosten von Luftschatdstoffen	
	46	
2.3.1	Studien und Projekte zu externen Kosten im Transportbereich, (Maibach et al. 2008)	46
2.3.2	Überblick zu Ergebnissen in Form von „Euro pro Emission“ in Deutschland und Europa aus relevanten Studien zu externen Kosten von Luftschatdstoffen	52
3	Literatur	57

1 Klassische Luftschadstoffe

Ziel dieses Sachstandpapiers (SP) ist es, die wesentlichen, methodischen Veränderungen, welche nach (UBA 2007) und (Maibach et al. 2007) erfolgten, zu beschreiben. Es wird zunächst der Wirkungspfad von den Emissionen bis zu den Schadenskosten beschrieben. Dann werden Ergebnisse verschiedener Studien diskutiert. Die Empfehlungen bezüglich der Kostensätze werden im SP zu Kostensätzen dargestellt.

1.1 Einführung

Es gibt unterschiedliche Definitionen von Luftschadstoffen (z. B. Begriffsdefinitionen von DIN ISO 4225 (VDI 1996-08)). Das UBA hat die folgenden Luftschadstoffe unter der Bezeichnung „klassische Luftschadstoffe“ zusammengefasst: CO, NMVOC, NO_x, SO₂, NH₃, TSP, PM₁₀, PM_{2,5} (UBA 2010a). Im Kontext der externen Kostenberechnung im Rahmen der ExternE-Projektserie sind die berücksichtigten Luftschadstoffe¹ eine Auswahl von Stoffen, die in die Luft abgeben werden (primäre Schadstoffe) bzw. durch chemische Umwandlung primärer Schadstoffe in der Luft entstehen (sekundäre Schadstoffe, insbesondere Ozon und Ammoniumnitrate und –sulfate (SIA)):

- Schwefeldioxid (SO₂)
- Stickstoffoxide (NO_x)
- Ammoniak (NH₃)
- flüchtige organische Verbindungen ohne Methan (NMVOC)
- primärer (PPM2.5 und PPMcoarse²) und sekundärer Feinstaub (SIA)
- Ozon als Reaktionsprodukt.

Die sich aus den gasförmigen Emissionen (SO₂- und NO_x) durch Reaktion mit Ammoniak in der Luft bildenden Sulfat- und Nitrateaerosole (sekundäre Partikel, SIA = secondary inorganic aerosols) stellen den Großteil der Feinstaubbelastung dar.

Ozon (O₃), Sulfate und Nitrate werden nur zu einem sehr geringen Anteil direkt emittiert. Der überwiegende Teil entsteht erst in der Atmosphäre durch chemische Reaktionen, an denen die Gase SO₂, NO_x, NH₃ und NMVOC beteiligt sind.

Sekundärer Feinstaub kann aus organischen (SOA, d.h. secondary organic aerosol) und anorganischen (SIA) Verbindungen bestehen. Es werden nur SIA bei den Berechnungen von externen Kosten berücksichtigt. Die Modellierung von SOA ist noch nicht ausreichend verfügbar, und SOA spielen eine untergeordnete Rolle bei der Bewertung von anthropogenen Emissionen. Die Menge an organischen Aerosolen, die überwiegend aus natürlichen Quellen resultiert, ist jedoch erheblich.

1.1.1 Kurze Erläuterung zu Partikelgröße

Feinstaubkonzentrationen werden z. B. angeben als µg PM₁₀ pro m³. ³Die Bezeichnung PM₁₀ ist also keine Partikelgröße, sondern ein Indikator für eine Klasse von Partikeln, die verschiedene „Korngrößen“ haben, nämlich 10µm (aerodynamischer Durchmesser) und kleiner. Im Gegensatz dazu ist PMcoarse eine Klasse von Partikeln, die e verschiedene „Korngrößen“ zwischen 10µm (aerodynamischer Durchmesser) und 2.5µm haben .

¹ Treibhausgase (THG, d.h.: CO₂, CH₄, N₂O, etc.) werden hier nicht als Luftschadstoffe bezeichnet, da sie weder eine direkte toxische noch eine respiratorische Wirkung haben.

² Partikel („Particulate Matter“) mit einem aerodynamischen Durchmesser kleiner als 2,5 Mikrometer und zwischen 10 und 2,5 Mikrometer (coarse).

³Ausführliche Erklärungen unter <http://www.umweltbundesamt-daten-zur-umwelt.de/umweltdaten/public/theme.do?nodeIdent=3579>

In der folgenden Abbildung ist ein Beispiel gegeben, wie sich 1 g PM10 zusammensetzen kann. Tatsächlich ist die Zusammensetzung von PM10 stark von der Quelle abhängig, z. B. bestehen PM10 Emissionen aus Verbrennungsmotoren in der Regel zu über 90% aus PM2.5.

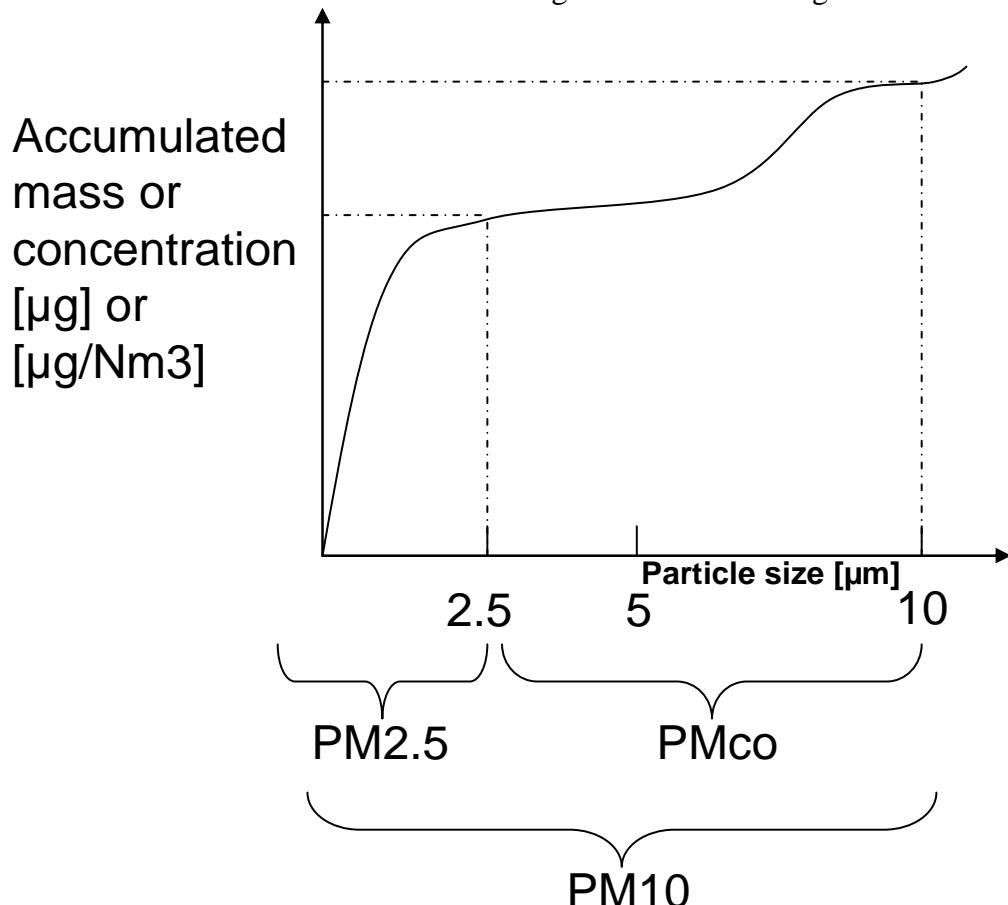


Abbildung 1: Zusammensetzung von PM10 und PMcoarse

1.2 Wirkungspfadansatz für Luftschadstoffe

Der Wirkungspfadansatz stellt allgemein einen Ansatz dar, der es ermöglicht, Grenzkosten einer zusätzlichen Umweltbelastung zu schätzen. Er wurde im Rahmen des EU-Forschungsprogramms ExternE entwickelt und angewendet. Der Bewertungsansatz beruht auf folgenden Prinzipien zur Bewertung umweltrelevanter externer Kosten (UBA 2007):

- Die Bewertung erfolgt auf Grundlage eines Bottom-up-Modells
- Bewertungsmaßstab sind die individuellen Präferenzen der betroffenen Individuen, die durch Rückschlüsse aus dem Verhalten oder durch Befragungen erfasst werden.
- Man bewertet Schäden (z. B. Atemwegserkrankungen) und Risiken (z. B. Erhöhung des Unfallrisikos), und nicht die Umwelteinwirkungen (z. B. Emissionen). In Abbildung 2 ist der Wirkungspfadansatz dargestellt.



Abbildung 2: Der Wirkungspfadansatz zur Erfassung externer Umweltkosten (IER)

Bottom-up bedeutet, dass man die Wirkungskette von der Umwelteinwirkung über den Transport unter Berücksichtigung evtl. auftretender chemischer Umwandlungsprozesse (z. B. die Bildung von Ozon und Sommersmog) bis hin zur Wirkung auf verschiedene Rezeptoren (z. B. Menschen, Pflanzen) erfasst, und dann die so quantifizierten physischen Schäden und Risiken monetär bewertet. Wichtig ist, dass die Bewertung an den Endpunkten (Schäden oder Risiken) ansetzt und nicht an den Umwelteinwirkungen.

Die ermittelten Geldwerte geben die negativen Einflüsse auf Wohlbefinden und Gesundheit, eingeschränkte Nutzungsmöglichkeiten der Umwelt und damit den Nutzenverlust für die Betroffenen wieder.

Das beschriebene Vorgehen erlaubt die Ermittlung von marginalen oder quasi-marginalen Durchschnittskosten (z. B. durch Emissionen während dem Bau und Betrieb eines zusätzlichen Kraftwerkes an einem bestimmten Standort). Quasi-marginal bedeutet in diesem Zusammenhang, dass die Schäden einer zusätzlichen messbaren Belastung geschätzt werden, etwa die Schäden durch den Bau eines zusätzlichen Kraftwerks. Die so ermittelten Schäden werden – in diesem Beispiel – auf die von diesem Kraftwerk zusätzlich erzeugten Strom (kWh) bezogen. Aus den Zusatzkosten des Kraftwerks ermittelt man daher rechnerisch die marginalen Zusatzkosten pro kWh.

In vielen Fällen sind Informationen über externe Kosten auf einer höheren Aggregationsstufe erforderlich (z. B. für den Kraftwerkspark in einem Bundesland oder für eine Fahrzeugkategorie, die aus verschiedenen Fahrzeugtypen besteht und an vielen Orten Emissionen verursacht). Diese Kosten erhält man durch gewichtete Durchschnitte einzelner, standortspezifischer Ergebnisse.

1.3 Wirkungen von Luftschadstoffen

Die Wirkung der Luftschadstoffe entsteht durch das Einwirken auf bzw. die Aufnahme durch einen Rezeptor. Mit den Ausbreitungsmodellen werden Konzentration in der Außenluft und Depositionen berechnet. Die Wirkungsbeziehung zwischen Konzentration und Gesundheitsschäden nennt man Konzentrations-Wirkungsbeziehung. Die Wirkung der Schadstoffe ist aber abhängig von der Aufnahme über das Einatmen, also von der tatsächlichen Dosis. Die Dosis ergibt sich aus der Konzentration und der Atemrate. Vereinfachend wird angenommen, dass die über alle Personen kumulierte Exposition gleich dem Produkt aus der Anzahl der Menschen ist, die in einem bestimmten Gebiet wohnen, und der Außenluftkonzentration in diesem Gebiet. Die angewendeten Wirkungsbeziehungen basieren auf epidemiologischen Studien, welche Außenluftkonzentrationen und zusätzliche Gesundheitsschäden in Relation setzen. Implizit berücksichtigen diese Wirkungsbeziehungen also die durchschnittliche Dosis, die sich aus der tatsächlichen Exposition und anderen Einflussfaktoren (z. B. Aufenthaltszeit in verschiedenen Umgebungen) ergibt. Im Folgenden wird daher die Beziehung zwischen Schadstoffkonzentration und Gesundheitsschäden „Dosis-Wirkungsbeziehung“, oder kurz DRF (Dose-Response-Function) verwendet.

Für die berücksichtigten Luftschadstoffe können die folgenden Schadenskategorien unterschieden werden:

- Gesundheitsschäden
- Materialschäden
- Änderung der landwirtschaftlichen Erträge
- Schäden an natürlichen Ökosystemen.

Diese Schadenskategorien werden in den folgenden Abschnitten genauer erläutert.

1.3.1 Gesundheitsschäden

Auswirkungen auf die menschliche Gesundheit entstehen durch Respiration von primärem Feinstaub, sekundärem Feinstaub und Ozon.

Es wird angenommen, dass die CO, NOx- und SO₂-Konzentration nicht zusätzlich und unabhängig von PM- und Ozon-Konzentrationen bewertet werden müssen (Torfs et al. 2007), da sie zwar als Indikatoren für ein bestimmtes Niveau von Luftverschmutzung angesehen werden können, aber keine eindeutigen, unabhängigen Wirkungsbeziehungen im Rahmen von epidemiologischen Studien abgeleitet werden können, siehe auch (WHO 2005) oder (European Commission - CAFE 2005b).

Mit Hilfe von Dosis-Wirkungsbeziehungen (DRF), die einen Zusammenhang zwischen der Änderung der Schadstoffbelastung und der Häufigkeit verschiedener Gesundheitseffekte beschreiben, werden Gesundheitsschäden quantifiziert. Die Dosis-Wirkungsbeziehungen werden aus epidemiologischen Untersuchungen abgeleitet, in denen ein statistischer Zusammenhang zwischen der Schadstoffbelastung und verschiedenen, tatsächlich auftretenden Gesundheitseffekten hergestellt wird (z. B. : (Pope et al. 2002), (Cohen et al. 2005), (Abbey et al. 1995, Anderson et al. 1996), (Dockery et al. 1993), (Schwartz and Morris 1995), etc). Im Rahmen des EU-Projektes NEEDS⁴ (NEEDS 2004-2009), wurden die Empfehlungen nochmals konsolidiert und in (Torfs et al. 2007) zusammengefasst. Diese Empfehlungen wurden mit jenen für das Projekt CAFE CBA⁵, (CAFE CBA 2005-2007) abgeglichen, und sind konsistent mit Empfehlungen der WHO und der Genfer

⁴ New Energy Externalities Developments for Sustainability

⁵ Clean Air For Europe - Cost Benefit Analysis, siehe <http://www.cafe-cba.org/>

Luftreinhaltekonvention (UNECE-Convention on the Long-Range Transport of Air Pollutants - CLRTAP)). Die Methoden waren für eine Konsultation zugänglich, und es wurde ein Peer-Review durch ein führendes US Team durchgeführt. In (Torfs et al. 2007), ANNEX 1⁶ werden alle relevanten Dosis-Wirkungsbeziehungen (DRF), Quellen und Bandbreiten beschrieben.

Im Rahmen der Projekte HEIMTSA und INTARESE⁷ wurde eine Empfehlung zu DRF erstellt, welche im Rahmen dieses Projektes ebenfalls übernommen wurde.

1.3.2 Gebäude- und Materialschäden

Bei den Gebäude- und Materialschäden durch Luftschaadstoffe sind zwei Effekte von Bedeutung:

1. Direkte Verschmutzung des Gebäudes, d. h. der Oberflächen/Fassaden, durch Partikel und Staub
2. Auswirkung auf Fassaden und Materialien durch Korrosion, durch NOx- und SO₂-Konzentration und Deposition.

Zu 1:

In (ARE 2000) wird beschrieben, dass im Kontext der Projekte HEATCO⁸ (HEATCO 2004-2006), und CAFE CBA das Thema Gebäudeschäden von untergeordneter Bedeutung war. Dort liegt der Fokus auf Korrosionsschäden durch NOx bzw. SO₂ bei bestimmten Gebäudematerialien. Die Analyse der Studien auf europäischer Ebene, wie auch verschiedener länder-spezifischer Studien im Rahmen des Projekts IMPACT⁹ (Maibach et al. 2008) haben gezeigt, dass Gebäudeschäden im Zusammenhang mit verkehrsbedingter Luftverschmutzung nicht von zentraler Bedeutung sind. Es gibt keine anwendbaren Schadensfaktoren für Deutschland. Die Herangehensweise in (ARE & BAFU 2008) für die Schweiz wird im Folgenden erläutert.

Zusätzlich Kosten durch Gebäudeverunreinigung

In (ARE & BAFU 2008) werden die Kosten der luftverschmutzungsbedingten Gebäudeschäden in der Schweiz in 2005 dargestellt. Insgesamt fallen Kosten von 289 Mio. CHF an (dies entspricht bei einer Umrechnung von 0,761 Euro pro CHF etwa 220 Mio. Euro). Knapp 95% davon, oder 209 Mio. Euro werden durch den Straßenverkehr verursacht. Der Schienenverkehr ist für knapp über 5% verantwortlich. Beim Straßenverkehr machen die Kosten des Personenverkehrs ca. 53% der Gesamtkosten aus, beim Schienenverkehr beträgt der Anteil des Personenverkehrs ca. 51%. Die Reinigungskosten betragen 36 Mio. Euro. Knapp die Hälfte aller Kosten fällt in Städten an (47%), 42% in Agglomerationen und nur ca. 11% in ländlichen Gebieten. Der wichtigste Kostenbestandteil sind die zusätzlichen Renovationskosten durch die Verkürzung der Renovationszyklen an verkehrsexponierten Standorten mit ca. 50% der Gesamtkosten, gefolgt von den Kapitalkosten durch eine Verkürzung der Lebensdauer der Gebäudehülle mit ca. 32%. Die zusätzlichen Reinigungskosten an verkehrsexponierten Standorten machen ca. 18% der Gesamtkosten aus.

⁶ Literaturrecherche bezgl. „Health Impact Assessment“ (HIA) für die Projekte CAFE und NEEDS, “Selection of D-R Functions: CAFÉ-NEEDS-HIA, Literature Review”

⁷ HEIMTSA. 2007-2011. Health and Environment Integrated Methodology and Toolbox for Scenario Assessment. In EU Sixth Framework Programme, Thematic area “Sustainable Development, Global Change and Ecosystems”, Contract number: GOCE-CT-2006-036913-2. (Health and Environment Integrated Methodology and Toolbox for Scenario Assessment) und INTARESE, INTARESE. 2005-2010. INTegrated Assessment of health Risks of Environmental Stressors in Europe., (INTegrated Assessment of health Risks of Environmental Stressors in Europe) sind EU Projekte

⁸ EU Projekt „Developing Harmonised European Approaches for Transport Costing and Project Assessment“

⁹ Internalisation Measures and Policies for All external Cost of Transport

Es wird nicht dargestellt, wie hoch die Schäden pro Tonne emittierten Schadstoffes sind. In einer Tabelle (Tabelle 6-5) ist aber die Aufteilung der Gebäudeschäden auf die Fahrzeugkategorien, und die PM10-Emissionen der einzelnen Fahrzeugkategorien dargestellt.

Diese könnte als ein grober Richtwert zur Bewertung verkehrsbedingter PM10-Emissionen in Deutschland angewendet werden (siehe Tabelle 1).

Die Zuteilung der Schäden zu den einzelnen Quellen und Verkehrsträgern erfolgt in einem ersten Schritt auf Basis der für 2005 grob aufgeführten Immissionsanteile differenziert nach Raum- bzw. Agglomerationstyp und in einem zweiten Schritt dann gemäß deren Emissionsanteilen an PM10. Die in Tabelle 1 zitierten Werte stammen so aus der Quelle. Da die Werte dazu dienen die Größenordnung darzustellen werde sie hier nicht in Euro umgerechnet.

Tabelle 1: Zuteilung der Schäden zu den einzelnen Quellen und Verkehrsträgern

Personenverkehr	PW	Bus	Car	MZ	Total
Emissionen in t PM10	2594	184	44	106	2928
Emissionsanteil	63.3%	4.5%	1.1%	2.6%	71.5%
Gebäudeschäden in Mio. CHF	127.5	9.1	2.1	5.2	143.9
CHF / t PM10	49,152	49,457	47,727	49,057	49,146

Güterverkehr	Li	LW	SS	Total
Emissionen in t PM10	374	523	270	1167
Emissionsanteil	9.1%	12.8%	6.6%	28.5%
Gebäudeschäden in Mio. CHF	41.6	58.3	30.1	130.0
CHF / t PM10	111,230	111,472	111,481	111,397

Verkehr	Total
Emissionen in t PM10	4095
Emissionsanteil	100.0%
Gebäudeschäden in Mio. CHF	273.9
CHF / t PM10	66,886

PW = Personenwagen, Bus = öffentlicher Bus, Car = Privat Car, MZ = Motorisierte Zweiräder (Motorrad und Motorfahrrad), Li = Lieferwagen, LW = Lastwagen, SS = Sattelschlepper.

Bei der Berechnung der Kostensätze werden die Gebäudeschäden durch Verschmutzung nicht berücksichtigt, da die Übertragung der Ergebnisse aus der einzelnen Schweizer Studie auf Deutschland zu unsicher ist. Es gibt auch keine weiteren Quelle Europäischer Studien, die eine Abschätzung ermöglicht. Es wird aber darauf hingewiesen, dass weiter Untersuchungen in diesem Bereich empfehlenswert sind, und ggf. Sensitivitätsrechnungen durch Einbezug dieser Kostenkategorie gemacht werden können.

Zu 2:

Die Auswirkungen auf Baumaterialien an Gebäuden ist in (Droste-Franke 2005) wie folgt beschrieben:

Im Gegensatz zur Ermittlung von Schäden an Feldpflanzen müssen zur Erfassung von Materialschäden zusätzlich zur Ermittlung der physischen Zustandsänderung weitere Schritte erfolgen. Diese sind in Abbildung 3 schematisch dargestellt. Als erster Schritt in der Berechnung von Umweltauswirkungen auf Materialien werden anhand von Klimaparametern

und Schadstoffkonzentrationen Korrosionsraten berechnet. Diese werden als Zustandsänderung Delta Z interpretiert. Zur Bewertung der jährlichen Schädigung anhand von Instandsetzungskosten werden zusätzlich Instandsetzungskriterien in Form von kritischen Zustandsänderungen verwendet. Bei Erreichen des jeweiligen Kriteriums, wird die Fläche instandgesetzt. Der Quotient aus Zustandsänderung und kritischer Zustandsänderung ergibt die Instandsetzungsfrequenz. Unter der Annahme, dass das betrachtete Material homogen vorgeschiadigt ist, entspricht diese dem Anteil des in dem Jahr zusätzlich instand gesetzten Materials. Durch Multiplikation dieses Wertes mit dem Bestand an Materialoberfläche ergibt sich die aufgrund der Umweltbelastung zusätzlich instandgesetzte Fläche. Multipliziert man diesen Wert mit den spezifischen Instandsetzungskosten, so erhält man die zusätzlich entstehenden Kosten für die Instandsetzung der Materialien

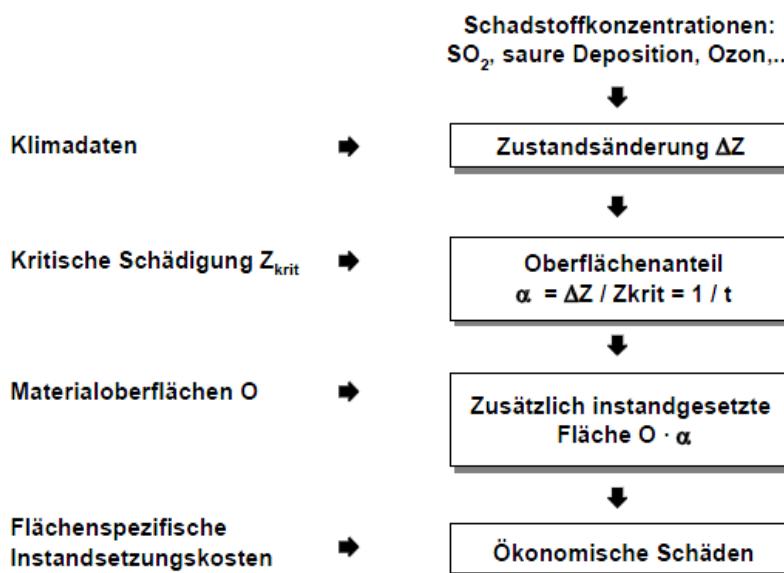


Abbildung 3: Flussbild für die Berechnung von Umweltauswirkungen auf Materialien (Quelle: (Droste-Franke 2005))

Zur Ermittlung der Korrosion wurden Funktionen verwendet, die im „International Cooperative Programme (ICP) Materials“ im Rahmen der UN-ECE CLRTAP für eine Exposition von acht Jahren Dauer abgeleitet wurden.

In (Droste-Franke 2005) findet sich eine Auflistung der Funktionen für Materialkorrosion und der entsprechenden Instandsetzungsfrequenz für die folgenden Materialien:

- Galvanisierter Stahl
- Kalkstein
- Mörtel in Backsteinbauten
- Anderer Naturstein
- Anstrich
- Putz
- Sandstein
- Zink.

Detaillierte Beschreibungen der Methode sind in (Mayerhofer et al. 1997, European Commission 1999), (Tidblad and Kucera 2001) in (Friedrich and Bickel 2001) und (UN-ECE 2003) zu finden. Im Vergleich zum Stand der Methodenkonvention fanden keiner Veränderungen statt.

1.3.3 Nutzpflanzenverluste in der Landwirtschaft:

Getreide und andere Nutzpflanzen werden durch saure Depositionen und Ozon geschädigt. Die eutrophierende Wirkung durch N-Deposition kann aber zu einem reduzierten Düngerebedarf führen. Die Methoden zur Bewertung der Auswirkungen wurden ausführlich in (Droste-Franke 2005) beschrieben. Die folgenden Erläuterungen sind daher dort entnommen.

Schwefeldioxid

Schwefeldioxid wird als Nährstoff von Pflanzen aufgenommen, führt jedoch in höheren Konzentrationen zu Schäden. Um beide Effekte zu beschreiben wird eine angepasste Funktion von (Baker et al. 1986) und (Hornung et al. 1999) verwendet. Der maximale Ertrag ergibt sich bei 6,8 ppbV SO₂. Die Funktion ist anwendbar für die Berechnung von Ernteverlusten bei Weizen, Gerste, Hafer, Roggen, Kartoffeln und Zuckerrüben.

Ozon

Für die Auswirkungen erhöhter Ozonkonzentrationen auf Feldpflanzen wird eine lineare Beziehung zwischen Ernteverlusten und der über dem Wachstumszeitraum von etwa drei Monaten akkumulierten Ozonkonzentration oberhalb des Schwellwerts von 40 ppbV (AOT40) angenommen (Hornung et al. 1999), (Fuhrer 1996).

- Roggen, Hafer, Reis = Gering sensitiv;
- Weizen, Gerste, Kartoffel, Sonnenblumensaat = sensitiv;
- Tabak = sehr sensitiv.

Versauerung

Für die Abschätzung von Schäden durch Versauerung von landwirtschaftlichen Böden wird die Menge des zur Anpassung des pH-Wertes zusätzlich notwendigen Kalks ermittelt. Mit den verfügbaren Daten zu landwirtschaftlichen Nutzflächen war es nicht möglich, den Anteil der kalkarmen Böden zu ermitteln. Daher wird die Funktion auf alle Böden gleichermaßen angewandt, was zu einer Überschätzung des Effekts führt. Die zusätzlich benötigte Menge ergibt sich nach (Murray and Wilson 1990) und (Mayerhofer et al. 1997).

Deposition von oxidiertem Stickstoff:

Stickstoff ist ein wichtiger Nährstoff für Pflanzen, der innerhalb der Landwirtschaft in großen Mengen in Form von Kunstdünger auf Feldern ausgebracht wird. Zusätzlicher Dünger in Form von atmosphärischem, oxidiertem Stickstoff führt dazu, dass in demselben Maße weniger künstlicher Stickstoff-Dünger verwendet werden muss. Unter der Annahme, dass nur so viel gedüngt wird wie notwendig, ergibt sich der eingesparte Dünger. Dies bedeutet, dass die Deposition von oxidiertem Stickstoff auf landwirtschaftlichen Flächen als positiv bewertet wird. Die Deposition von oxidiertem Stickstoff auf natürlichen Flächen wird zusätzlich bezüglich der Effekte auf die Biodiversität bewertet.

Sowohl bei den Materialschäden, als auch bei Nutzpflanzenverluste in der Landwirtschaft wurden seit der Methodenkonvention keine wesentlichen methodischen Veränderungen eingeführt. Daher sind die Kostensätze hierzu ebenfalls unverändert.

1.3.4 Auswirkungen auf die Biodiversität

Die Berechnung von Schäden an Ökosystemen und deren Bewertung ist weniger fortgeschritten als die Bewertung von Gesundheitsschäden. Das Wissen über die Wirkungsketten ist noch mit großen Unsicherheiten behaftet bzw. Wirkungsketten sind zum großen Teil noch unbekannt. Des Weiteren stellt sich die Bewertung als sehr schwierig dar, da

die Zahlungsbereitschaft zur Vermeidung von Auswirkungen auf Ökosysteme nicht direkt abgefragt werden kann. Die kausalen Zusammenhänge führen dazu, dass die Wirkungen innerhalb der Ökosysteme nicht für jedes Ökosystem im Detail berechnet werden können. Insbesondere bestehen oft nichtlineare Zusammenhänge, die dazu führen können, dass bei einer gewissen Vorschädigung kleine zusätzliche Einwirkungen große Auswirkungen haben, und unter Umständen zu einem Zusammenbruch gesamter Ökosysteme führen können. Durch N- und S-Deposition entsteht sowohl eine versauernde als auch eine eutrophierende Wirkung auf den Boden, welche zu Veränderung der Biodiversität führt. Diese Veränderungen sind insbesondere eine Funktion der Sensitivität und der Vorbelastung der jeweiligen Ökosysteme und Böden. Die Herangehensweise, die Eingangs- und Ausgangsparameter werden ausführlich im SP Natur & Landschaft/Ökosysteme beschrieben.

1.4 Weiterentwicklungen wichtiger Teile des Wirkungspfadansatzes (IPA)

Die folgenden Aspekte haben Einfluss auf die Schritte des IPA

- Technologiespezifische Emissionen von klassischen Luftschadstoffen, Freisetzungshöhen und Koordinaten bzw. Regionen der Quelle
- Atmosphärisches Ausbreitungsmodell (Chemie Transport Model (CTM))
- Chemische Umwandlung und Ausbreitungsrechnung: Emissionsszenario und Meteorologie
- Rezeptordaten
- Ursache-Wirkungszusammenhänge
- Monetäre Werte zur Bewertung von Umwelt- und Gesundheitsschäden.

Krewitt (Krewitt and Schlomann 2007) gibt einen Überblick über die wesentlichen methodischen Entwicklungen in Bezug auf die Abschätzung von Gesundheitsschäden durch Luftschadstoffe, und deren Auswirkungen auf die Quantifizierung externer Kosten im Zeitraum von (European Commission 1995) bis (ExternE-Pol 2002 - 2004).

Dieser Überblick bezieht sich auf Entwicklungen in den Bereichen

- Epidemiologische Grundlagen (Dosis-Wirkungsbeziehungen)
- Betrachtete Gesundheitseffekte und andere Schadenskategorien (Endpunkte)
- Relevante Schadstoffe und
- Monetäre Bewertung von Umwelt- und Gesundheitsschäden.

Der Standes des Wissens zum Zeitpunkt der Methodenkonvention (UBA 2007) und (Maibach et al. 2007) ist identisch mit der Methodenbeschreibung in (European Commission 2005a). Darauf aufbauend werden nun weitere Entwicklungen beschrieben.

Die Änderungen im Rahmen der EU-Projekte (NEEDS 2004-2009), (EXIOPOL 2007-2011) und (CASES 2006-2008) sind berücksichtigt. Insbesondere wurden im Rahmen von (European Commission - CAFE 2005b) und (NEEDS 2004-2009) neue Ansätze bezüglich der Ausbreitungsrechnung verwendet, welche in Abschnitt 1.6 genauer beschrieben werden. Weitere methodische Verbesserungen bezüglich Exposition, Dosis-Wirkungsbeziehungen, DALY-Gewichtung und monetärer Bewertung wurden in den Projekten (HEIMTSA 2007-2011) und (INTARESE 2005-2010) entwickelt.

Des Weiteren wurde die Berechnung und Bewertung von Verkehrsemissionen in Städten neu überarbeitet. Die Änderungen und deren Auswirkung sind in Tabelle 2 aufgelistet.

Die Auswirkung der Studien auf die Ergebnisse der externen Kosten Berechnung:

+	Schadenskosten werden tendenziell größer
-	Schadenskosten werden tendenziell kleiner
+/-	Auswirkung nicht eindeutig ist.
0	Keine wesentlichen Auswirkungen auf das Ergebnis

Tabelle 2: Überblick über weitere wesentlichen methodischen Entwicklungen (zeitlich nach (ExternE-Pol 2002 - 2004)) bei der Abschätzung von Umwelt- und Gesundheitsschäden durch Luftschadstoffe.

Projekt	Methodische Änderungen der Ausbreitungsrechnung	Auswirkung auf die Höhe und die Verlässlichkeit der externen Kosten
(European Commission - CAFE 2005b)	Berücksichtigung von NH ₃ als Ursache für Feinstaub und Berechnung entsprechender Schadensfaktoren	Auswirkung: + NH ₃ kann nun bewertet werden, d.h. Euro pro Tonne sind größer als null (NH ₃ wird aber hauptsächlich durch landwirtschaftliche Prozesse freigesetzt, d.h., die Bewertung von NH ₃ hat kaum Auswirkung auf die externen Kosten der Energieerzeugung und des Transports)
	Ausbreitungsmodel basierend auf Euler Model (EMEP Model, 50 x 50 km ²) statt auf WTM (einfaches Windrose Trajektorie Model) - Aktualisierung der Atmosphärenchemie und Meteorologie (Emissionshintergrund: Szenario 2010)	Auswirkung: +/- Ergebnisse sind genauer und zuverlässiger, insbesondere bei komplexem Terrain.
	Schadensfaktoren für Emissionen in 4 Seegebiete um Europa (Nordsee, Ostsee, östlicher Atlantik und Mittelmeer), und für weitere Länder der EU27 und weitere Länder, z. B. Turkey, Ukraine.	Auswirkung: 0 Keine für Berechnungen für Emissionen in Deutschland
	Erweiterung des Rezeptoren Gitters	Auswirkung: + weitere Regionen sind in der Bewertung als Rezeptoren berücksichtigt, dies erhöht die externen Kosten
	Neubewertung der Wirksamkeit verschiedener Partikelfraktionen (PM2.5 und PMcoarse) und von Ozon (SOMO35).	Auswirkung: +/- Ergebnisse sind genauer und zuverlässiger, durch die Zuordnung zu PM2.5 und PMcoarse Emissionen statt pauschal zu PM10.
CASES 2008 und	Ausbreitungsmodel basierend auf Euler-Model (detailliertere Rechnungen mit	Auswirkung: +/- anerkannte Methode,

NEEDS 2009 (Tarrasón 2009)	aktualisierter Version des EMEP Model 50 x 50 km ²)	Weiterentwicklung von CAFE-CBA
	Aktualisierung der Atmosphärenchemie und Meteorologie: - Emissionshintergrund: Szenario 2010 und 2020 - Verwendung von mehreren Datensätzen für Meteorologie (1996-2003)	Auswirkung: + Die Kosten pro Emission bei einem Hintergrund im Jahr 2020 sind größer als bei einem Hintergrund im Jahr 2010. Die Ergebnisse sind repräsentativer für zukünftige Szenarien
	- Unterteilung der Emissionsquellen in Großfeuerungsanlagen und andere Sektoren	Auswirkung: +/- Die Zuordnung von Schadensfaktoren zu hohen Schornsteinen verbessert die Genauigkeit der Ergebnisse für Emissionen > 100m. Die Schadensfaktoren für hohe Schornsteine sind kleiner, als jene für niedrige Emissionsquellen
	Berücksichtigung von Schäden durch Änderungen der Biodiversität	Auswirkung: + Die Kosten der Schäden an Biodiversität erhöhen die Gesamtkosten pro Emission
	Gesundheitsschäden in der nördlichen Hemisphäre durch Emissionen aus Europa	Auswirkung: + Die Kosten der Schäden an Gesundheit erhöhen die Gesamtkosten pro Emission. Die Berücksichtigung der Kosten in der nördlichen Hemisphäre außerhalb Europas (gleiche DRF und monetäre Bewertung wie in Europa) erhöhen die externen Kosten um ca. 10%
	Update der Bevölkerungsdaten	Auswirkung: +/-
(Müller and Preiss 2008)	Archetypen für primären Feinstaub: urban, ländlich, verschiedene Freisetzungshöhen	Auswirkung: +/- Genauere Zuordnung möglich
Dissertation Sandra Torras, 2010 (Torras Ortiz 2010)	Neues Modell zur Berechnung von Straßenverkehrsemissionen und entsprechenden Gesundheitsschäden	Auswirkung: 0 Neuer Ansatz, der besser geeignet ist zur Bewertung der Emission aus dem Straßenverkehr
HEIMTSA / INTARESE 2011	Expositions-Modellierung und update Konzentrations-Wirkungsbeziehungen, Bevölkerungsgruppen.	Auswirkung: + Genauere und getrennte Bewertung von Änderungen der Emission von Outdoor-

		und Indoor-Quellen wird ermöglicht
--	--	------------------------------------

Im Folgenden werden die Eingangsparameter zur Berechnung der externen Kosten von klassischen Luftschatdstoffen und eine Übersicht über die Arbeitsschritte dargestellt.

1.5 Technologiespezifische Emissionen von klassischen Luftschatdstoffen und technische Parameter

Um die externen Kosten einer so genannten „funktionellen Einheit“, d.h. z. B. einer kWh_{el} Strom oder eines Personenkilometers mit einem Kfz berechnen zu können, werden technologiespezifische Umwelteinwirkungen verwendet. Diese sollten nicht nur den Betrieb, sondern auch vor- und nachgelagerte Prozesse berücksichtigen. Hierfür können Ergebnisse von Ökobilanzen oder dem HBEFA – Handbuch Emissionsfaktoren für den Straßenverkehr (HBEFA 3.1 2010) verwendet werden.

Unter einer Ökobilanz (engl. LCA – Life Cycle Assessment) versteht man eine systematische Analyse der Umweltwirkungen von Produkten oder Prozessen während des gesamten Lebensweges. Dazu gehören sämtliche Umweltwirkungen während der Produktion, der Nutzungsphase und der Entsorgung sowie die damit verbundenen vor- und nachgelagerten Prozesse (z. B. Bereitstellung von Brennstoffen). Zu den Umweltwirkungen zählt man sämtliche umweltrelevanten Entnahmen aus der Umwelt (z. B. Erze, Rohöl) sowie die Emissionen in die Umwelt. Die (ISO 14044 2006) behandelt das Thema Ökobilanz.

Die Ergebnisse von verschiedenen LCA-Studien und Emissionsdatenbanken werden zur Berechnung der Kostensätze pro kWh und FZkm verwendet. Die entsprechenden Werte werden u.a. von folgenden Randbedingungen beeinflusst:

- Entwicklungsstand der untersuchten Technologie (ca. Baujahr)
- Entwicklungsstand der Analysemethode
- Bilanzgrenzen und die Bilanztiefe können unterschiedlich definiert sein, etc.

Informationsquellen für LCA-Daten für verschiedene Technologien sind z. B. :

- IER-eigene Daten basierend auf dem Model BALANCE¹⁰
- Kommerzielle Datenbanken, z. B. (ecoinvent 2010)
- Projektergebnisse und Literaturrecherche (NEEDS Life Cycle Inventory Database 2009)
- Handbuch Emissionsfaktoren des Straßenverkehrs (HBEFA 3.1 2010)
- Zentrales System Emissionen (UBA 2005)
- Emissionsbilanz erneuerbarer Energieträger (UBA 2009)
- Energiepolitik und Energiedaten (UBA 2010b).

Zwischen der absoluten Menge an Emissionen die pro funktioneller Einheit von einer Quelle (in einer bestimmten Region) abgegeben wird und dem resultierenden Schaden wird ein linearer Zusammenhang angenommen. Daher können Schadensfaktoren für verschiedene Schadstoffe in der Einheit [Euro pro Tonne Emission], die für eine bestimmte Region und eine bestimmte Freisetzungshöhe (z. B.: Schornsteinhöhe) ermittelt wurden, verwendet werden, um die externen Kosten für verschiedene Technologien zu berechnen.

¹⁰ <http://www.ier.uni-stuttgart.de/forschung/modmeth/balance/index.html>

1.6 Atmosphärische Ausbreitungs- und Umwandlungsmodelle für nicht-Verkehrsquellen

Eine wichtige Stufe des Wirkungspfades ist der Übergang von Emissionen zu Konzentrationen von Schadstoffen. Jedes Modell ist eine mathematische Formulierung zur Simulation von Phänomenen der realen Welt, eine vereinfachte Darstellung der Realität um die Eigenschaften und Beziehungen von Objektgruppen zu beschreiben. In den letzten Jahrzehnten ist die Anwendung von solchen mathematischen Modellen zur Simulation von natürlichen Phänomenen ständig gewachsen und heutzutage wird in fast jedem Forschungsbereich eine Art von numerischen Modellen eingesetzt, um reale Ereignisse jeglicher Art vorherzusagen oder zu erklären.

Die verwendeten Ausbreitungsmodelle versuchen zu beschreiben, wie Partikel jeglicher Art sich in der Atmosphäre ausbreiten. Diese Modelle werden für vielfältige Zwecke eingesetzt, z. B. im Rahmen von Studien zur Abschätzung von Gesundheitsschäden durch Luftsabstoffe. Allerdings stellt das unvollständige Verständnis der physikalischen und chemischen Prozesse in der Schadstoffausbreitung eine große Schwierigkeit dar, wenn man diese Prozesse durch mathematische Algorithmen zu beschreiben versucht. Diese Algorithmen stellen ungenaue Vereinfachungen der Wirklichkeit dar und können den Einfluss von Parametern wie Wind, Temperatur und Topographie auf die Ausbreitung der Luftsabstoffe nicht exakt simulieren. Darüber hinaus verhalten sich einige dieser Parameter zeitlich und räumlich dynamisch, wodurch eine genaue Beschreibung des Partikeltransports durch die Luft eine sehr komplexe Aufgabe wird.

Alle Schadstoffe werden vom Ort der Emission durch Konvektion und entsprechend der Windgeschwindigkeiten und Windrichtung verbreitet. Da sich die Stoffe sehr weit verteilen können, wird in einem regionalen Ausbreitungsmodell ganz Europa berücksichtigt und die Verbreitung von Schadstoffen nachmodelliert. Zusätzlich wird auch ein hemisphärisches Modell verwendet, um den Transport aus Europa heraus zu berechnen (Wind 2006). Dieses Modell ermöglicht auch die Abschätzung der Konzentrationszunahme in Europa durch Emissionen von Regionen der Nördlichen Hemisphäre außerhalb von Europa. Diese werden aber zur Bewertung von Aktivitäten in Deutschland nicht angewendet.

Für die Schadstoffe NOx, SO₂, NH₃ und NMVOC muss die Ausbreitung, und zusätzlich auch die chemische Umwandlung modelliert werden.

Ausbreitung

Eine kontinuierliche Emission von primärem Feinstaub aus einer bestimmten Punktquelle (z. B. einem Kohlekraftwerk) wird durch den Wind in alle Richtungen ungleichmäßig verteilt und durch Sedimentation und trockene und feuchte Deposition der Atmosphäre im Laufe von einigen Tagen wieder entzogen. Da die Quelle kontinuierlich emittiert stellt sich (theoretisch) ein Gleichgewicht ein und somit eine bestimmte Konzentrationserhöhung an jedem Ort in ganz Europa und darüber hinaus. Diese Konzentrationserhöhung kann vereinfachend als unabhängig von allen anderen Quellen von Feinstaub angesehen werden. Tatsächlich ist in der Atmosphäre aber die Ausbreitung von Fein- und Ultrafeinstaub auch von der Hintergrundkonzentration anderer Stoffe beeinflusst, da diese sich physisch binden können, und dadurch z. B. zu größeren Partikeln agglomerieren, die dann schneller sedimentieren und sich weniger weit ausbreiten.

Chemische Umwandlung

Im Gegensatz zu primären Schadstoffen reagieren die so genannten Vorläufersubstanzen (NMVOC, NOx, NH₃, und SO₂) zu den sekundären Schadstoffen Ozon und sekundärem Feinstaub. Diese Reaktion ist u.a. abhängig von der jeweiligen Konzentration der Reaktionspartner. Die möglichen Reaktionen, die an der Bildung von sekundären Partikeln

beteiligt sind, sind in Abbildung 4 schematisch dargestellt. Die sekundären Schadstoffe werden nach ihrer Bildung ebenfalls wie primäre Schadstoffe weiter transportiert und erhöhen somit die Konzentration von Feinstaub und Ozon in ganz Europa.

Um Aussagen über die Konzentrationszunahme von sekundären Stoffen durch z. B. die SO_2 -Emission aus einem bestimmten Kraftwerk machen zu können, muss also hierfür eine Modellierung aller Emissionen im gesamten Gebiet von Europa inklusive der zu untersuchenden Quelle durchgeführt werden. Eine zweite Rechnung ohne die zu untersuchende Quelle muss zusätzlich durchgeführt werden. Die Differenz der Konzentrationen an jedem Ort ist dann das Inkrement, welches der zu untersuchenden Quelle zugerechnet werden kann.

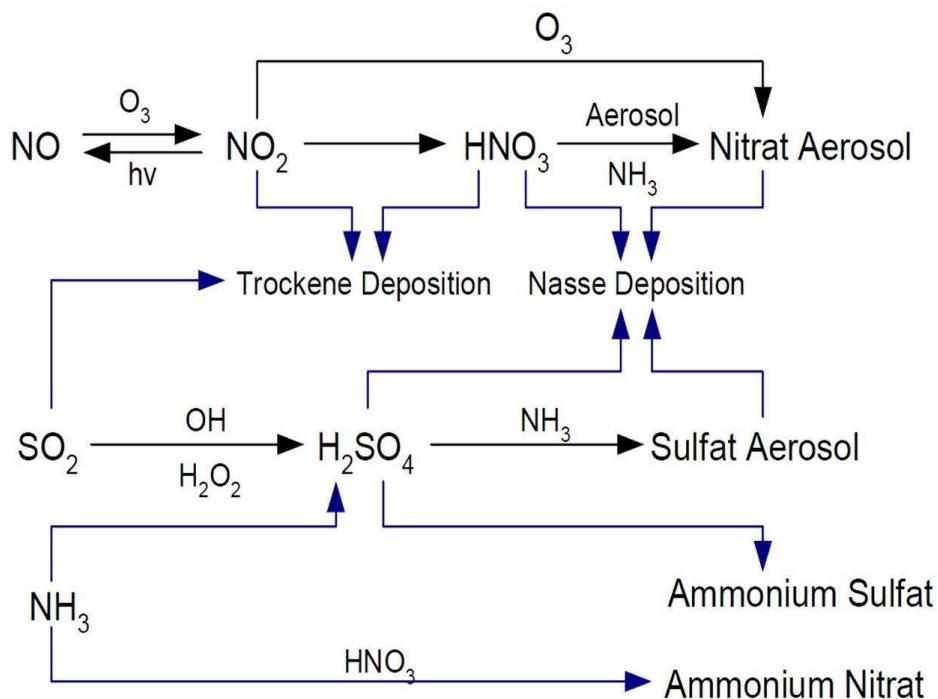


Abbildung 4: Schematische Darstellung der gekoppelten Chemie von NO_x, SO₂ und NH₃ (Schmid 2005) in Anlehnung an (Derwent 1987).

Um praktikable Aussagen über die Konzentration an allen Orten machen zu können, wird Europa in ein $50 \times 50 \text{ km}^2$ Raster unterteilt, und für jede Gitterzelle wird dann die entsprechende Durchschnittskonzentration berechnet. In der Realität werden sich die Konzentrationen, insbesondere von primären Schadstoffen auch innerhalb einer Gitterzelle unterscheiden, denn die Emissionen aus niedrigen Quellen innerhalb der Gitterzelle erhöhen die Konzentration insbesondere in der Nähe der Quellen. Um diese von Fall zu Fall zu berechnen, müssen dann kleinskalige Modelle verwendet werden. Die Verteilung und Konzentration von Luftschaadstoffen wird von meteorologischen Parametern wie Windrichtung, Windstärke, Mischungsschichthöhe, aber auch von der Regenhäufigkeit etc. beeinflusst. Ausgehend von einer kontinuierlichen Emission aller Quellen wird eine jährliche Durchschnittskonzentration für jede Gitterzelle berechnet. Dies wird mit einem sog. CTM (Chemical Transport Model) berechnet.

Es gibt verschiedene CTMs für Luftschaadstoffe, die sich in ihrer Komplexität, ihrem Datenbedarf, in ihrer räumlichen Abdeckung/Anwendbarkeit und dementsprechend in der Genauigkeit der Ergebnisse unterscheiden.

Die räumliche Abdeckung wird in verschiedene Rezeptor-Ebenen unterteilt, nämlich:

- Nord-Hemisphäre
- Regional: Europa (siehe EMEP50-Gitter, <http://www.emep.int/grid/grid50.pdf>)
- Lokal: ca. 50 km Umkreis
- Straßenschluchten
- Innenräume.

Da sich die verfügbaren Rechnerkapazitäten in den vergangenen Jahren stark verbessert haben, werden immer komplexere und genauere Ausbreitungsmodelle verwendet. Daher kann auch eine immer genauere und kleinräumigere Auflösung der Modelle erreicht werden. Man kann nicht generell sagen, dass dies zu einer Erhöhung oder Verringerung der errechneten Konzentrationen geführt hat, aber man kann generell sagen, dass damit die Ergebnisse genauer und verlässlicher werden.

Die entsprechenden Eingangsparameter für chemische Umwandlung und Ausbreitungsrechnung, d.h. Hintergrundemissionen (Emissionsszenario), Meteorologie, Freisetzungshöhe und die Koordinaten der zu untersuchenden Quellen müssen für eine Rechnung festgelegt werden.

1.6.1 Ausbreitungsmodelle für Flächen und Punktquellen

In den Projekten der ExternE-Serie wurden die Modelle „WTM“ und „SROM“ verwendet (siehe ausführliche Beschreibung in (Droste-Franke 2005)). In den darauf folgenden Projekten (CAFE CBA 2005-2007) und NEEDS (Tarrasón 2009) wurden sog. Source-Receptor-Matrizen verwendet.

Im Folgenden werden die verwendeten Modelle kurz beschrieben.

Windrose Trajectory Model (WTM)

Die Modellierung des Ferntransports von primären Partikeln und die NO_x-SO₂-NH₃-Chemie kann mit dem „Windrose Trajectory Model“ (WTM) modelliert werden. Das WTM ist ein Trajektorien-Modell, welches vom Nutzer individuell konfiguriert werden kann (Trukenmüller and Friedrich 1995). Es basiert auf dem Windrosen-Trajektorien-Ansatz, der in den Harwell Laboratorien, Großbritannien, entwickelt wurde ((Derwent, Dollard and et al. 1988), (Derwent and Nodop 1986)). Auf der Basis von Daten zu Windgeschwindigkeit, Häufigkeitsverteilung der Windrichtungen und Niederschlag werden in Kreissegmenten auf strahlenförmigen Trajektorien sukzessive Emissionen gesammelt sowie Konzentrationen berechnet. So wird die Durchschnittskonzentration in der Zielzelle im Mittelpunkt des Kreises berechnet. Dieser Algorithmus wird für jede einzelne Zelle im Gitter durchgeführt. Da das WTM auf der Basis von Jahresmittelwerten rechnet, werden als Eingangswerte jährliche Emissionen benötigt. Mit dem EMEP 50-Gitter wird zur Modellierung ein regelmäßiges Standardgitter von EMEP verwendet, welches aus quadratischen Gitterzellen mit einer Seitenlänge von ca. 50 Kilometern aufgebaut ist.

Source-Receptor-Ozon-Matrizen-Modell (SROM)

Die Modellierung der Ozonbildung wurde mit Hilfe von SROM (Schmid 2005) durchgeführt. Die räumliche Auflösung der Ozonkonzentration ist etwa 150*150 km² (EMEP 150-Gitter).

Source-Receptor-Matrizen (SRM)-Ansatz in CAFE

Das Euler-Model von EMEP (European Commission - CAFE 2005a) wurde verwendet, um Ergebnisse in so genannten ‚Country-to-grid’-Matrizen darzustellen. D.h. die Änderung einer Emission, z. B. NO_x in einem Land, wird als Konzentration von z. B. Nitraten je EMEP-50-km-Gitterzelle ausgedrückt (Simpson and Wind 2005).

Mehrere Rechnungen werden durchgeführt: für jedes Land wird eine Emissionsreduktion von jeweils 15 Prozent der Gesamtemissionen an SO₂, NOx, NH₃, NMVOC und Feinstaub (getrennt nach PPM2.5 und PPMcoarse) simuliert (diese 15% wurden von den entsprechenden Experten ausgewählt, um Werte für eine realistische Minderung abzuleiten). Die Verteilung der Quellen basiert auf einem bestimmten Emissionsszenario (im Falle des Projektes CAFE: „current legislation in 2010“). Für die folgenden Substanzen in Tabelle 3 wird daraus die Konzentration pro Gitterzelle berechnet:

Tabelle 3: Substanzen, für die Konzentrationen im Rahmen von (European Commission - CAFE 2005a) ermittelt wurden

Beschreibung	Einheit
NOx	micro gN/m3
Nitrate NO ₃ Fine	micro gN/m3
Nitrate NO ₃ Coarse	micro gN/m3
Nasse Deposition HNO ₃ +PAN+NO ₂ +aNO ₃ +pNO ₃	mgN/m2
Trockene Deposition HNO ₃ +PAN+NO ₂ +aNO ₃ +pNO ₃	mgN/m2
Schwefeldioxid SO ₂	micro gS/m3
Sulfate SO ₄	micro gS/m3
Nasse Deposition SO ₂ +SO ₄	mgS/m2
Trockene Deposition SO ₂ +SO ₄	mgS/m2
Ammoniak NH ₃	micro gN/m3
Ammonium NH ₄	micro gN/m3
Nasse Deposition NH ₃ +aNH ₄	micro gN/m3
Trockene Deposition NH ₃ +aNH ₄	mgN/m2
Jährlicher Durchschnittskonzentration O ₃	ppb
SOMO0 (Sum of Means Over 0 ppbV)	ppb.days
SOMO35 (Sum of Means Over 35 ppbV)	ppb.days
Primärer Feinstaub PPM2.5	micro g/m3
Primärer Feinstaub coarse PPMco	micro g/m3
AOT30 for April-September, grid-average ozone from a height of 3m	ppb.h
AOT40 for Mai-July, grid-average ozone from a height of 3m	ppb.h
AOT40 for April-September, grid-average ozone from a height of 3m	ppb.h
AOT60 for April-September, grid-average ozone from a height of 3m	ppb.h

Die Basis-Szenarien und die Ergebnisse der Simulationen mit der 15%-igen Reduktion werden anschließend verglichen. Der Konzentrationsunterschied wird linear auf eine Tonne Emission umgerechnet. Die Konzentrationsunterschiede in jeder Zelle können mit den jeweiligen Rezeptoren multipliziert werden und die Schäden bzw. externen Kosten anschließend über das gesamte Rezeptoren Gitter aufaddiert werden. So erhält man die kumulierten Schäden pro Tonne Emission für bestimmte Quellregionen.
Für folgende Quellregionen wurden Berechnungen durchgeführt:

EU25-Mitgliedstaaten (ohne Zypern), Nordsee, Ostsee, Atlantik und das Mittelmeer ((Simpson and Wind 2005), SRM für CAFE (Meteorologisk Institut, Oslo, met.no)).

Source-Receptor-Matrizen (SRM)-Ansatz in NEEDS 2009

Im Rahmen des NEEDS Projektes wurde der SRM-Ansatz weiter verbessert:

- Es wurden weitere europäische und außer-europäische Regionen ergänzt: Albanien, Bosnien und Herzegowina, Bulgarien, Weißrussland, Schweiz, Serbien und

Montenegro, Kroatien, Republik von Moldawien, (ehemalige Jugoslawische Republik) Mazedonien, Norwegen, Rumänien, Russische Föderation, Türkei, Ukraine.

- Die größeren Länder wurden in Sub-Regionen unterteilt, z. B. Deutschland in 4 Regionen, welches zu einer genaueren Berechnung für diese Gebiete führt.
- Es wurden mehrere meteorologische Jahre verwendet (1997-2001). Diese wurden als repräsentative, durchschnittliche Jahre ausgewählt. Darüber hinaus wurden Rechnungen auf Basis von Daten für das Jahr 2003 durchgeführt, da in diesem Jahr in Teilen von Europa besonders hohe Temperaturen herrschten, können die Ergebnisse verwendet werden, um den Einfluss des Klimawandels auf Transport und chemische Transformation abzuschätzen.
- Es wurden Hintergrundemissionen für 2010 und für 2020 verwendet (Tarrasón 2009).
- Es wurden sowohl alle Quellen zusammen durch eine 15% Reduktion analysiert, als auch Rechnungen getrennt für die Großfeuerungsanlagen z. B. für Kohlekraftwerke durchgeführt. Dies dient dazu, genauere Ergebnisse für solche Quellen zu berechnen.

1.7 Ausbreitungsmodelle zur Berechnung von externen Kosten für Liniенquellen mit Fokus auf Verkehrsemissionen

Früher Ansatz mit dem ROADPOL-Modell

In den letzten Jahren sind mehrere Bewertungsmodelle zur Abschätzung der externen Kosten entwickelt worden. Eines der ersten Modelle in diesem Bereich ist das EcoSense-Modell, welches an anderer Stelle in diesem Bericht beschrieben wird. Da die in EcoSense implementierten Ausbreitungsmodelle jedoch annehmen, dass die Emissionen aus punktuellen Quellen z. B. industrielle Schornsteine) und aus einer gewissen Höhe über dem Boden abgegeben werden, ist das EcoSense Modell nicht in der Lage, die durch den Straßenverkehr verursachten Schadstoffkonzentrationen akkurat abzubilden. Der Grund dafür besteht darin, dass verkehrsspezifische Emissionen bodennah emittiert werden und nicht in großer Höhe, wie es bei Punktquellen (Kraftwerksschornsteine) der Fall ist. Dies erfordert eine höhere Genauigkeit in der Ausbreitungsmodellierung, weil der Konzentrationsverlauf entlang der Straßen einen hohen Gradienten aufweist. Aufgrund dieser Einschränkung wurde das Modellsystem hinsichtlich der Modellierung von Verkehrsemissionen von (Vossirotis and Schmid et al. 1999) weiterentwickelt. Hierfür wurde das Modell ROADPOL angewendet, welches ein Gaußsches Ausbreitungsmodell für Liniendurchfahrten ist. Das Modell berechnet jährliche mittlere Konzentrationen, die durch die Luftschaudstoffemission einer ein Kilometer langen Fahrt eines bestimmten Fahrzeuges verursacht wird. Die berechneten Konzentrationen werden als repräsentativ für eine ganze Stadt betrachtet. Das ROADPOL-Modell ist im Detail beschrieben in (Vossirotis, Arabatzis and Assimacopoulos 1996) und in (Vossirotis and Schmid et al. 1999). Das Ergebnis dieser Erweiterung ist das EcoSense Transport-Modell, welches bessere Abschätzungen der durch die Verkehrsemissionen verursachten Umweltauswirkungen erlaubt. Das EcoSense Transport-Modell wurde in den letzten Jahren in mehreren Studien eingesetzt (z. B.: (Schmid 2005), (Bickel et al. 2006)). In Tabelle 4 werden die Werte Euro pro Tonne PPM bodennahe Emissionen in Deutschland aus den Projekten HEATCO und der praktische Anwendung der Methodenkonvention dargestellt.

Tabelle 4: Werte Euro pro Tonne PPM bodennahe Emissionen in Deutschland aus den Projekten HEATCO und der “Praktischen Anwendung der Methodenkonvention“.

Luftverschmutzung € ₂₀₀₀ / t Emission	HEATCO (Bickel et al., 2004)	Methodenkonvention (Maibach et al., 2007)
PPM _{2,5} Verkehr (Auspuff) innerorts	417,000	450,000
PPM _{2,5} Verkehr (Auspuff) außerorts	77,500	92,000
PPM ₁₀ Verkehr (Abrieb) innerorts	--	180,000
PPM ₁₀ Verkehr (Abrieb) außerorts	--	37,000

Neuer Ansatz nach Torras (Torras Ortiz 2011)

Trotz der relevanten Verbesserungen hinsichtlich der Modellierung von Verkehrsemissionen, stellt sich noch die Frage ob die Anwendung von Konzentrationsänderungen durch eine Fahrt an einer (repräsentativen) Straße innerhalb einer Stadt geeignet ist, um die Bevölkerungsexposition in einer Stadt zu bewerten. Diese Frage ergibt sich aus der Tatsache, dass die Dosis-Wirkungszusammenhänge (DRF) auf epidemiologische Studien basieren, welche die Korrelation zwischen Gesundheitlichen Effekten und Konzentrationsänderungen belegen. Ferner beziehen sich diese Korrelationen normalerweise auf Konzentrationsänderungen gemessen an städtischen Hintergrund-Messstationen und nicht auf Konzentrationsänderungen gemessen an Verkehrsmessstationen. Der Unterschied zwischen städtischem Hintergrund und Verkehrsmessstationen liegt darin, dass die ersten sich außerhalb des Einflussbereiches von größeren Emissionsquellen, z. B. Hauptstraßen, befinden und die zweiten in der Nähe von Straßen zu finden sind. Somit sind die an Straßen gemessenen Schadstoffkonzentrationen deutlich höher als die in dem städtischen Hintergrund gemessenen Schadstoffkonzentrationen. Aus diesem Grund ist zu erwarten dass dieselbe Emissionsmenge zu größeren Konzentrationsänderungen an einer Straße als in der gesamten Stadt führt. Folglich ist es plausibel, dass die mit dem früheren EcoSense Transport Modell berechneten Bevölkerungsexposition (d.h. die Konzentrationsänderung multipliziert mit der betroffenen Bevölkerung) überschätzt wurde.

Aus diesem Grund gibt es Bemühungen, die Konzentrationsänderungen in dem städtischen Inkrement als Basis für die Berechnung der externen Kosten anzuwenden. In diesem Zusammenhang wird das städtische Inkrement als der Unterschied zwischen ländlichen und städtischen Hintergrundkonzentrationen bezeichnet (siehe Abbildung 5).

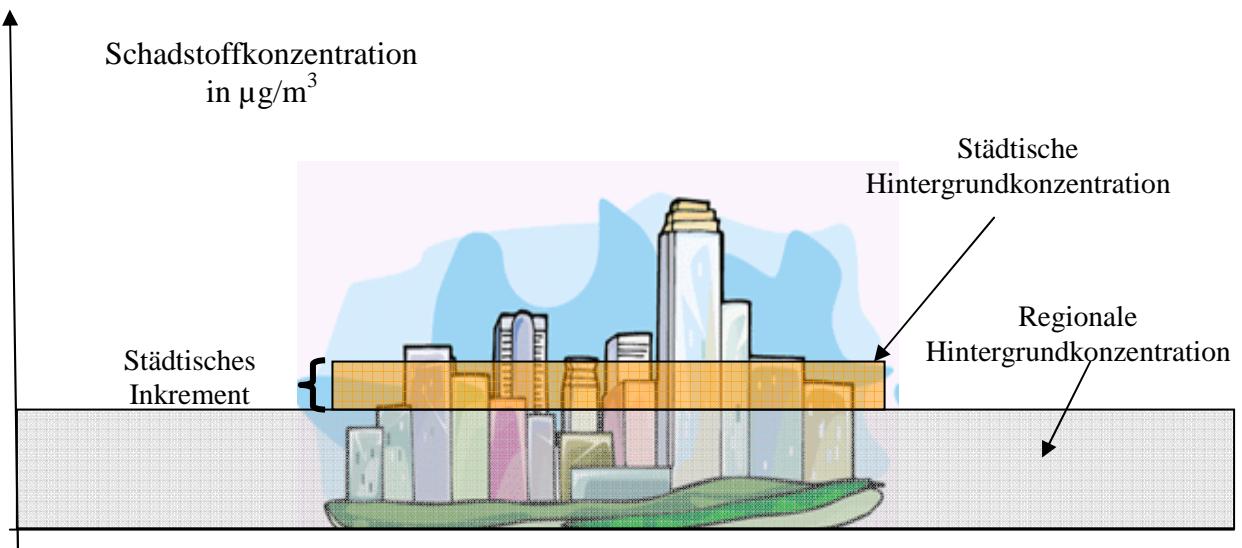


Abbildung 5: Schematische Darstellung des städtischen Inkrement

Rund 85 Prozent der Bevölkerung in Deutschland leben in städtischen oder halbstädtischen Gebieten (Statistisches Bundesamt Deutschland 2005). Die Anzahl der Menschen, die durch erhöhte Schadstoffkonzentrationen betroffen sind, ist in städtischen Gebieten höher als in ländlichen Umgebungen. Daher ist es offensichtlich, dass das städtische Inkrement wichtig ist.

Die Mechanismen hinter dem städtischen Inkrement wurden in den letzten Jahrzehnten in einer Reihe von Studien untersucht, wie zum Beispiel (De Leeuw et al. 2002), (Yin et al. 2005) und (Stedman and Derwent 2007). Ein etablierter Ansatz zur Ausbreitungsmodellierung von Luftschadstoffen über verschiedene räumliche Skalen ist die Verschachtelung von Modellen (sog. Model-Nesting), welches im Wesentlichen darin besteht, Modelle mit einer feineren räumlichen Auflösung in Modelle mit einer größeren räumlichen Auflösung einzubetten (z. B. (Brücher et al. 2000), (Kessler et al. 2001), (Tang 2002)). Allerdings ist die Anwendbarkeit dieses Ansatzes auf relativ kleine Gebiete beschränkt, da die Anforderungen an Eingabedaten und Rechenressourcen stark mit zunehmender Größe des zu untersuchenden Gebietes steigen. Aus diesem Grund sind verschiedene Versuche unternommen worden, ein verallgemeinertes städtisches Inkrement europaweit unter Zuhilfenahme von weniger anspruchsvollen atmosphärischen Ausbreitungsmodellen abzuschätzen, zum Beispiel in der Arbeit von (De Leeuw et al. 2001) und in jüngerer Zeit bei dem von der EU geförderten Projekt City Delta (CAFE).

Eines der Ziele des City Delta Projekts bestand darin, jährliche durchschnittliche PM_{2.5} Konzentrationen in städtischen Gebieten zu errechnen, um diese bei der integrierten Bewertung von Emissionsminderungsstrategien zu berücksichtigen ((Cuvelier et al. 2007), (Thunis et al. 2007)). Ergebnisse des City Delta Projekts deuten darauf hin, dass das städtische Inkrement als eine Funktion der in der Stadt emittierten Emissionen, der Stadtgröße und der durchschnittlichen meteorologischen Bedingungen erklärt werden kann. Eine ähnliche Herangehensweise wurde in (Torras Ortiz 2010) angewendet. In dieser Studie wurde das städtische PM₁₀- und PM_{2.5}-Inkrement von allen deutschen Städten mit über 50 000 Einwohnern unter Zuhilfenahme einer funktionellen Beziehung zwischen Emissionen, Stadtgröße und durchschnittlichen jährlichen Windgeschwindigkeiten errechnet. Die Stadtgebiete wurden anhand von Landnutzungsdaten und der von (Milego 2007) vorgeschlagenen Methodologie festgelegt. Darüber hinaus wird angenommen, dass nur städtische Emissionen aus niedrigen Quellen das städtische Inkrement erhöhen (Amann et al. 2007). Diese Annahme impliziert, dass Quellen mit sehr hohem Schornstein einen

vernachlässigbaren (weil kleinen) Einfluss auf die (lokale) städtische Konzentration haben. Der Einfluss der Quellen außerhalb der Stadt auf die städtische Hintergrundkonzentration wird dann durch Änderungen in der regionalen Hintergrundkonzentration (siehe Abbildung 5) eingerechnet. Mit dem von Torras Ortiz entwickelten Modell wurde ein Luftqualitäts-Referenzszenario für das Jahr 2005 entwickelt, um die Gesundheits- und Klimawandelauswirkungen, welche den Straßenverkehrsaktivitäten in Deutschland zuzuordnen sind, zu errechnen. Dieser Modellierungsansatz ermöglicht eine Differenzierung nicht nur nach Fahrzeugtypen und Technologien, sondern auch nach städtischen Gebieten innerhalb eines georeferenzierten Informationssystems (Torras Ortiz 2010). Die errechneten Werte pro Tonne PPM sind in Tabelle 5 dargestellt.

Tabelle 5: Werte Euro pro Tonne PPM bodennahe Emissionen in Deutschland (Torras Ortiz, 2010)

Emissionsquelle	Kosten pro Tonne in € ₂₀₁₀ / Emission			
	Innerorts-Großstadt (mit über 500 tausend Einwohner)	Innerorts - Stadt (mit bis zu 500 tausend Einwohner)	Innerorts (Durchschnitt)	Außerorts
PM _{2,5} (Quellehöhe < 20 Meter)	94,797	87,310	88,296	68,797
PM _{2,5} Verkehr (Auspuff) ¹	142,196	130,965	132,444	103,196
PM _{coarse} Verkehr (Abrieb/Aufwirbelung)	4,981	4,398	4,489	2,955

¹ Bemerkung: Wie in der ExternE Methodik (update 2005) vorgeschlagen, wurden hier primäre PM_{2,5}-Auspuffpartikel mit einer 1,5-fachen Toxizität von PPM_{2,5} bewertet (European Commission 2005b).

Es ist zu bemerken, dass die Kosten pro Tonne in Tabelle 5 niedriger sind, als die in früheren Studien angenommenen Kosten (Siehe Tabelle 4). Der Hauptgrund für diesen Unterschied ist die Tatsache, dass ein Gauß-Modell für die lokale Ausbreitungsmodellierung in den früheren Studien (EcoSense Transport-Modell) angewendet wurde. Wie bereits erwähnt, wurden hier nicht die Änderungen im städtischen Konzentrationshintergrund aufgrund zusätzlicher Verkehrsaktivitäten berechnet, sondern eher die Konzentrationsänderungen bis zu 20 km Entfernung von einem repräsentativen Straßenabschnitt, an dem die Emissionen freigesetzt wurden. Da dieselbe Emissionsmenge zu größeren Konzentrationsänderungen an einer Straße als in der gesamten Stadt (das heißt, in der städtischen Hintergrundkonzentration) führt, ist es plausibel, dass die Bevölkerungsexposition innerorts und die damit verbundenen Gesundheitskosten in den früheren Studien überschätzt worden sind.

Darüber hinaus ist es zu bemerken, dass der Unterschied zwischen außerorts und innerorts Kosten pro Tonne eher gering ist. Der Grund dafür liegt darin, dass emittierte Luftschatstoffpartikel im Allgemeinen mehrere Tage in der Mischungsschicht der Atmosphäre bleiben. Sie werden dabei über hunderte von Kilometern transportiert. Für die Wirkung kommt es dabei offensichtlich auf die Bevölkerungsdichte entlang der gesamten Trajektorie und nicht auf die Bevölkerungsdichte in der Umgebung der Emissionsquelle an. Die Wirkung von in der Stadt emittierten Partikeln ist jedoch trotzdem etwas höher, weil die Partikel aus bodennahen Quellen in unmittelbarer Nähe der Quelle noch in Bodennähe konzentriert sind, und sich erst nach und nach über die Mischungsschicht verteilen. Dennoch ist die lokale Wirkung (je nach Windstärke in 1-4 km Entfernung) deutlich kleiner als die regionale Wirkung.

Berücksichtigung der modellierten persönlichen Exposition

Die in Tabelle 4 und Tabelle 5 dargestellten Werte pro Tonne wurden mit Hilfe von Konzentrations-Wirkungsbeziehungen berechnet, welche den Zusammenhang zwischen Konzentrationsänderungen im städtischen Hintergrund und Gesundheitsschäden herstellen. Jedoch ist hier zu bemerken, dass bei der Betrachtung der Wirkungen durch Emissionen aus dem Verkehrssektor im innerstädtischen Bereich insbesondere die lokalen Effekte in der Straßenschlucht zu betrachten sind. Ausbreitungsrechnungen für Straßenschluchten, die den städtischen Hintergrund als Randbedingung benutzen, können die für eine detaillierte Expositionsberachtung benötigte Datenbasis liefern. Eine detaillierte Berechnung der zusätzlichen Konzentration an Straßen innerhalb von deutschen Städten (d.h. das so genannte Straßen Inkrement) wurde in Torras Ortiz (2010) durchgeführt. In dieser Studie wurde mit Hilfe einer Monte-Carlo Simulation die Wahrscheinlichkeitsverteilung der Straßenkonzentrationen in allen großen deutschen Städten errechnet.

Darüber hinaus bewegen sich die Menschen täglich durch viele Mikroumgebungen (Haus, Auto, draußen, etc.), sodass eine Änderung der Exposition der Rezeptoren nicht automatisch proportional zu einer Änderung der Hintergrundkonzentration (modelliert oder an Messstellen gemessen) ist. Somit ist die modellierte persönliche Exposition ein geeigneteres Maß, um die Gesundheitsschäden der Rezeptoren zu messen, als diese von der Hintergrundkonzentration abzuleiten. Die modellierte persönliche Exposition wird definiert als die bevölkerungsgewichtete, zeitgewichtete jährliche Durchschnittsexposition gegenüber Feinstaub, der eine Bevölkerungsuntergruppe unter Berücksichtigung der Konzentration in einzelnen Mikroumgebungen ausgesetzt ist.

Änderungen der Faktoren, die sich auf die Exposition, nicht aber auf die Hintergrundkonzentration auswirken, können so in Betracht gezogen und entsprechende (Schadens-)Minderungsmaßnahmen bewertet werden (z. B. wirkt die Isolierung von Häusern als Barriere zwischen der Außen- und Innenluft).

Grundlage für die Berechnung der persönlichen Exposition ist die Aufenthaltsdauer der Menschen, und die Konzentration der Schadstoffe in den verschiedenen Umgebungen. Die Konzentration in Innenräumen bestimmt sich durch eine Massenbilanz. Für die Infiltration sind Annahmen zu Luftaustauschrate und Volumen des Raumes ausschlaggebend. Für die Tätigkeit „Reisen“ wird ein Mischfaktor für verschiedene Verkehrsmittel zugrunde gelegt und für die Außenluft wird die Hintergrundkonzentration angenommen. Für die Berechnung der persönlichen Exposition wird dann das städtische Inkrement zu der regionalen Hintergrundkonzentration hinzugefügt und für die Abschätzung der Innenraumkonzentration in denselben Städten wird weiterhin das Straßen Inkrement mit einbezogen.

Tabelle 6 präsentiert für primären Feinstaub die Werte pro Tonne unter Berücksichtigung der modellierten persönlichen Exposition. Sowohl die Methodik als auch die zugrunde liegenden Annahmen (besonders die Anwendung des Straßeninkrements) wurden neu entwickelt und werden noch im Rahmen einer Dissertation (Alexandra Kuhn, IER 2012) vollständig validiert.

Tabelle 6: Werte Euro₂₀₁₀ pro Tonne PPM bodennahe Emissionen in Deutschland unter Berücksichtigung der modellierten persönlichen Exposition (NEEDS, EXIOPOL und (Maibach et al. 2007)).

Emissionsquelle	Kosten pro Tonne in € ₂₀₁₀			
	Innerorts-Großstadt (mit über 500 tausend Einwohner)	Innerorts -Stadt (mit bis zu 500 tausend Einwohner)	Innerorts (Durchschnitt)	Außerorts
PM _{2,5} Verkehr (Auspuff)	450,000	145,000	220,000	92,000
PM _{coarse} Verkehr (Abrieb/Aufwirbelung)	166,666	53,704	81,481	34,296

Tabelle 7 beinhaltet die Werte pro Tonne unter Anwendung der neuesten Konzentrationswirkungsbeziehungen aus den HEIMTSA/INTARESE EU-Projekten (www.heimtsa.eu, www.intarese.org). Unterschiede zu den bisherigen Werten bestehen einerseits bei den Konzentrations-Wirkungsbeziehungen und andererseits bei den monetären Werten pro Krankheitsfall. Insbesondere die Konzentrations-Wirkungsbeziehungen für chronische Bronchitis hat sich geändert, da sie auf einer neueren EU-Studie basiert. Neu monetären Werte für die Anwendung eines Asthmamedikaments und für chronische Bronchitis wurden in Zahlungsbereitschaftsanalysen ermittelt.

Tabelle 7: Werte Euro pro Tonne PPM bodennahe Emissionen in Deutschland unter Berücksichtigung der tatsächlichen persönlichen Exposition (Torras Ortiz 2011) und neue Dosis-Wirkungszusammenhänge aus HEIMTSA & INTARESE

Emissionsquelle	Kosten pro Tonne in € ₂₀₁₀			
	Innerorts-Großstadt (mit über 500 tausend Einwohner)	Innerorts – Stadt (mit bis zu 500 tausend Einwohner)	Innerorts (Durchschnitt)	Außerorts
PM _{2,5} Verkehr (Auspuff)	390.900	360.100	364.100	122.800
PM _{coarse} Verkehr (Abrieb/Aufwirbelung)	11.300	10.000	10.200	2.900

1.8 Dosis-Wirkungszusammenhänge Luftschadstoffe

Dosis-Wirkungszusammenhänge (DRF) werden benötigt, um aus den berechneten Konzentrationen von Luftschadstoffen bzw. Depositionen entsprechende Schäden zu berechnen.

Im Folgenden werden nur die DRF für Gesundheitsschäden beschrieben, da sich bei den Materialien und landwirtschaftlichen Erträgen keine Änderungen gegenüber der Methodenkonvention ergeben haben.

1.8.1 Gesundheitsschäden

Im Rahmen des NEEDS Projektes wurden verfügbare und für die Berechnung der externen Kosten anwendbare DRF für Luftschadstoffe ausgewertet und beschrieben und die Liste der DRF aus den letzten ExternE Projekten entsprechend aktualisiert. In (Torfs et al. 2007) wird empfohlen, unabhängig von der Quelle und der Zusammensetzung und anderen

Charakteristika, Feinstaub gleicher Größe, d.h. primären und sekundären Feinstaub der Größe also z.B. PM_{2,5}, oder PMco jeweils gleich zu behandeln. Dies ist konform mit dem WHO-Rahmenbeschluss. Dies bedeutet, dass angenommen wird, dass primärer Feinstaub der Größe PM_{2,5}, z. B. aus der Holzverbrennung oder durch Verbrennung im Motor eines Fahrzeuges, genauso schädlich ist wie sekundärer Feinstaub PM_{2,5} aus Nitraten oder Sulfaten, z. B. aus der Verbrennung in einem Kohlekraftwerk.

Zur Berechnung der Wirkung von Ozon, wird die Verwendung des SOMO35 als jährliche Durchschnittskonzentration über 35 µg/m³ (8-hr daily max) empfohlen¹¹. Des Weiteren wird argumentiert, dass Effekte durch NO₂, SO₂ und CO nicht unabhängig von Feinstaub und Ozon betrachtet werden sollen, da der Nachweis der Zusammenhänge zwischen diesen Gasen und Gesundheitsschäden nicht schlüssig ist. Daher werden auch keine zusätzlichen DRF für diese Stoffe empfohlen.

Zur Zeit wird das Projekt (ESCAPE 2008-2012) durchgeführt. Diese Studie untersucht die Langzeiteffekte von Luftverschmutzung auf die Gesundheit in Europa. Hintergrund ist, dass Schätzungen der gesundheitlichen Auswirkungen in Europa speziell von Feinstaub in der Luft sehr bedeutend für die Berechnung von externen Kosten sind, die verfügbaren Schätzungen basieren jedoch vor allem auf DRF aus Studien, die in Nordamerika die Unterschiede zwischen verschiedenen Städten untersuchten. Es besteht dringender Bedarf, Studien in Europa über Expositionen durchzuführen und verbesserte Methoden zur Expositionsbestimmung zu verwenden. Auswertungen werden erst im Jahr 2011 beginnen, nachdem alle Messungen abgeschlossen sind. Der Bericht wird in der ersten Jahreshälfte 2012 erwartet.

Die DRF-Faktoren haben sich im Rahmen von NEEDS nur geringfügig geändert Tabelle 9. Allerdings wurden teilweise andere Indikatoren gewählt. Statt einer durchschnittlichen Ozonkonzentration wird der SOMO35 als geeigneter empfohlen. Die Modellierung der Konzentrationen von PM2.5 und PMcoarse ist nun möglich. Es sind aber DRF für PM2.5 und PM10, entsprechend der ursprünglichen empirischen Studie vorhanden. Dies hat den Vorteil, dass keine willkürlichen Annahmen bezgl der Zusammensetzung von PM10 gemacht werden müssen, sondern die tatsächlichen Konzentrationen aus PM2.5 und PMco berechnet werden können.

Es gibt eine Liste DRF, die für die Berechnung der externen Kosten in NEEDS empfohlen wurde (siehe (Tabelle 9). Die Endpunkte entsprechen dem Vorschlag in (WHO/Europe and UNECE 2009).

Die in (European Commission 2005a), S. 85 beschriebenen Empfehlungen werden in Tabelle 8 dargestellt. Für PM2.5 aus Verbrennungsmotoren ist die DRF laut (European Commission 2005a) mit einem Faktor 1,5 zu multiplizieren, für Nitrataerosole ist die DRF zu halbieren.

Tabelle 8: Gewichtung von Partikeln unterschiedlicher chemischer Zusammensetzung (European Commission 2005), S. 85)

Nitrate: äquivalent zu 0,5 mal Toxizität von PM10
Sulfate: äquivalent zu Toxizität von PM10 (oder 0,6 mal PM2.5)
Primäre Partikel PM10/PM2.5 aus Kraftwerken äquivalent der Toxizität von PM10/PM2.5
Primäre Partikel PM2.5 aus Verbrennungsmotoren äquivalent zu 1,5 mal Toxizität von PM2.5

Allerdings wurden diese Annahmen, wie bereits weiter oben beschrieben, im Rahmen von CAFE und NEEDS entsprechend des WHO-Rahmenbeschlusses (WHO Regional Office for

¹¹ Der SOMO35 ist die Jahressumme der täglichen maximalen 8-Stundenmittelwerte gebildet aus den Ozonstundenwerten über 35 ppb.

Europe ed 2007) revidiert. Eine höhere Gewichtung der PPM2.5 Emissionen aus Verbrennungsmotoren wird vom IER dennoch empfohlen. Des Weiteren ist zu beachten, dass angenommen wird, dass die Sulfataerosole überwiegend in der Größenklasse PM2.5 auftreten und sich daher insbesondere der Kostensatz pro Tonne SO₂ erhöht hat, da die DRF für PM2.5 größer sind als für PM10.

Tabelle 9: DRF für Gesundheitsschäden nach NEEDS (Preiss, Friedrich and Klotz 2008)

	Effekt	Schadstoff	Konzentrations-Wirkungs-Faktor	Risikogruppe (Anteil an EU-Bevölkerung)	Wert in €_2000, Emission in 2000
1	Verlorene Lebensjahre durch Kurzzeitexposition	SOMO35	0.03%	Alle (100%)	60000
2	Verlorene Lebensjahre durch Langzeitexposition	PM2.5	6.51E-04	Alle (100%)	40000
3	Todesfälle von Kindern	PM10	4.00E-03	0-1 Jahr	3000000
4	Neue Fälle chronischer Bronchitis	PM10	2.65E-05	Alter > 27 (70%)	200000
5	Krankenhausaufnahmen wegen Erkrankungen der Atemwege	SOMO35	1.25E-05	Alter > 65 (14%)	2000
6	Krankenhausaufnahmen wegen Erkrankungen der Atemwege	PM10	7.03E-06	Alle (100%)	2000
7	Krankenhausaufnahmen wegen Herzerkrankungen	PM10	4.34E-06	Alle (100%)	2000
8	Tage mit eingeschränkter Aktivität	PM2.5	9.59E-03	Alle (100%)	130
9	Tage mit leicht eingeschränkter Aktivität	PM2.5	5.77E-02	Alter 18 - 64 (64%)	38
10	Tage mit leicht eingeschränkter Aktivität	SOMO35	1.15E-02	Alter 18 - 64 (64%)	38
11	Hustentage	SOMO35	9.30E-02	Alter 5 - 14 (11%)	38
12	Tage mit Atemwegssymptomen	PM10	1.30E-01	Alter > 18 mit chronischen Atemwegssymptomen (30%)	38
13	Tage mit Atemwegssymptomen (ohne Husten)	SOMO35	1.60E-02	Alter 5 - 14 (11%)	38
14	Tage mit Atemwegssymptomen	PM10	1.86E-01	Alter 5 - 14 (11%)	
15	Tage mit Gebrauch von Bronchodilatatoren	SOMO35	7.30E-02	Alter > 20 mit Asthma (4.5%)	1
16	Tage mit Gebrauch von Bronchodilatatoren	PM10	9.12E-02	Alter > 20 mit Asthma (4.5%)	1
17	Tage mit Gebrauch von Bronchodilatatoren	PM10	1.80E-02	Alter 5 - 14 mit Asthma (2%)	1
18	Verlorener Arbeitstag	PM2.5	2.07E-02	Alter 18 - 64 (64%)	295

Die aktuellsten Empfehlungen zu DRF-Faktoren nach HEIMTSA INTARES sind in Tabelle 10 dargestellt. Dies wurden auch für die Kostenfaktoren (siehe Tabelle 7) verwendet.

Tabelle 10: DRF für Gesundheitsschäden durch Feinstaub (nach HEIMTSA & INTARES (Friedrich et al. 2011), Table 5-1, und Table 5-2)

Gesundheitseffekt	Relatives Risiko	Personenkreis	Altersgruppe	Bevölkerung	Impact Funktion
PM2.5					
Mortalität (alle Ursachen)	6% (95% CI: 2%, 11%) Veränderung pro 10 µg/m³ PM _{2.5}	Nicht anwendbar	Erwachsene 30 Jahre und älter	Gesamt-bevölkerung	Impact Funktion : Siehe Tabelle 11
Verlorene Arbeitstage (WLDs)	4.6% (95% CI: 3.9%, 5.3%) Zunahme pro 10 µg/m³ PM _{2.5}	450,000 WLDs pro 100,000 Personen im Alter 15-64 pro Jahr	15-64 Jahre	Gesamt-bevölkerung	20,700 (95% CI: 17,600, 23,800) zusätzliche verlorene Arbeitstage pro 10 µg/m³ Zunahme PM _{2.5} pro 100,000 Personen im Alter 15-64 in der Gesamt Bevölkerung pro Jahr
Tage mit leicht eingeschränkter Aktivität (MRADs)	7.4% (95% CI: 6.0%, 8.8%) Veränderung pro 10 µg/m³ PM _{2.5}	780,000 MRADs pro 100,000 Personen in Beschäftigung im Alter 18-64 pro Jahr	18-64 Jahre	Gesamt-bevölkerung	57,700 (95% CI: 46,800, 68,600) zusätzliche MRADs pro 10 µg/m³ Zunahme PM _{2.5} pro 100,000 Erwachsene im Alter 18-64 (Gesamt Bevölkerung) pro Jahr
Tage mit eingeschränkter Aktivität (RADs)	4.75% (95% CI: 4.17%, 5.33%) Veränderung pro 10 µg/m³ PM _{2.5}	1,900,000 RADs pro 100,000 Personen im Alter 18-64 pro Jahr	18-64 Jahre	Gesamt-bevölkerung	90,200 (95% CI: 79,200, 101,300) additional RADs pro 10 µg/m³ Zunahme PM _{2.5} pro 100,000 Erwachsene im Alter 18-64 (Gesamt Bevölkerung) pro Jahr
PM10					
Todesfälle von Kindern	4% (95% CI: 2%, 7%) Veränderung pro 10 µg/m³ PM10	145 Todesfälle bei Neugeborenen pro 100,000 Lebendgeburten	1 Monat bis 1 Jahr	Gesamt-bevölkerung	5.8 (95% CI: 2.9, 10.2) zusätzliche Todesfälle bei Neugeborenen pro 10 µg/m³ Zunahme PM10 pro 100,000 Lebendgeburten, pro Jahr
Neue Fälle chronischer Bronchitis	22% (95% CI: 2%, 38%) Veränderung pro 10 µg/m³ PM10	390 neue Fälle pro Jahr pro 100,000 Erwachsene (Angepasst auf Rückgang mit einer Rate von 56.2%)	Erwachsene im Alter 18 Jahre und älter	Gesamt-bevölkerung ohne Symptome (90% der Bevölkerung)	86 (95% CI 7.8, 150) Neue Fälle chronischer Bronchitis pro 10 µg/m³, Zunahme PM10 pro 100,000 gefährdete Erwachsene im Alter 18+, pro Jahr
Krankenhausaufnahmen wegen Herzerkrankungen	0.6% (95% CI: 0.3%, 0.9%) Veränderung pro 10 µg/m³ PM10	723 Krankenhausaufnahmen wegen Herzerkrankungen pro 100,000 Bevölkerung, jeden Alters, pro Jahr	Jeden Alters	Gesamt-bevölkerung	4.3 (95% CI: 2.2, 6.5) zusätzliche Krankenhausaufnahmen wegen Herzerkrankungen pro 10 µg/m³ Zunahme PM10 pro 100,000 Personen (jeden Alters) pro Jahr
Krankenhausaufnahmen wegen Erkrankungen der Atemwege	0.9% (95% CI: 0.7%, 1.0%) Veränderung pro 10 µg/m³ PM10	617 Krankenausnahmen wegen Erkrankungen der Atemwege pro 100,000 Bevölkerung, jeden Alters, pro Jahr	Jeden Alters	Gesamt-bevölkerung	5.6 (95% CI: 4.3, 6.2) zusätzliche Krankenausnahmen wegen Erkrankungen der Atemwege pro 10 µg/m³ Zunahme PM10 pro 100,000 Personen (jeden Alters) pro Jahr

Tage mit Gebrauch von Bronchodilatatoren Astmatiker (Kinder)	0.4% (95% CI: -1.7%, 2.6%) Veränderung pro 10 µg/m3 PM10	10% durchschnittliche tägliche Häufigkeit des Broncho-dilatoren-gebrauchs von Kindern, die unter die PEACE-Kriterien fallen	5-14 Jahre	Kinder mit Asthma (14.4% der Kinder im Alter 5-14 in der EU27)	14,600 (95% CI: -62,050, 94,900) zusätzliche Tag e mit Broncholdilatoren-gebrauch pro 10 ug/m3 Zunahme PM10 pro 100,000 Kindern im Alter 5-14 Jahre, die unter die PEACE-Kriterien fallen, pro Jahr
Tage mit Gebrauch von Bronchodilatatoren Astmatiker (Erwachsene)	0.5% (95% CI: -0.5%, 1.5%) Veränderung pro 10 µg/m3 PM10	Hintergrund-wahrscheinlichkeit des Broncho-dilatoren-gebrauchs von 0.5 des täglichen Gebrauchs unter Erwachsene 20+	Erwachsene im Alter 20 Jahre und älter	Erwachsene mit Asthma (10.2% der Erwachsenen im Alter 20 und älter in EU27)	91,300 (95% CI: -91,300, 274,000) zusätzliche Tag e mit Broncholdilatoren-gebrauch pro 10 µg/m3 Zunahme PM10 pro 100,000 Erwachsene im Alter 20+ mit Asthma, pro Jahr
Tage mit Atemwegssymptomen (mit Husten) Kinder	3.4% (95% CI: 1.7%, 5.1%) Veränderung pro 10 µg/m3 PM10	15% durchschnittliche tägliche Häufigkeit für Atemwegssymptome mit Husten (jährliche Häufigkeit) unter Kindern	5-14 Jahre	Gesamt-bevölkerung	186,000 (95% CI: 93,100, 279,000) zusätzliche Tage mit Atemwegssymptomen mit Husten pro 10 µg/m3 Zunahme PM10 pro 100,000 Kinder im Alter 5-14, pro Jahr
Tage mit Atemwegssymptomen (mit Husten) Erwachsene	1.2% (95% CI: 0.1%, 2.2%) Veränderung pro 10 µg/m3 PM10	30% durchschnittliche tägliche Häufigkeit für Atemwegssymptome mit Husten bei Erwachsenen	Erwachsene	Erwachsene mit chronischen Atemwegssymptomen (30% der Erwachsenen)	131,000 (95% CI: 11,000, 241,000) zusätzliche Tage mit Atemwegssymptomen mit Husten pro 10 µg/m3 Zunahme in PM10, pro 100,000 Erwachsene mit chronischen Atemwegssymptomen, pro Jahr

Tabelle 11: Weitere Differenzierung Mortalität durch PM2.5

Western Countries -

Gewichteter Durchschnitt England & Wales, Italien und Schweden

	Frauen	Männer	Total
Bevölkerung 30+	42,415,896	38,784,956	81,200,852
Gewonnene Lebensjahre pro µg/m3	37,656	39,757	77.412
Gewonnene Lebensjahre pro 100k	88.8	102.5	95.3
Personen im Alter 30+ pro µg/m3			

Osteuropäische Länder -

basierend auf Polen

Bevölkerung 30+	12,307,810	10,714,244	23,022,054
Gewonnene Lebensjahre pro $\mu\text{g}/\text{m}^3$	12,545	16,358	28,903
Gewonnene Lebensjahre pro 100k	101.9	152.7	125.5
Personen Im Alter 30+ pro $\mu\text{g}/\text{m}^3$			

Tabelle 12: DRF für Gesundheitsschäden durch Ozon (nach HEIMTSA & INTARES (Friedrich et al. 2011), Table 5-1, und Table 5-2)

Ozon					
Mortalität (alle Ursachen)	0.3% (95% CI: 0.1%, 0.4%) Veränderung pro $10 \mu\text{g}/\text{m}^3 \text{O}_3$	920 Todesfälle pro 100,000 Bevölkerung	Jeden Alters	Gesamt Bevölkerung	2.8 (95% CI: 0.92, 3.7) zusätzliche Todesfälle (oder verlorene Lebensjahre) pro $10 \mu\text{g}/\text{m}^3$ Zunahme O_3 pro 100,000 Bevölkerung (jeden Alters), pro Jahr
Krankenhausaufnahmen wegen Erkrankungen der Atemwege	0.5% (95% CI: -0.2%, 1.2%) Veränderung pro $10 \mu\text{g}/\text{m}^3 \text{O}_3$	2496 Krankenhausaufnahmen pro 100,000 Erwachsene im Alter 65+	Erwachsene im Alter 65 Jahre und älter	Gesamt Bevölkerung	12.5 (95% CI: -5.0, 30.0) zusätzliche Krankenhausaufnahmen wegen Erkrankungen der Atemwege pro $10 \mu\text{g}/\text{m}^3$ Zunahme O_3 pro Jahr pro 100,000 Personen im Alter 65+, pro Jahr
Bronchodilatorengebrauch Kinder	21% (95% CI: 2.9%, 39%) Veränderung pro $10 \mu\text{g}/\text{m}^3 \text{O}_3$	40% durchschnittliche tägliche Häufigkeit unter Kindern mit Asthma 292,000 (0.8%) Tage mit Gefährdung pro 100,000 Kinder	5-14 Jahre	Gesamt Bevölkerung	24,500 (95% CI: 3,400, 45,600) zusätzliche Tage mit Broncho-dilatoren-gebrauch pro $10 \mu\text{g}/\text{m}^3$ Zunahme O_3 pro 100,000 Kinder im Alter 5-14 (Gesamt Bevölkerung), pro Jahr

Bronchodilatoren Gebrauch Asthmatiker Erwachsene	0.6% (95% CI: -0.2%, 1.4%) Veränderung pro 10 µg/m ³ O ₃	durchschnittliche tägliche Häufigkeit von 32% für Broncho-dilatoren-gebrauch in den Sommermonaten	Erwachsene im Alter 20 Jahre und älter	Erwachsene mit Asthma (10.2% of Erwachsene in EU27)	70,100 (95% CI: -23,400, 164,000) zusätzliche Tage mit Broncho-dilatoren-gebrauch pro 10 ug/m ³ Zunahme O ₃ pro 100,000 Erwachsene im Alter + mit Asthma, pro Jahr
Tage mit Atemwegssymptomen Kinder	3.0% (95% CI: -7.9%, 15%) Veränderung pro 10 µg/m ³ O ₃	1.5% durchschnittliche tägliche Häufigkeit für Tagen mit Atemwegssymptomen ohne Husten bei Kindern (in den Sommermonaten)	5-14 Jahre	Gesamt Bevölkerung	16,000 (95% CI: -43,000, 82,000) zusätzliche Tage mit Atemwegssymptomen ohne Husten pro 10 µg/m ³ Zunahme O ₃ pro 100,000 Kinder im Alter 5-14 Jahre, pro Jahr
Hustentage Kinder	4.7% (95% CI: -0.9%, 11%) Veränderung pro 10 µg/m ³ O ₃	5.4% durchschnittliche tägliche Häufigkeit für Hustentage bei Kindern (in den Sommermonaten)	5-14 Jahre	Gesamt Bevölkerung	93,000 (95% CI: -17,700, 217,000) zusätzliche Hustentage pro 10 µg/m ³ Zunahme in O ₃ pro 100,000 Kinder im Alter 5-14 Jahre pro Jahr
Tage mit eingeschränkter Aktivität (MRADs)	1.48% (95% CI: 0.57%, 2.38%) Veränderung pro 10 µg/m ³ O ₃	780,000 MRADs pro 100,000 Personen in Beschäftigung im Alter 18-64 pro Jahr	18-64 Jahre	Gesamt Bevölkerung	11,500 (95% CI: 4,400, 18,600) zusätzliche MRADs pro 10 µg/m ³ Zunahme O ₃ pro 100,000 Erwachsene im Alter 18-64 (Gesamt Bevölkerung) pro Jahr

1.9 Monetäre Werte zur Bewertung von Umwelt- und Gesundheitsschäden durch klassische Luftschadstoffe

1.9.1 Anpassung der Bewertung an wachsende Zahlungsbereitschaft für Schäden in der Zukunft - und Aufdatierung auf verschiedene Währungen bzw. Umrechnung einen anderen Preisindex

Der Wohlfahrtsverlust durch Umwelt- und Gesundheitsschäden soll in monetären Werten ausgedrückt werden. Dazu werden Zahlungsbereitschaftsbefragungen bzw. -analysen durchgeführt. Die Zahlungsbereitschaft und Zahlungsfähigkeit zur Vermeidung von Schäden und Risiken, hängt von den zur Verfügung stehenden Ressourcen ab. Um die Ergebnisse von gegenwärtigen oder in der Vergangenheit durchgeführten Zahlungsbereitschaftsanalysen auf einen bestimmten Zeitpunkt übertragen zu können, werden diese proportional zum wirtschaftlichen Wachstum angepasst. Im Rahmen von NEEDS wurde folgende Festlegung vorgenommen:

In (IEA 2006), Annex B, „GDP and Population growth Assumptions“ für OECD Europa wurde bis 2030 ein durchschnittliches, jährliches Wachstum von 2%, und 1% nach 2030 (bis 2050) angenommen.

Die Einkommenselastizität (d.h. der zusätzliche Nutzen eines zusätzlichen Euros an Einkommen) ist unterschiedlich für verschiedene Ressourcen und Länder. In (HEATCO 2006b) wurde empfohlen, wenn verfügbar, sollen Werte verwendet werden, die spezifisch für den zu untersuchenden Fall sind. Spezifische Werte sind verfügbar für Reisezeit, Unfälle, Luftverschmutzung, Lärm und Schäden durch den Klimawandel. Die Empfehlungen für die Einkommenselastizitäten liegen zwischen 0,7 und 1. In (HEATCO 2006b) findet man die Empfehlung von 1 für die Hauptanalyse und 0,7 für Sensitivitätsanalysen. Im Rahmen von NEEDS wurde ein mittlerer Wert von 0,85 für die Hauptanalyse verwendet.

Beispiel für eine mit der Zeit wachsende Zahlungsbereitschaft:

Die Zahlungsbereitschaft für „Herzerkrankungsbedingte Krankenhausaufnahme“ beträgt 2000 Euro₂₀₀₀ pro Fall im Jahr 2000. Die Zahlungsbereitschaft (inflationsbereinigt) steigt mit dem wirtschaftlichen Wachstum (ca. 2%/a) bis zum Jahr 2010 um $(1+0,02*0,85)^{10} = 1,1836 \rightarrow$ ca. 2367 Euro₂₀₀₀.

Preisindex

Des Weiteren sollte der Preisindex korrigiert werden. Preise sollten nicht einfach nur in Euro ausgedrückt werden, sondern das Bezugsjahr als Index enthalten. Zum Beispiel: beträgt der Unterschied, zwischen Euro₂₀₀₀ und Euro₂₀₁₀ ca. 27% (Europäischer Durchschnitt). Die Umrechnung eines Wertes in Euro für ein bestimmtes Jahr auf ein neues Bezugsjahr erfolgt über die Berücksichtigung der Preisniveauänderungen. Diese Inflationsdaten werden von Eurostat in Form des Harmonisierten Verbraucherpreisindexes (HVPI)¹² bereitgestellt. Der HVPI umfasst die Veränderungen in den Preisen für Konsumgüter und Dienstleistungen, welche von Haushalten gekauft werden. Damit stellt der HVPI die offizielle Kenngröße zur Messung der Konsumentenpreisinflation für die Eurozone dar. Die von Eurostat veröffentlichten Daten zum HVPI sind in Form von Änderungen im Vergleich zum Basisjahr 2005 angegeben.

Bei der Umrechnung eines Euro-Wertes für ein bestimmtes Basisjahr (z. B. 2000) auf ein neues Bezugsjahr (z. B. 2010) wird das Verhältnis der von Eurostat berichteten HVPI für die

¹² Die Daten sind abrufbar unter <http://epp.eurostat.ec.europa.eu/portal/page/portal/hicp/data/database>

jeweiligen Jahre berechnet und als Faktor für die Umrechnung des ursprünglichen Euro-Wertes verwendet. Im Fall der Umrechnung von Euro₂₀₀₀ in Euro₂₀₁₀ ergibt sich ein Faktor von 1,265.

Im Folgenden werden die empfohlenen monetären Werte zur Gewichtung von Umwelt und Gesundheitsschäden durch klassische Luftschadstoffe beschrieben. Zunächst wird die Kategorie Gesundheitsschäden behandelt, danach die Kategorien Materialien und Feldfrüchte und ein Verweis auf die Bewertung von Biodiversität wird gegeben.

1.9.2 Monetäre Werte für die Bewertung von Gesundheitsschäden

Gesundheitsschäden lassen sich unterteilen in Morbidität (Krankheiten) und Mortalität (zusätzliche Todesfälle, bzw. verkürzte Lebenserwartung durch vorzeitige Todesfälle).

Es ist aber zu bedenken, dass es de facto keine zusätzlichen Todesfälle insgesamt geben kann, sondern je nach Höhe der Schädigung der Individuen, eine insgesamt verkürzte Lebenserwartung. Zur Bewertung von Todesfällen durch Luftschadstoffe hat sich daher der Ansatz der Bewertung verlorener Lebensjahre (VOLY, value of a life year) gegen die Bewertung von Todesfällen (VSL value of a statistical life oder auch VPF, value of a prevented fatality) durchgesetzt.

VOLY und VSL wurden unter anderem auch in den Projekten (European Commission - CAFE 2005a) und (HEATCO 2006a) verwendet. Diese Werte basieren auf den Ergebnissen des Projektes (NewExt 2004).

Im Rahmen des Projektes NEEDS wurden die monetären Werte der verschiedenen Krankheiten und des VOLY überarbeitet und teilweise neu bewertet.

Besonders hervorzuheben ist der neue Wertansatz für Verlust an Lebenserwartung durch Langzeitexposition. In (Desaigues et al. 2007), bzw. (Desaigues et al. 2011) ist die Herleitung der Werte genau beschrieben. Es wurde anhand der Kontingenten Bewertungsmethode eine Befragung von insgesamt 1463 Teilnehmern in Europa durchgeführt. Die Befragung ist somit die bisher am größten angelegte Studie für diesen Zweck.

Die Befragung war auf die verkürzte Lebenserwartung durch Luftschadstoffe ausgerichtet. Die Teilnehmer wurden gefragt, wieviel sie maximal pro Monat zu zahlen bereit sind, um eine bestimmte Politikmaßnahmen (PMN), welche die Lebensqualität und die Lebenserwartung erhöht, zu ermöglichen. Die Teilnehmer wurden angeleitet, sich den Effekt von Luftverschmutzung auf ihre Gesundheit zu vergegenwärtigen, und sich zu fragen, ob dies generell ein Problem für sie darstellt. Zwei potentielle Politikmaßnahmen (PMN I und PMN II), welche die Luftverschmutzung reduzieren und somit die Lebenszeit verlängern, wurden vorgestellt:

- PMN I: verursacht eine 3%-ige Reduktion der Emissionen pro Jahr für die nächsten 20 Jahre. Diese erhöht die Lebenserwartung um 6 Monate.

- PMN II: verursacht eine 1,5%-ige Reduktion der Emission pro Jahr für die nächsten 20 Jahre. Diese erhöht die Lebenserwartung um 3 Monate.

Wichtig bei dieser Befragung war es, den Teilnehmern bewusst zu machen, dass diese PMN nicht nur zu einer Verlängerung am Ende des Lebens führt (also in einem Zustand, den man eventuell nicht unbedingt verlängern möchte), sondern, dass, wie in Abbildung 6 dargestellt, die PMN zu einer Verlängerung der gesunden Lebenszeit dient. Zu diesem Zweck wurde den Teilnehmern auch das Diagramm in Abbildung 6 entsprechend erläutert.

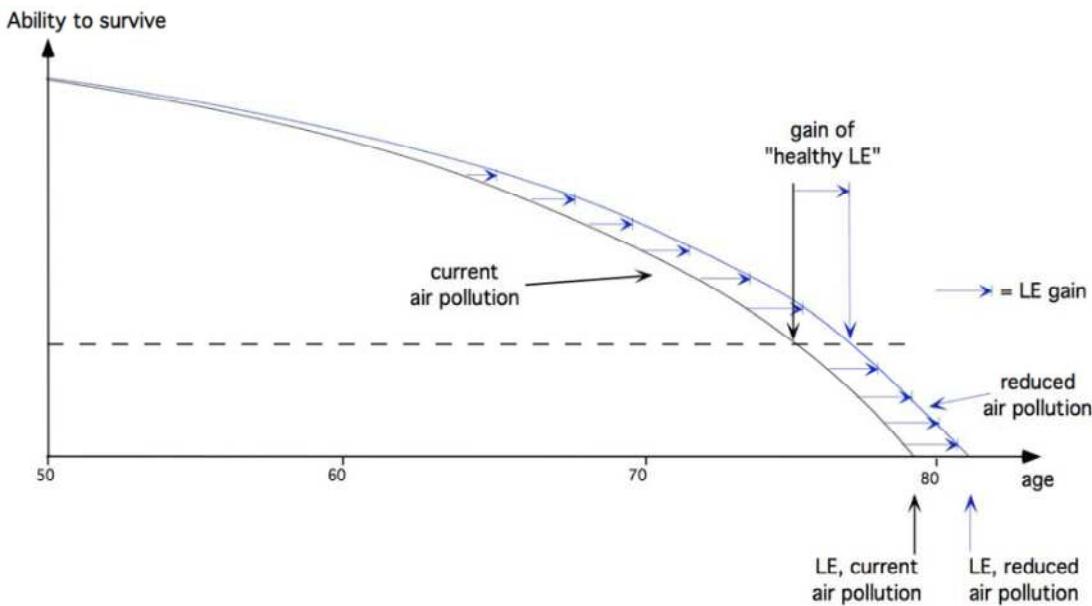


Abbildung 6: Verlängerung der gesunden Lebenszeit durch Reduktion von Luftschadstoffen, Beispiel für einen 50 Jährigen

Die folgende Tabelle 13 zeigt beispielhaft die Ergebnisse für eine Reduktion der Luftschadstoffe, welche einer verlängerten Lebenswartung von 3 Monaten entspricht. Monatliche Zahlungsbereitschaft, Kaufkraft Parität (KKP) angepasst.

Tabelle 13: Monatliche Zahlungsbereitschaft der gesunden Lebenszeit durch Reduktion von Luftschadstoffen [Euro2005], KKP-anangepasst (Desaigues et al. 2007)

Samples	Obs.	Median	Mean	Std. err	95% Konfidenzintervall (mean)	
Switzerland	148	12,57	27,55	3,3	21	34,1
Czech Republic	213	8,92	27,63	3,4	20,9	34,4
Germany	254	20,81	36,75	3,6	29,6	43,9
Denmark	134	22,81	42,21	3,8	34,6	49,8
Spain	78	11,04	25,26	4,3	16,6	33,9
France	91	9,36	22,47	3,1	16,2	28,7
Hungary	105	3,35	14,07	2,6	9	19,1
Poland	128	8,2	17,72	3,6	10,5	24,9
UK	148	10,77	21,25	2,6	16,2	26,3
Pooled data	1299	11,56	27,6	1,2	25,2	30

Aus den Ergebnissen der repräsentativen Umfragen leiten die Experten folgende Empfehlungen für die bestimmten Regionen ab:

- EU15+CH: 41,000 Euro pro verlorenem Lebensjahr
- „New Member Countries“ Ost-Europa: 33,000 Euro / YOLL
- EU25: 40,000 Euro pro YOLL verlorenem Lebensjahr
- Als Konfidenzintervall wird ein Bereich von 25,000 bis 100,000 Euro angegeben.

Die Werte aus früheren ExternE-Studien (NewExt und CAFE) werden durch diese neuen Ergebnisse untermauert. Des Weiteren wurde zu Plausibilitätsprüfung ein Vergleich mit den Verfahren in der Medizin, d.h. mit der Bewertung von sog. QALYs¹³, und mit dem Verhältnis von Lebenserwartung und dem pro Kopf BIP in der Studie dargestellt.

Somit stellen die Ergebnisse dieser Umfrage eine Verbesserung gegenüber früheren Studien darstellt, da

- a) die Erfahrung aus dem Projekt (NewExt 2004) gezeigt hat, dass die Befragten sich eine Lebenszeitverkürzung um 3 oder 6 Monate besser vorstellen können, als die Erhöhung eines Risikos zu sterben von 1/1000 bzw. 1/5000
- b) die Zahl der Teilnehmer und Länder größer, d.h. die Umfrage repräsentativer war, als in früheren Befragungen
- c) die Befragung direkt zum Kontext Luftverschmutzung konzipiert wurde.

Die Bandbreite der Antworten ist in Tabelle 13 durch das Konfidenzintervall ersichtlich.

In der folgenden Tabelle 14 sind die Empfehlungen aus NEEDS zur Bewertung von Gesundheitsschäden aufgelistet. Diese Werte sind in Euro2000 ausgedrückt und gelten für Schäden die im Jahr 2000 entstehen. Es ist zu beachten, dass die Kostensätze, die im Rahmen dieses Projektes für Aktivitäten wie z. B. Stromproduktion [kWh_el] berechnet werden, in Euro2010 umgerechnet werden und die Zahlungsbereitschaft auf das Jahr 2010 aufdatiert wird. Diese Inflationsanpassung basiert auf EU27 Durchschnittswerten und entspricht einem (Faktor 1,265).

¹³ QualityAdjusted-Life-Year, übersetzt: qualitäts-adjustiertes Lebensjahr

Tabelle 14: Monetäre Werte für Gesundheitseffekte (European Commission 2005a) mit Aktualisierungen aus (NEEDS 2004-2009)

Endpunkt	Wertansatz [Euro₂₀₀₀] & Schaden in 2000	Einheit
Mortalität		
Verlorene Lebenserwartung (chronisch)	40.000	verlorenes Lebensjahr
Verlorene Lebenserwartung (akut)	60.000	verlorenes Lebensjahr
Säuglingssterblichkeit	3.000.000	Todesfall
Morbidität		
netto Tage mit eingeschränkter Aktivität	130	Tag
Verlorener Arbeitstag	295	Tag
Tage mit geringfügig eingeschränkter Aktivität	38	Tag
Neue Fälle chronische Bronchitis	200.000	Fall
Atemwegsbedingte Krankenhausaufnahme	2.000	Fall
Herzerkrankungsbedingte Krankenhausaufnahme	2.000	Fall
Gebrauch von Bronchodilatatoren	1	Fall
Tage mit Atemwegssymptomen (Erwachsene)	38	Tag
Tage mit Atemwegssymptomen (Kinder)	38	Tag
Hustentage	38	Tag

Tabelle 15: Monetäre Werte für Gesundheitseffekte mit Aktualisierungen aus HEIMTSA & INTARESE, (Friedrich et al. 2011), Table 7-11

Endpunkt	Wertansatz [Euro2010] & Schaden in 2010	Einheit
Mortalität		
Verlorene Lebenserwartung (chronisch)	60.000	verlorenes Lebensjahr
Verlorene Lebenserwartung (akut)	90.000	verlorenes Lebensjahr
Säuglingssterblichkeit	2.475.000	Todesfall
Morbidität		
netto Tage mit eingeschränkter Aktivität	194	Tag
Verlorener Arbeitstag	441	Tag
Tage mit geringfügig eingeschränkter Aktivität	57	Tag
Neue Fälle chronische Bronchitis	60.000	Fall
Atemwegsbedingte Krankenhausaufnahme	2.990	Fall
Herzerkrankungsbedingte Krankenhausaufnahme	2.990	Fall
Gebrauch von Bronchospasmolytika	80	Fall
Tage mit Atemwegssymptomen (Erwachsene)	57	Tag
Tage mit Atemwegssymptomen (Kinder)	57	Tag
Hustentage	57	Tag

1.9.3 Monetäre Werte für Gebäude-Materialien und landwirtschaftliche Erträge

Die Empfehlungen zur Bewertung von Materialien und landwirtschaftlichen Erträgen wurden in (ExternE-Pol WP6 2005b) konsolidiert. Die aktuellen Werte sind in Tabelle 16 dargestellt.

Tabelle 16: Monetäre Werte für Materialschäden - Instandsetzungskosten je m² Materialoberfläche

Gebäudematerialien	Instandsetzungskosten [Euro ₂₀₀₀ / m ²]
Galvanisierter Stahl	17 – 55 (länderspezifisch)
Kalkstein	299
Mörtel in Backsteinbauten	33
Anderer Naturstein	299
Anstrich	13
Putz	33
Sandstein	299
Zink	27

Tabelle 17: Monetäre Werte für Auswirkungen auf landwirtschaftliche Erträge (Wert Euro pro Tonne) (ExternE-Pol -FTR 2005), Table 1

	ExternE (alt)		Stand ExternE-Pol 2005	
Sonnenblume	235	ECU (1994)	273	FAOSTAT Euro (2001)
Weizen	96	ECU (1991)	137	IFS Euro (2003)
Kartoffel	82	ECU (1991)	113	FAOSTAT Euro (2001)
Reis	2744	US\$ (1992)	200	IFS Euro (2003)
Roggen	156	ECU (1991)	99	FAOSTAT Euro (2001)
Hafer	56	ECU (1991)	132	FAOSTAT Euro (2001)
Tabak	39020	US\$ (1991)	2895	IFS Euro (2003)
Gerste	54	ECU (1991)	93	IFS Euro (2003)
Zuckerrübe	48	ECU (1991)	64	FAO (2002)

1.9.4 Monetäre Werte für die Bewertung von Ökosystemen

Die Empfehlungen zur Bewertung von Ökosystemen und Biodiversität wurden in NEEDS durch (Ott et al. 2006) neu entwickelt. Im Sachstandpapier zu Natur & Landschaft/Ökosystemen ist ein Überblick über Kosten zur Restaurierung aus verschiedenen Studien dargestellt. Es ist auch die Herangehensweise zu Bewertung der Biodiversität ausführlich beschrieben.

1.10 Ergebnisse - Output → Neue Empfehlungen im Kapitel Kostensätze

Die externen Kosten zu Luftschadstoffen können für konkrete Kraftwerke an bestimmten Orten mit EcoSense berechnet werden. Von allgemeinem Interesse sind aber durchschnittliche Kosten für durchschnittliche Stromerzeugungstechnologien oder Fahrzeugtypen. Um für andere Prozesse oder eigene Eingangsdaten Berechnungen durchführen zu können, werden im SP „Kostensätze“ auch durchschnittliche Kosten pro Einheit einer freigesetzten Substanz für bestimmte Archetypen (Stadt, hoher Schornstein, etc.) zur Verfügung gestellt. Zur Veranschaulichung, wodurch die teilweise großen Unterschiede bezüglich der Kostensätze „Euro pro Tonne emittierten Schadstoff“ zwischen verschiedenen Studien, insbesondere zwischen den Werten für primäre Partikel verursacht werden können, sind in Tabelle 22 Werte aus früheren Studien dargestellt. Insbesondere die Ergebnisse für SO₂, NOx, NH₃ und NMVOC sind von den meteorologischen Bedingungen, und durch die Hintergrundemissionen und den daraus resultierenden Hintergrundkonzentrationen beeinflusst, und somit unterschiedlich für verschiedene Quellregionen und verschiedene Emissionsszenarien. Quellregionen sind aus Praktikabilitätsgründen meist Länder oder Sub-Regionen von Ländern, z. B. kleinere administrative Einheiten.

Die Schäden pro Einheit emittiertem primären Feinstaub sind von den Hintergrundkonzentrationen verschiedenster Schadstoffe weniger beeinflusst, und man kann vereinfachend davon ausgehen, dass sie davon unabhängig sind. Im Gegensatz zu den sekundären Schadstoffen wird das Ergebnis aber sehr stark von der Bevölkerungsdichte in der Nähe der Quelle und der Freisetzungshöhe beeinflusst, weil dadurch die Exposition der umliegenden Bevölkerung beeinflusst wird. Je niedriger die Freisetzungshöhe ist, desto größer ist die Konzentration in der unmittelbaren Nähe der Quelle. Abhängig von den jeweiligen Annahmen bzw. Gegebenheiten können sich die Kostensätze der externen Kosten (pro Tonne und somit auch pro kWh, etc.) unterscheiden. Weitere Einflussfaktoren sind in Tabelle 18 zusammengestellt, und ihr Einfluss auf den Kostensatz ist angezeigt.

Tabelle 18: Zusammenfassung der Einflussfaktoren, die sich auf den Zahlenwert von externen Kostensätzen pro Tonne auswirken

Einflussfaktor	Beispiel	Effekt auf den Kostensatz
Währung / Preisindex	Euro ₂₀₀₀ statt Euro ₂₀₁₀	Kostensätze steigen mit der Zeit
Prozess	Transportprozesse statt Elektrizitätserzeugung	Niedrigere Freisetzungshöhe (Schornsteinhöhe) führen zu höheren Schäden
Physischer Ursprung	Verbrennung statt Abrieb	Emissionen aus Verbrennungsmotoren sind toxischer – daher ist der Schadensfaktor pro Tonne Emission höher
Umgebung (d.h. als Synonym für Bevölkerungsdichte)	Unterschied zwischen Großstadt, Kleinstadt, ländliche Umgebung; Autobahn vs. Landstraße, etc.	Beispiel: Der Kostensatz für PPM Emissionen in einer ländlichen Umgebung ist niedriger, als der Kostensatz in städtischer Umgebung. Da die Bevölkerungsdichte in der Stadt höher ist
Hintergrund Emissionen	Emissionsszenario für 2010 oder 2020	Z. B. ist der Kostensatz für NOx und SO ₂ in 2020 höher als in 2010.
Meteorologie	1997 oder 2003	Die Schadensfaktoren

		unterscheiden sich je nach Meteorologie. Da einzelne Jahre nicht repräsentativ sind wurde ein Durchschnitt aus verschiedenen Jahren verwendet.
Diskontierung mit Diskontrate >0%	Gegenwartswert in einem bestimmten Referenzjahr statt zum Zeitpunkt der Emission in der Zukunft	Der Gegenwartswert eines Schadens in der Zukunft ist niedriger als der eines Schadens in der Gegenwart.
KKP Kaufpreis Parität (Equity Weighting)	Bewertung der Gesundheitsschäden in Europa: entweder A) alle in jedem Land mit dem gleichen Wertansatz, oder B) angepasst an die Kaufkraft und das pro Kopf Einkommen.	In unserer Empfehlung wird nach A vorgegangen. Aber, falls B) angewendet würde, wären die externen Kosten innerhalb eines Landes, abhängig von dem Verhältnis zwischen dem länderspezifischen pro Kopf Einkommen und dem EU Durchschnittseinkommen niedriger oder höher. Im Falle B): Für Länder deren Durchschnittseinkommen höher als der EU Durchschnitt ist, wären die externen Kosten höher, für Länder deren Durchschnittseinkommen niedriger als der EU Durchschnitt ist, wären die externen Kosten niedriger.

1.10.1 Erläuterungen zu den Kostensätzen: Externe Kosten pro Tonne Schadstoff (eigentliche Werte siehe Kapitel zu Kostensätzen)

Deutschland wird von einer Anzahl EMEP-Zellen ($0,5^\circ \times 0,5^\circ =$ ca. 50 km x 50 km) abgedeckt. Die Zuordnung zur Subregion D1 – D4 ist näherungsweise nach Bundesländern möglich (siehe Abbildung 7).

D1 = Mecklenburg-Vorpommern, Brandenburg, Berlin, Sachsen, Sachsen-Anhalt, Thüringen

D2 = Niedersachsen, Bremen, Hamburg, Schleswig-Holstein

D3 = Nordrhein-Westfalen und nördliches Rheinland-Pfalz

D4 = südliches Rheinland-Pfalz, Saarland, Hessen, Baden-Württemberg, Bayern.

Eine genauere Zuordnung kann anhand von Längen- und Breitengraden berechnet werden (siehe Annex 2.2 „Berechnung der EMEP Gitterzelle aus Koordinaten“). Die Zuordnung von Zellen zu Sub-Regionen kann der Tabelle 15 im Annex 2.2 entnommen werden.

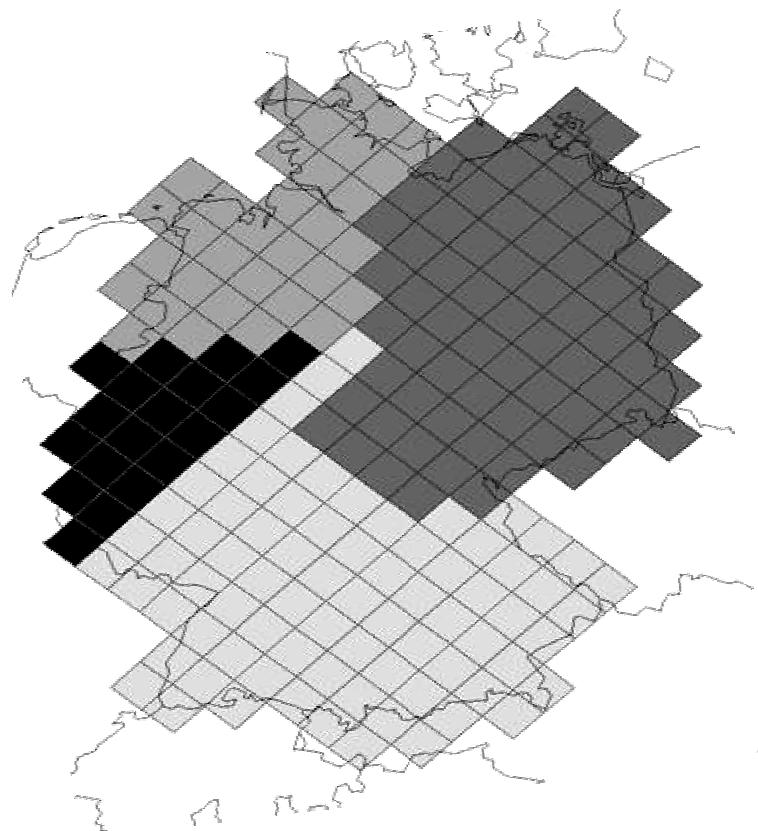


Abbildung 7: Die Aufteilung von Deutschland in vier Sub-Regionen

Anwendung für die Berechnung von Schäden bestimmter Quellen und Sektoren

Entscheidende Einflussfaktoren stellen Eigenschaften und Lage der Emissionsquellen dar.

Die Freisetzungshöhe, die geographische Lage, die Topographie, die Hintergrundemission von Ausgangsstoffen für die Reaktion zu sekundären Schadstoffen, die Meteorologie, und die Bevölkerungsdichte in der Nähe der Quelle haben einen Einfluss auf das spezifische Schadenspotential der klassischen Luftschadstoffe. Daher unterscheiden sich auch die externen

Kosten pro Tonne Emission je nach Sektor. Die Freisetzungshöhe und die Bevölkerungsdichte, welche verschiedenen Sektoren zugeordnet werden können, sind in Tabelle 19 dargestellt.

Tabelle 19: Beispielhafte Zuordnung von Freisetzungshöhe und der relevanter Bevölkerungsdichte zu Sektoren

Sektor	Freisetzungshöhe	Bevölkerungsdichte
Großfeuerungsanlagen zur Energieerzeugung	Sehr hoch (>100 m)	gering
Kleinfreuerungsanlagen	Niedrig bis mittel (5 – 60 m)	mittel bis hoch
Mobile Quellen Verbrennungsmotoren im Straßenverkehr	Bodennah (ca. 0 m)	gering bis hoch
Produktionsprozesse	Bodennah bis mittel	gering bis hoch
Emissionen von Flugzeugen	Bodennah bis sehr hoch	gering bis hoch

Der betrachtete Zeitpunkt hat ebenso einen Einfluss, unter anderem aufgrund der tatsächlichen bzw. prognostizierten Hintergrundemissionen von Ausgangsstoffen für die Reaktion zu sekundären Schadstoffen und aufgrund der verwendeten Meteorologie. Die Ergebnisse von NEEDS basieren auf einem Emissionsszenario für 2010 (Tarrasón 2009).

Die empfohlenen externen Kosten fassen die verschiedenen Schadenskategorien Gesundheit, Materialien, Feldpflanzen und Schäden durch Biodiversitätsverlust im Sachstandspapier zu den Kostensätzen als marginale externe Schadenskosten €₂₀₁₀ je Tonne Schadstoff zusammen, mit Differenzierung nach:

- Schadstoffen
- Region (Deutschland und EU27)
- Sub-Region innerhalb Deutschlands
- Freisetzungshöhe
- Urbane Gebiete und nicht-urbane Gebiete.

Jedoch unterscheiden sich nur die primären Partikel in allen Differenzierungen. Die Ergebnisse des Ausbreitungsmodells für die Vorläufersubstanzen, welche sich dann zu sekundären Schadstoffen umwandeln unterscheiden sich nur geringfügig bezüglich der Freisetzungshöhe.

Nebenbemerkung: Annahme für die Freisetzungshöhe

Kraftwerke: überwiegend > 100m

Industrie: überwiegend < 100m < 20m

Hausheizung u.ä.: ca. < 20m

Mobile Quellen: ca. Bodennähe.

1.10.2 Erläuterungen zu den Kostensätzen: Externe Kosten pro funktioneller Einheit

Um verschiedene Prozesse oder Technologien vergleichen zu können bezieht man sich auf eine sogenannte „funktionelle Einheit“. Im Transportbereich sind Fahrzeug*Kilometer oder Personen*Kilometer üblich. Bei der Stromerzeugung ist die funktionelle Einheit die netto Stromerzeugung [kWh_el], bei der Wärme die Endenergie Wärmezeugung [kWh_th].

Um externe Kosten pro funktioneller Einheit zu berechnen, werden Schäden pro Einheit Emission mit entsprechenden Emissionsfaktoren pro funktioneller Einheit multipliziert.

Also zum Beispiel: 900 g CO₂ pro kWh_el * 70 Euro pro Tonne CO₂ ergeben 6.3 Euro-Cent pro kWh_el. Zusätzlich müssen auch noch Emissionsfaktoren zu anderen Schadstoffen, z. B. Schwermetallen mit den entsprechenden spezifischen Schadensfaktoren multipliziert werden.

Externe Kosten [pro funktionelle Einheit] = Emissionsfaktor [pro funktionelle Einheit] * Schadensfaktor [Euro pro Emission]

2 Annex zu klassische Luftschadstoffe

2.1 Abkürzungsverzeichnis

Abkürzung	Bedeutung
AOT40	Accumulated exposure over a threshold of 40 ppb
BALACE	Model
CAFE	Clean Air for Europe
CASES	Projekt
CBA	Cost Benefit Analysis
CHF	Schweizer Franken
CLRTAP	Convention on the Long-Range Transport of Air Pollutants
CO	Kohlenstoffmonoxid
CTM	Chemie Transport Model
DRF	Dose-Response-Function
EF	Emissionsfaktoren
ExternE	Externalities of Energy
FAO	Food and Agriculture Organization
GRACE	Project: Generalisation of research on accounts and cost estimation
HEATCO	Project: Developing Harmonised European Approaches for Transport Costing and Project Assessment
HEIMTSA	Project: Health and Environment Integrated Methodology and Toolbox for Scenario Assessment
HIWAY	HIWAY: A Highway Air Pollution Model (Draft), Environmental Protection Agency, Research Triangle Park, North Carolina (1974).
ICP	International Cooperative Programme
IFS	International Food Standard
INTARESE	Project: Integrated Assessment of Health Risks of Environmental Stressors in Europe
Kfz	Kraftfahrzeug
KKP	Kaufkraftparität
kWh	Kilowattstunde
LCA	Life Cycle Assessment
Li	Lieferwagen
LKW	Lastkraftwagen
LW	Lastwagen
MZ	Motorisierte Zweiräder
NEEDS	Project: New Energy Externalities Development for Sustainability
NH3	Ammoniak
NMVOC	Non-methane Volatile Organic Compounds
NOx	Stickoxid in Abhängigkeit der Sauerstoffanzahl
OSD	Federal Office for Spatial Development
PKW	Personenkraftwagen
PM10	Particulate Matter < 10 µm
PM2.5	Particulate Matter < 2.5 µm
PMcoarse	Particulate Matter 10- 2.5 µm
POPs	Persistente Organische Schadstoffe (Pollutants)
PW	Personenwagen
RECORDIT	Project: Real cost reduction of door - to - door intermodal transport, 2001
ROADPOL	Model for lines sources (emissions from transport) [Vossiniotis et al 1996]

SIA	secondary inorganic aerosol, sekundäre Partikel
SO2	Schwefeldioxid
SOA	secondary organic aerosol
SOMO35	Der SOMO35 ist die Jahressumme der täglichen maximalen 8-Stundenmittelwerte gebildet aus den Ozonstundenwerten über 35 ppb.
SRM	Source-Receptor-Matrizen
SROM	Source-receptor-Ozon-Matrizen-Modell
SS	Sattelschlepper
THG	Treibhausgase
TREMOVE	A policy assessment model to study the effects of different transport and environment policies on the transport sector for all European countries. http://ec.europa.eu/environment/air/pollutants/models/tremove.htm
TSP	Total suspended particles
UBA	Umweltbundesamt
UNECE	United Nations Economic Commission for Europe
VOLY	value of a life year
VPF	value of a prevented fatality
VSL	value of a statistical life
WATSON	Model „WAter and SOil environmental fate and exposure model of noxious substances at the European scale”, Bachmann, et al
WHO	World Health Organization, Weltgesundheitsorganisation
WTM	Windrose Trajectory Model

2.2 Berechnung der EMEP Gitterzelle aus Koordinaten

aus den Koordinaten wird errechnet welche Gitterzelle betroffen ist (in welcher Gitterzelle liegt der Punkt). Die Formel ist zu finden unter <http://www.emep.int/grid/griddescr.html>.

Unter <http://www.emep.int/grid/> kann man Koordinaten in Form von Längen- und Breitengrad direkt eingeben und erhält entsprechende EMEP x/y Koordinaten.

Zum Beispiel Dessau: Längengrad: 12.23 Breitengrad 51.83 → x = 65, y = 51 → DE01

Tabelle 20: Zuordnung der EMEP Zellen zu den Sub-Regionen Deutschland

DE01		DE01		DE02		DE03		DE04		DE04	
x	y	x	y	x	y	x	y	x	y	x	y
61	52	66	48	57	49	59	45	63	41	67	44
61	53	66	49	57	50	60	43	63	42	67	45
61	54	66	50	57	53	60	44	63	43	67	46
61	55	66	51	58	47	60	45	63	44	67	47
62	51	66	52	58	48	60	46	63	45	67	48
62	52	66	53	58	49	61	42	63	46	68	40
62	53	66	54	58	50	61	43	63	47	68	41
62	54	66	55	58	52	61	44	63	48	68	42
62	55	67	47	58	53	61	45	63	49	68	43
62	56	67	48	58	54	61	46	64	41	68	44
62	57	67	49	59	46	61	47	64	42	68	45
63	50	67	50	59	47	62	41	64	43	68	46
63	51	67	51	59	48	62	42	64	44	68	47
63	52	67	52	59	49	62	43	64	45	68	48
63	53	67	53	59	50	62	44	64	46	69	41
63	54	67	54	59	51	62	45	64	47	69	42
63	55	67	55	59	52	62	46	64	48	69	43

63	56	68	48		59	53		62	47		64	49	69	44
63	57	68	49		59	54		62	48		64	50	69	45
64	47	68	50		60	47					65	41	69	46
64	48	68	51		60	48					65	42	69	47
64	49	68	52		60	49					65	43	69	48
64	50	68	53		60	50					65	44	70	41
64	51	68	54		60	51					65	45	70	42
64	52	69	50		60	52					65	46	70	43
64	53	69	51		60	53					65	47	70	44
64	54	69	52		60	54					66	39	70	45
64	55	69	53		61	48					66	40	70	46
64	56	70	52		61	49					66	41	70	47
65	47				61	50					66	42	70	48
65	48				61	51					66	43	71	41
65	49				61	52					66	44	71	42
65	50				61	53					66	45	71	43
65	51				62	49					66	46	71	44
65	52				62	50					66	47	71	45
65	53				62	51					67	39	71	46
65	54				62	52					67	40	71	47
65	55				63	50					67	41	71	48
65	56				63	51					67	42	72	42
66	47				63	52					67	43	72	43
													72	44
													72	45
													72	46
													72	47
													72	48
													73	44
													73	45

2.3 Zusammenfassung wichtiger Studien zu den externen Kosten von Luftschadstoffen

2.3.1 Studien und Projekte zu externen Kosten im Transportbereich, (Maibach et al. 2008)

In (Maibach et al. 2008), Seite 187 ff., Table 82 „Overview: studies on external air pollution costs“, werden wichtige Studien und Projekte zu externen Kosten von Luftschadstoffen aufgelistet. Diese sind hier in Tabelle 21 übernommen und durch weitere Studien ergänzt.

Die Tabelle gibt einen Überblick über das Jahr der Publikation, die betrachteten Länder, die betrachteten Schadenskategorien, die betrachteten Sektoren, die angewandte Methode und die Ergebnisse und den Grad der Differenzierung.

Es wird unterschieden in EU Projekte und Programme, weiteren Studien mit einem europäischen Anwendungsbereich und länderspezifischen Studien.

Tabelle 21: Studien und Projekte zu externen Kosten

Autor, Titel, Publikationsjahr, EU - Projekte und Programme	Bezugsjahr der Ergebnisse	Länder	Kostenkategorien	Berücksichtigte Prozesse und Sektoren	Output; Methoden	Ergebnis
High Level Group on transport infrastructure charging, 1999a	Nur Methodik	EU	Kosten durch Luftverunreinigung: Kosten für Gesundheit, Ernteausfall und Materialschäden	Straße, Zug	Impact - Pathway Approach (IPA)	Marginalkosten, Anteile an Kosten
UNITE (Unification of accounts and marginal costs for transport efficiency), 2003 Project coordinator: I T S Leeds	1998, (1996, 2005)	EU - 15, Ungarn, Estland, Schweiz	(kein Eintrag in (Maibach et al. 2008))	Straße, Zug, Öffentlicher Verkehr, Luft, Wasser	IPA (ExternE)	Total- und Durchschnitt für alle berücksichtigten Länder, Marginalkosten für spezifische Länder (Fallstudie)
RECORDIT (Real cost reduction of door - to - door intermodal transport), 2001 Project coordinator: ISIS, Rome	1998	3 ausgewählte Europäische Korridore	Kosten durch Luftverunreinigung: Kosten für Gesundheit, Ernteausfall und Materialschäden	Intermodaler Gütertransport: Straße, Schiff, Bahn	IPA (ExternE)	Total und Durchschnittskosten, Sektor Ergebnisse
GRACE (Generalisation of research on accounts and cost estimation), ongoing Project coordinator: I T S, Leeds	2005	EU - 25	Infrastruktur, Umwelt, Stau, Unfälle	Straße, Zug, Luft, Wasser	Je nach Fallstudie: IPA (ExternE) und Top - Down Approach	Durchschnitt und Marginalkosten
ExternE (Externalities of Energy), 1999 Project coordinator: IER, Stuttgart and updates	1995	EU - 15, Norwegen	Kosten durch Luftverunreinigung: Kosten für Gesundheit, Ernteausfall und Materialschäden	Energiekosten	IPA	Methodik und ausgewählte Ergebnisse für Energiesysteme (ohne Transport)
ExternE Methodology Update 2005 Project coordinator: IER, Stuttgart	2004/5	EU	Kosten durch Luftverunreinigung: Kosten für Gesundheit, Ernteausfall und Materialschäden	Energiekosten	IPA	Methodik update, überarbeitete Kostenindikatoren, WTP- und Schattenpreis und

Autor, Titel, Publikationsjahr, EU - Projekte und Programme	Bezugsjahr der Ergebnisse	Länder	Kostenkategorien	Berücksichtigte Prozesse und Sektoren	Output; Methoden	Ergebnis
CAFE CBA	2000/2010/2020	EU	Luftverunreinigung	Auswirkungen von Politikmaßnahmen in verschiedene Sektoren	IPA	Dosis - Wirkungsfunktion Kosten durch Luftverunreinigung (Kosten - Nutzen - Analyse), Keine Unterscheidung zwischen ländlich und städtischen Gebieten
HEATCO	2002	EU-25	Luftverunreinigung (Kosten für Gesundheit, Ernteausfall und Materialschäden)	Externe Kosten für Transport und Stromerzeugung	IPA	Kosten durch Luftverunreinigung (Kosten - Nutzen - Analyse), Unterscheidung zwischen ländlich und städtischen Gebieten
TREMOVE	2000/2020	EU-25	Die relevantesten externen Kosten Kategorien, Werte aus CAFE CBA	Alle Modi	Policy assessment tool	
Andere Studien mit Europa als Bewertungsraum						
INFRAS/IWW, External costs of transport, 2000	1995 Schätzung bis 2010	EU-15, Norwegen, Schweiz	Kosten durch Luftverunreinigung: Kosten für Gesundheit, Ernteausfall und Gebäudeschäden	Straße, Zug, Luft, Wasser (Transport im Land)	Top-down Ansatz basierend auf WHO 1999	Methodik und Ergebnisse: Total und Durchschnittskosten, Marginalkosten
INFRAS/IWW, External costs of transport, -update study, 2004a	2000	EU-15, Norway, Switzerland	Kosten durch Luftverunreinigung: Kosten für Gesundheit, Ernteausfall und Gebäudeschäden	Straße, Zug, Luft, Wasser (Transport im Land)	Top-down Ansatz basierend auf WHO 1999	Ergebnisse: Total und Durchschnittskosten, Marginalkosten
National Implementation Environmental costs of transport 2001	1995-1998 (abhängig vom Land)	Belgien, Finnland, Frankreich, Deutschland, Griechenland, Niederlande, Großbritannien	Kosten durch Luftverunreinigung: Kosten für Gesundheit, Ernteausfall und Materialschäden	Straße, Zug, Luft, Wasser (Transport im Land)	IPA (ExternE)	Methodik und Ergebnisse: Marginalkosten, Total und Durchschnittskosten, Steuerkosten

Autor, Titel, Publikationsjahr, EU - Projekte und Programme	Bezugsjahr der Ergebnisse	Länder	Kostenkategorien	Berücksichtigte Prozesse und Sektoren	Output; Methoden	Ergebnis
OECD/INFRAS/Herry) External costs of transport in Central and Eastern Europe, 2003	1995 (2010)	Osteuropa	Kosten durch Luftverunreinigung: Kosten für Gesundheit, Ernteausfall und Gebäudeschäden	Straße, Zug, Luft, Wasser	Top-down Ansatz basierend auf WHO 1999	Ergebnisse: Total und Durchschnittskosten
CE Delft / ECORYS, Marginal costs of Infrastructure use - towards a simplified approach, 2004	Kostensätze für 2002	EU-15	Kosten durch Luftverunreinigung: Kosten für Gesundheit, Ernteausfall und Materialschäden	Straße, Zug, Luftfahrt	IPA (ExternE)	Methodik: Marginalkosten, Einheitskosten für EU 15 Länder (€/t Umweltschadstoff)
TRL, A Study on the cost of transport in the European Union in order to estimate and assess the marginal costs of the use of transport, 2001	Literatur Review für die Jahre zwischen 1995 - 2000	EU-15, Großbritannien, Schweden	Kosten durch Luftverunreinigung: Kosten für Gesundheit, Ernteausfall und Materialschäden (teilweise nicht spezifisch)	Straße, Zug, Luftfahrt, Inlandwasserwege, Meer	Literaturübersicht über verschiedene Studien	Marginalkosten, Durchschnitt Europäische oder Länderspezifische Einheit Steuerkosten (€/vkm)
Länderspezifische Studien						
UBA 2006: Economic valuation of environmental damages – method convention for estimating environmental costs	2005	EU	Kosten durch Luftverunreinigung: Kosten für Gesundheit, Ernteausfall und Gebäudeschäden	Straße, Zug (Energie)	IPA (ExternE)	Durchschnittskosten
CE Delft, The price of transport - overview of the social costs of transport, 2004 (update of the 1999 study)	2002	Niederlande	Kosten durch Luftverunreinigung	Straße, Zug, Luft, Wasser (Transport im Land)	IPA (ExternE)	Methodik und Ergebnisse: Totale Kosten, variable Soziale Kosten
ITS, Surface	1998	Großbritannien	Luftverschmutzung:	Straße, Zug	IPA (ExternE)	Methodik und Ergebnisse:

Autor, Titel, Publikationsjahr, EU - Projekte und Programme	Bezugsjahr der Ergebnisse	Länder	Kostenkategorien	Berücksichtigte Prozesse und Sektoren	Output; Methoden	Ergebnis
transport costs and charges – Great Britain 1998, 2001			Unterscheidung der Abrechnung nach ExternE			Marginal und Durchschnittskosten
OSD (Federal Office for Spatial Development), Transport related external health costs, 2004	2000	Schweiz	Kosten durch Luftverunreinigung: Kosten für Gesundheit	Straße, Zug	Top-down Ansatz	Total und Durchschnittskosten
Hvid, External costs of transport, 2004	2000	Dänemark	Luftverschmutzung: Unterscheidung der Abrechnung nach ExternE	Straße, Zug	IPA (ExternE)	Marginalkosten (per vkm/per kg Umweltschadstoff)
OSD (Federal Office for Spatial Development), Transport related building damages, update of external costs, 2004	2000	Schweiz	Kosten durch Luftverunreinigung: Kosten für Gebäudeschäden und Fassadereinigung	Straße, Zug	Top-down Ansatz, drei berechnete Annäherungen (GIS basiert)	Total und Durchschnittskosten für verschiedene Fahrzeugkategorien
INFRAS 2007: External costs of transport in Germany	2005	Deutschland	Kosten durch Luftverunreinigung: Kosten für Gesundheit, Ernteausfall und Materialschäden	Straße, Zug, Inlandwasserwege, Luftfahrt	IPA (ExternE)	Total und Durchschnittskosten
WHO 1999: Health costs due to Road Traffic-related Air pollution	1996	Schweiz, Frankreich, Österreich	Kosten durch Luftverunreinigung: Kosten für Gesundheit	Straße	Top-Down Ansatz basiert auf der Raumkonzentration von Feinstäuben und Abschätzen der am Transport beteiligten Anteile an PM10 zur Gesamtkonzentration	Totale Kosten für Schweiz, Österreich und Frankreich
Boiteux Report 2001: Transports : choix des investissements et coût des nuisances	2000	Frankreich	Kosten durch Luftverunreinigung: Kosten für Gesundheit	Straße, Zug	Top-down approach/ Bottom-up approach	Durchschnitt (Marginal) Kosten für Frankreich

Autor, Titel, Publikationsjahr, EU - Projekte und Programme	Bezugsjahr der Ergebnisse	Länder	Kostenkategorien	Berücksichtigte Prozesse und Sektoren	Output; Methoden	Ergebnis
Ministero delle INFRAStrutture 2006: Model applications for the estimation of external costs	2005	Italien	Kosten durch Luftverunreinigung: Kosten für Gesundheit (unterschiedliche Kostensätze, einige mit Ernteausfall und Materialschäden)	Straße, Zug	Top-down approach/ Bottom-up approach	Durchschnitt (Marginal) Kosten für Italien, Einheit Steuerkosten

2.3.2 Überblick zu Ergebnissen in Form von „Euro pro Emission“ in Deutschland und Europa aus relevanten Studien zu externen Kosten von Luftschadstoffen

Ergebnisse in Form von Euro pro Tonne der emittierten klassischen Luftschadstoffe für verschiedene Archetypen wurden im Rahmen der ExternE-Projektserie und weiterer Projekte dargestellt und verwendet, insbesondere:

- (European Commission 1997)
- (Friedrich and Bickel 2001)
- (European Commission - CAFE 2005a)
- (MethodEx 2007)
- (Maibach et al. 2007)
- (Maibach et al. 2008)
- (Krewitt and Schlomann 2007)
- NEEDS (Preiss et al. 2008)

In der Tabelle 22 sind die aus relevanten Projekten verfügbaren „Euro pro Tonne“-Werte für Europa und Deutschland gegenüber gestellt. Diese basieren alle auf EcoSense Rechnungen. Unterschiede entstehen vor allem durch Weiterentwicklungen / Updates von EcoSense und die Annahmen und Parameter, welche in Tabelle 18 beschrieben wurden.

Tabelle 22: Gegenüberstellung von Kostensätzen in Form von Euro pro Tonne verschiedener Projekte (leere Zellen bedeuten, dass hierzu keine Ergebnisse berechnet wurden)

Land	Prozess	Referenz Umgebung	NH3	NMVOC	NOX	PPMco	PPM25	PPM10	SO2
		(Friedrich and Bickel 2001)							
GER	Stuttgart City Center		1651	6264			222746		14506
		(ExternE-Pol WP6 2005a) (Nitrate = 0.5*PM10, Sulfate = PM10)							
EU15			1124	2908			19,539	11723	2939
EU15	Transport	ländlich Autobahn (rural highway (VITO))					29,800		
EU15	Transport	urban (VITO)					600,000		
EU15	Transport (Auspuff)	Durchschnitt (average location (IER))					178,000		
EU15	Transport (Auspuff)	urban (IER)					391,000		
EU15	Transport (Auspuff)	extra-urban (IER)					48000		
	Transport								
EU15	(Abrieb/Aufwirbelung)	average location (IER)					119,000		
	Transport								
EU15	(Abrieb/Aufwirbelung)	urban (IER)					261,000		
	Transport								
EU15	(Abrieb/Aufwirbelung)	extra-urban (IER)					32,000		
		(HEATCO 2006a), Table 6.1 - 6.6 €2002 (factor prices).							
GER	Transport		1100	3100					4500
GER	Transport	ländlich (outside built-up areas (PPP adjusted))					78,000		
GER	Transport	urban (PPP adjusted)					400,000		
GER	Transport	ländlich (outside built-up areas)					80,000		
GER	Transport	urban					430,000		
GER	Stromerzeugung		1100	2800					4300
GER	Stromerzeugung	ländlich (outside built-up areas (PPP adjusted))						9000	
GER	Stromerzeugung	Urban (PPP adjusted)						12000	
GER	Stromerzeugung	ländlich (outside built-up areas)						9000	
GER	Stromerzeugung	Urban						12000	
		(MethodEx 2007): BeTa-Methodex v2.xls	7300	1000	2900		44,000		6000

Land	Prozess	Referenz Umgebung	NH3	NMVOC	NOX	PPMco	PPM25	PPM10	SO2
GER			18000	1700	9600		48,000		11000
GER			51000	5100	26000		140,000		32000
(Maibach et al. 2007), Seite 61									
GER	alle Quellen			1200	3600				5200
GER	PM10 (Kraftwerk)	Großstadt						13000	
GER	PM10 (Kraftwerk)	außerorts						11000	
GER	PM10 (Industrie)	Großstadt						20000	
GER	PM10 (Industrie)	außerorts						11000	
GER	PM10 (Kleinfeuerung)	innerorts Großstadt						100000	
GER	PM10 (Kleinfeuerung)	außerorts						20000	
GER	PM10 (Kleinfeuerung)	innerorts Stadt						36000	
EU-									
25	alle Quellen	alle Quellen		870	3300				3300
EU-									
25	PM10 (Kraftwerk)	Großstadt						12000	
EU-									
25	PM10 (Kraftwerk)	außerorts						12000	
EU-									
25	PM10 (Industrie)	Großstadt						11000	
EU-									
25	PM10 (Industrie)	außerorts						11000	
(Maibach et al. 2007), Seite 57 PM 10 = (Abrieb/Aufwirbelung) 1)									
GER	Transport	Innerorts (Großstadt)					450,000	180000	
GER	Transport	Innerorts (Stadt)					145,000	58000	
GER	Transport	Innerorts (Durchschnitt)					220,000	88000	
GER	Transport	Außerorts		1200	3600		92,000	37000	5200
EU-									
25	Transport			870	3300				3300
(Maibach et al. 2007) Seite 65									
GER		außerorts		1200	3600			37000	5200

Land	Prozess	Referenz Umgebung	NH3	NMVOC	NOX	PPMco	PPM25	PPM10	SO2
GER		Kleinstadt						58000	
GER		Großstadt						180000	
GER		Innerorts			1200	3600			5200
		(Krewitt and Schlomann 2007)							
EU25		außerorts			770	3320		12000	3280
		IMPACT v1.1 (Maibach et al. 2008)							
EU- 25	Transport	VOLY median, 2010 BG			1000	4400	26,000		5600
GER	Transport	VOLY median, 2010 BG			1700	9600			11000
GER	Transport - Auspuff	Urban Metropolitan, HEATCO					384,500		
GER	Transport - Auspuff	Urban UBA transferred to HEATCO					124,000		
GER	Transport - Auspuff	Outside built-up areas HEATCO/ CAFÉ CBA (for maritime)					75,000		
GER	Transport -								
GER	Abrieb/Aufwirbelung	Urban Metropolitan HEATCO						153000	
GER	Transport -								
GER	Abrieb/Aufwirbelung	Urban UBA transferred to HEATCO 1)					49600		
GER	Transport -	ländlich (Outside built-up areas HEATCO/ CAFÉ CBA (for maritime))						30000	
GER	Abrieb/Aufwirbelung							11500	11000
GER	Stromerzeugung	Urban Metropolitan HEATCO			1700	9600			
GER	Stromerzeugung	ländlich (Outside built-up areas HEATCO/ CAFÉ CBA (for maritime))			1700	9600		8700	11000
		NEEDS (Preiss et al. 2008)							
EU- 27	Unbekannte Quelle, außer Transport	Undiskontiert, Hintergrund 2010 nur Gesundheit	9482	584	5591	1325	24,412		6070
EU- 27	Unbekannte Quelle, außer Transport	Undiskontiert, Hintergrund 2020 nur Gesundheit	5837	238	6620	1381	24,103		6673
EU- 27	Unbekannte Quelle, außer Transport	Hintergrund 2010, Emission in 2010, Kosten in 2010	12711	1060	7063	1327	24,570		6752
EU- 27	Unbekannte Quelle, außer Transport	Hintergrund 2020, Emission in 2020, Kosten in 2020	12818	867	11232	1938	33,988		10225
EU- 27	Hohe Quellen >100m	Hintergrund 2010, Emission in 2010, Kosten in 2010	12711	1060	5363	492	12,414		6195
EU- 27	Hohe Quellen >100m	Hintergrund 2020, Emission in 2020, Kosten in 2020	12818	867	9290	677	16,932		8928

Land	Prozess	Referenz Umgebung	NH3	NMVOC	NOX	PPMco	PPM25	PPM10	SO2
GER	Unbekannte Quelle, außer Transport	Undiskontiert, Hintergrund 2010 nur Gesundheit	13070	831	8947	2066	39,768		8318
GER	Unbekannte Quelle, außer Transport	Undiskontiert, Hintergrund 2020 nur Gesundheit	8617	269	10686	2109	40,719		9871
GER	Unbekannte Quelle, außer Transport	Hintergrund 2010, Emission in 2010, Kosten in 2010	19273	1256	11204	2068	39,925		9524
GER	Unbekannte Quelle, außer Transport	Hintergrund 2020, Emission in 2020, Kosten in 2020	21018	900	18046	2958	57,266		15116
GER	Hohe Quellen >100m	Hintergrund 2010, Emission in 2010, Kosten in 2010	19273	1256	8948	892	22,056		8949
GER	Hohe Quellen >100m	Hintergrund 2020, Emission in 2020, Kosten in 2020	21018	900	14961	1263	30,826		13909

3 Literatur

- Abbey, D. E., B. L. Hwang, R. J. Burchette, T. Vancuren & P. K. Mills (1995) Estimated long-term ambient concentrations of PM10 and development of respiratory symptoms in a nonsmoking population. *Arch Env Health*, 50, 139-152.
- Amann, M., J. Cofala, A. Gzella, C. Heyes, Z. Klimont & W. Schöpp. 2007. Estimating concentrations of fine particulate matter in urban background air in European cities. ed. IIASA, 49. IIASA.
- Anderson, H. R., A. Ponce de Leon, H. R. Bland, J. S. Bower & D. P. Strachan. 1996. Air pollution and daily mortality in London: 1987-1992.
- ARE. 2000. Verkehrsbedingte Gebäudeschäden in der Schweiz, Aktualisierung der externen Kosten 2000. ed. B. f. Raumentwicklung.
- ARE & BAFU. 2008. Externe Kosten des Verkehrs in der Schweiz., Aktualisierung für das Jahr 2005 mit Bandbreiten. Bundesamt für Raumentwicklung und Bundesamt für Umwelt
- Baker, C. K., J. J. Colls, A. E. Fullwoo & G. G. R. Seaton (1986) Depression of growth and yield in winter barley exposed to sulphur dioxide in the field. *New Phytologist*, 233-241.
- Bickel, P., R. Friedrich, A. Hunt, G. DeJong, J. Laird, C. Lieb, G. Lindberg, P. Mackie, S. Navrud, T. Odgaard, J. Shires & L. Tavasszy. 2006. Proposal for Harmonised Guidelines. In *Deliverable 5 of the HEATCO project. IER, University of Stuttgart*.
- Brücher, W., C. Kessler, M. Kerschgens & A. Ebel (2000) Simulation of traffic-induced air pollution on regional to local scales. *Atmospheric Environment*, 34, 4675-4681.
- CAFE CITY - DELTA European Modelling Exercise, An Inter-comparison of long-term model responses to urban-scale emission-reduction scenarios, <http://aqm.jrc.it/citydelta/>.
- CAFE CBA. 2005-2007. Cost-Benefit Analysis (CBA) of Air Quality Related Issues, Clean Air for Europe (CAFE) Programme.
- CASES. 2006-2008. Cost Assessment of Sustainable Energy Systems EU Project No 518294 SES6.
- Cohen, A. J., H. Anderson Ross, B. Ostra, K. D. Pandey, M. Krzyzanowski, N. Künzli, K. Gutschmidt, A. Pope, I. Romieu, J. M. Samet & K. Smith (2005) The Global Burden of Disease due to Outdoor Air Pollution. *Journal of toxicology and environmental health A*, 68.
- Cuvelier, C., P. Thunis, R. Vautard, M. Amann, B. Bessagnet, M. Bedogni, R. Berkowicz, J. Brandt, F. Brocheton, P. Builtjes, C. Carnavale, A. Coppalle, B. Denby, J. Douros, A. Graf, O. Hellmuth, A. Hodzic, C. Honore, J. Jonson, A. Kerschbaumer, F. De Leeuw, E. Minguzzi, N. Moussiopoulos, C. Pertot, V. H. Peuch, G. Pirovano, L. Rouil, F. Sauter, M. Schaap, R. Stern, L. Tarrason, E. Vignati, M. Volta, L. White, P. Wind &

- A. Zuber (2007) CityDelta: A model intercomparison study to explore the impact of emission reductions in European cities in 2010. *Atmospheric Environment*, 41, 189-207.
- De Leeuw, F., N. Moussiopoulos, P. Sahm & A. Bartonova (2001) Urban air quality in larger conurbations in the European Union. *Environmental Modelling & software*, 16, 319-414.
- De Leeuw, F., E. van Zantvoort, R. Sluyter & W. van Pul (2002) Urban Air Quality Assessment Model: UAQAM. *Environmental Modelling and Assessment*, 7, 43-258.
- 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.
- Derwent, R. G. & K. Nodop (1986) Long-Range transport and deposition of acidic nitrogen species in north-west Europe. *Nature*. 324, 356-358.
- Desaigues, B., D. Ami, A. Bartczak, M. Braun-Kohlová, S. Chilton, M. Czajkowski, V. Farreras, A. Hunt, M. Hutchison, C. Jeanrenaud, P. Kaderjak, V. Máca, O. Markiewicz, A. Markowska, H. Metcalf, S. Navrud, J. S. Nielsen, R. Ortiz, S. Pellegrini, A. Rabl, R. Riera, M. Scasny, M.-E. Stoeckel, R. Szántó & J. Urban (2011) Economic valuation of air pollution mortality: A 9-country contingent valuation survey of value of a life year (VOLY) *Ecological Indicators*, 11, 902-910.
- Desaigues, B., D. Ami, M. Hutchison, A. Rabl, S. Chilton, H. Metcalf, A. Hunt, R. Ortiz, S. Navrud, P. Kaderjak, R. Szántó, J. S. Nielsen, C. J. e. S. Pellegrini, M. B. Kohlová, M. Scasny, V. Máca, J. Urban, M.-E. Stoeckel, A. Bartczak, O. Markiewicz, P. Riera & V. Farreras. 2007. Final Report on the monetary valuation of mortality and morbidity risks from air pollution. In *NEEDS project, FP6, Rs1b_D6.7*.
- Dockery, D. W., C. A. Pope III, X. Xiping, J. D. Spengler, J. H. Ware, M. E. Fay, B. G. Ferris & F. E. Speizer (1993) An association between air pollution and mortality in six US cities. *New England J of Medicine*, 329, 1753-1759.
- Droste-Franke, B. 2005. Quantifizierung von Umweltschäden als Beitrag zu Umweltökonomischen Gesamtrechnungen. In *Institut für Energiewirtschaft und Rationelle Energieanwendung, Prof. Dr.-Ing. A. Voß, Abteilung Technikfolgenabschätzung und Umwelt (TFU), Prof. Dr.-Ing. R. Friedrich*, 232. Universität Stuttgart.
- ecoinvent. 2010. Swiss Centre for Life Cycle Inventory.
- ESCAPE. 2008-2012. ESCAPE — Eine Europäische Studie zu den gesundheitlichen Effekten von Luftverschmutzung, 05/2008 - 05/2012.
- European Commission - CAFE. 2005a. Damages per tonne emission of PM2.5, NH3, SO2, NOx and VOCs from each EU25 Member State (excluding Cyprus) and surrounding seas. eds. M. Holland, S. Pye, P. Watkiss, B. Droste-Franke & P. Bickel.

- . 2005b. Methodology for the Cost-Benefit Analysis for CAFE: Volume 1: Overview of Methodology. eds. M. Holland, A. Hunt, F. Hurley, S. Navrud & P. Watkiss.
- European Commission. 1995. ExternE – Externalities of Energy Vol. 1 Summary. EUR 16520.
- . 1997. ExternE - National Implementation in Germany. DG XII ExternE.
- . 1999. ExternE – Externalities of Energy Vol. 7 - Methodology 1998 Update. In *ExternE - Externalities of Energy*, eds. M. Holland, J. Berry & D. Forster. Bruxelles: European Commission, Directorate XII, Science, Research and Development.
- . 2005a. *ExternE - Externalities of Energy: Methodology 2005 Update*. Institut für Energiewirtschaft und Rationelle Energieanwendung (IER), Universität Stuttgart, Germany. EUR 21951, Office for Official Publications of the European Communities, Luxembourg, 2005. ISBN 92-79-00423-9, ExternE Methodology 2005 Update, <http://www.externe.info/brussels/methup05a.pdf>.
- . 2005b. *ExternE Externalities of Energy - Methodology 2005 update*. Luxemburg: Office for official publications of the European communities.
- EXIOPOL. 2007-2011. A New Environmental Accounting Framework Using Externality Data and Input–Output Tools for Policy Analysis. In *European Commission, 6th framework programme, Integrated project priority 6.3 Global Change and Ecosystems*.
- ExternE-Pol -FTR. 2005. ExternE-Pol, Extension of accounting framework and Policy Applications - FTR (FINAL TECHNICAL REPORT). In *European Community under the 'EESD' Programme, CONTRACT N° : ENG1-CT2002-00609*.
- ExternE-Pol. 2002 - 2004. Externalities of Energy: Extension of accounting framework and Policy Applications. In *Project funded by the European Community under the 'EESD' Programme, CONTRACT N° : ENG1-CT2002-00609*.
- ExternE-Pol WP6. 2005a. ExternE-Pol - Final Report on Work Package 6 - Release 2 - Contract No. ENG1-CT-2002-00609. eds. R. Dones, T. Heck, C. Bauer, S. Hirschberg, P. Bickel, P. Preiss, L. I. Panis & I. D. Vlieger.
- . 2005b. ExternE-Pol Report on Work Package 6: New Energy Technologies. In *European Community under the 'EESD' Programme, CONTRACT N° : ENG1-CT2002-00609*.
- Friedrich, R. & P. Bickel. 2001. *Environmental External Costs of Transport*. Berlin, Heidelberg: Springer.
- Friedrich, R., A. Kuhn, B. Bessagnet, M. Blesl, D. Bruchof, H. Cowie, P. Fantke, L. Gerharz, J. Grellier, A. Gusev, U. Haverinen-Shaughnessy, D. v. d. Hout, F. Hurley, M. Huynen, T. Kampffmeyer, A. Karabelas, S. Karakitsios, A. Knol, T. Kober, V. Kollanus, P. Kontoroupis, R. Kuder, U. Kugler, M. Loh, F. Meleux, B. Miller, W. Müller, S. Nikolaki, D. Panasiuk, P. Preiss, T. Rintala, J. Roos, Y. Roustan, E. Salomons, A. Sánchez Jiménez, D. Sarigiannis, K. Schenk, A. Shafrir, V. Shatalov, E. Solomou, J. Theloke, B. Thiruchittampalam, S. Torras Ortiz, O. Travnikov, S. Tsyro, J. Tuomisto, D. Vinneau, S. Wagner & A. Yang. 2011. D 5.3.1/2 Methods and results

of the HEIMTSA/INTARESE Common Case Study, http://www.integrated-assessment.eu/sites/default/files/CCS_FINAL_REPORT_final.pdf.

Fuhrer, J. 1996. The critical level for effects of ozone on crops and the transfer to mapping. Testing and Finalizing the Concepts. In *UN-ECE Workshop, Department of Ecology and Environmental Science, University of Kuopio, Kuopio, Finland, 15 - 17 April.*

HBEFA 3.1. 2010. Handbuch Emissionsfaktoren des Straßenverkehrs.

HEATCO. 2004-2006. Developing Harmonised European Approaches for Transport Costing and Project Assessment In *Sixth Framework Programme, Priority SSP 3.2:The development of tools, indicators and operational parameters for assessing sustainable transport and energy systems performance (economic, environmental and social), Contract No. 2002-SSP-1/502481*

--- (2006a) Derivation of fall-back values for impact and cost factors for airborne pollutants Annex D to HEATCO Deliverable 5, Peter Bickel, Bert Droste-Franke, Institut für Energiewirtschaft und Rationelle Energieanwendung, Universität Stuttgart Germany.

--- (2006b) General Issues in Costing Analysis: Units of account, Base years, and Currency conversion, Annex B to HEATCO Deliverable 5, Alistair Hunt, University of Bath.

HEIMTSA. 2007-2011. Health and Environment Integrated Methodology and Toolbox for Scenario Assessment. In *EU Sixth Framework Programme, Thematic area "Sustainable Development, Global Change and Ecosystems", Contract number: GOCE-CT-2006-036913-2.*

Hornung, M., H. Jones, D. Howard, G. Howson, U. Rosengren-Brinck, M. Holland, J. Berry, P. Watkiss, R. Boyd, D. Forster, D. Lee, W. Krewitt, R. Friedrich, A. Greßmann, P. Mayerhofer, T. Heck, A. Trukenmüller, A. Markandya & I. Milborrow. 1999. Impacts on Terrestrial Ecosystems. In European Commission: Externalities of Energy., Vol. 7 Methodology 1998 update. EUR 19083, European Commission, DG XII, Brussels.

IEA. 2006. *Energy Technology Perspectives - Scenarios & Strategies to 2050.*

INTARESE. 2005-2010. INTegrated Assessment of health Risks of Environmental Stressors in Europe.

ISO 14044 (2006) Umweltmanagement - Ökobilanz - Anforderungen und Anleitungen.

Kessler, C., W. Brücher, M. Memmesheimer, M. Kerschgens & A. Ebel (2001) Simulation of air pollution with nested models in North Rhine-Westphalia. *Atmospheric Environment*, 35, S3-S12.

Krewitt, W. & B. Schlomann. 2007. Externe Kosten der Stromerzeugung aus erneuerbaren Energien im Vergleich zur Stromerzeugung aus fossilen Energieträgern - Gutachten im Rahmen von Beratungsleistungen für das Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit

Maibach, N. Sieber, R. Bertenrath, D. Ewingmann, L. Koch, M. Thöne & P. Bickel. 2007. Praktische Anwendung der Methodenkonvention: Möglichkeiten der Berücksichtigung externer Umweltkosten bei Wirtschaftlichkeitsrechnungen von

öffentlichen Investitionen. In *Forschungsprojekt im Auftrag des Umweltbundesamtes FuE-Vorhaben Förderkennzeichen 203 14 127*.

Maibach, M., C. Schreyer, D. Sutter, H. P. v. Essen, B. H. Boon, R. Smokers, A. Schroten, C. Doll, B. Pawlowska & M. Bak. 2008. *Handbook on estimation of external costs in the transport sector, Internalisation Measures and Policies for All external Cost of Transport (IMPACT), Version 1.1*. Delft, CE.

Mayerhofer, P., W. Krewitt, A. Trukenmüller & R. Friedrich. 1997. Schäden durch Stromerzeugung aus fossilen Energieträgern. In R. Friedrich und W. Krewitt: Umwelt- und Gesundheitsschäden durch die Stromerzeugung, Externe Kosten von Stromerzeugungssystemen, Springer Verlag, Berlin Heidelberg.

MethodEx. 2007. BeTa Benefits Table Database Estimates of the marginal external costs of air pollution in Europe.

Milego, R. 2007. Urban morphological zones 2000 version F1v0 - Definition and procedural steps. ed. EEA, 11. Barcelona: European Environment Agency.

Müller, W. & P. Preiss. 2008. Preliminary report on meta analysis, value transfer and aggregation rules – The aggregation of pollutants into effects. In *Report of WP II.1.d. of the EXIOPOL project, 6th Framework Programme of the European Commission, University of Stuttgart - Institute of Energy Economics and the Rational Use of Energy - Department of Technology Assessment and Environment (TFU)*.

Murray, F. & S. Wilson (1990) Growth responses of barley exposed to SO₂. . *New Phytologist*, 114, 537 - 541.

NEEDS. 2004-2009. Integrated project NEEDS – New Energy Externalities Developments for Sustainability. In *Sixth Framework Programme, Priority 6.1: Sustainable Energy Systems and, more specifically, Sub-priority 6.1.3.2.5: Socio-economic tools and concepts for energy strategy. Guidelines to European Commission, Project no: 502687*.

NEEDS Life Cycle Inventory Database. 2009. The NEEDS Life Cycle Inventory Database, The European reference life cycle inventory database of future electricity supply systems. In *NEEDS project, FP6, RS1a*.

NewExt. 2004. Final Report to the European Commission, DG Research, Technological Development and Demonstration (RTD) - NewExt - New Elements for the Assessment of External Costs from Energy Technologies. eds. R. Friedrich, A. Rabl, S. Hirschberg, B. Desaigues, A. Markandya & L. d. Nocker, 333. Universitaet Stuttgart, Institute of Energy Economics and the Rational Use of Energy (IER).

Ott, W., R. Frischknecht, M. Baur, Y. Kaufmann & R. Steiner. 2006. Assessment of biodiversity losses. In *NEEDS Deliverable D4.2, RS1b, WP4 - Project no: 502687*.

Pope, C. A., R. T. Burnett, M. J. Thun, E. F. Calle, D. Krewski, K. Ito & G. D. Thurston (2002) Lung Cancer, Cardiopulmonary Mortality, and Long-term Exposure to Fine Particulate Air Pollution. *The Journal of the American Medical Association*, 287, 1132-1141.

- Preiss, P., R. Friedrich & V. Klotz. 2008. Report on the procedure and data to generate averaged/aggregated data, including ExternalCosts_per_unit_emission_080821.xls, NEEDS project, FP6, Rs3a_D1.1 - Project no: 502687. Institut für Energiewirtschaft und Rationelle Energieanwendung (IER), Universität Stuttgart.
- Schmid, S. 2005. Externe Kosten des Verkehrs: Grenz- und Gesamtkosten durch Luftschatdstoffe und Lärm in Deutschland. IER, Universität Stuttgart.
- Schwartz, J. & R. Morris (1995) Air pollution and hospital admissions for cardiovascular disease in Detroit, Michigan. *Epidem*, 137, 701-705.
- Simpson, D. & P. Wind. 2005. Source-receptor matrices derived from EMEP model runs carried out for the CAFE process. Meteorologisk institutt, Oslo.
- Statistisches Bundesamt Deutschland. 2005. About 15% of the population of Germany live in the countryside. ed. H. Voit, Press release No.237.
- Stedman, J. & R. Derwent (2007) On the relationship between PM2.5 concentrations and regional-scale primary PM emissions for the United Kingdom: an issue of subsidiarity. *Environmental Science and Policy*, 11, 217-226.
- Tang, Y. (2002) A case study of nesting simulation for the Southern Oxidants Study 1999 at Nashville. *Atmospheric Environment*, 36, 1691-1705.
- Tarrasón, L. 2009. Report on deliveries of source-receptor matrices with the regional EMEP Unified model. In *NEEDS project, FP6, Rs1b_TP1.2 - Project no: 502687*.
- Thunis, P., L. Rouil, C. Cuvelier, R. Stern, A. Kerschbaumer, B. Bessagnet, M. Schaap, P. Builtjes, L. Tarrason, J. Douros, N. Moussiopoulos, G. Pirovano & M. Bedogni (2007) Analysis of model responses to emission-reduction scenarios within the CityDelta project. *Atmospheric Environment*, 41, 208-220.
- Tidblad, J. & V. Kucera (2001) Impacts on Building Materials.
- Torfs, R., F. Hurley, B. Miller & A. Rabl. 2007. A set of concentration-response functions. In *NEEDS project, FP6, Rs1b_D3.7 - Project no: 502687*.
- Torras Ortiz, S. 2010. A hybrid dispersion modelling approach for quantifying and assessing air quality in Germany with focus on urban background and kerbside concentrations. In *Institut für Energiewirtschaft und Rationelle Energieanwendung*, 206. Stuttgart: Universität Stuttgart.
- . 2011. A hybrid dispersion modelling approach for quantifying and assessing air quality in Germany with focus on urban background and kerbside concentrations. In *Institut für Energiewirtschaft und Rationelle Energieanwendung*. Stuttgart: Universität Stuttgart.
- Trukenmüller, A. & R. Friedrich. 1995. Die Abbildung der großräumigen Verteilung, chemischen Umwandlung und Deposition von Luftschatdstoffen mit dem Trajektorienmodell WTM. In *Jahresbericht 1995 "Ausbreitung von Luftverunreinigungen"*, ed. Arbeitsgruppe Luftreinhaltung der Universität Stuttgart, 93-108. Stuttgart: Schwäbische Druckerei.

UBA (2005) Emissionen, Aktivitätsraten und Emissionsfaktoren der stationären Quellen in Deutschland – Auszug aus dem Zentralen System Emissionen (ZSE). Schriftliche Mitteilung, UBA FG 4.6, 12/2005.

- 2007. Ökonomische Bewertung von Umweltschäden - Methodenkonvention zur Schätzung externer Umweltkosten. Umweltbundesamt, <http://www.umweltdaten.de/publikationen/fpdf-l/3193.pdf>.
- 2009. Emissionsbilanz erneuerbarer Energieträger - Durch Einsatz erneuerbarer Energien vermiedene Emissionen im Jahr 2007. Umweltbundesamt - German Federal Environment Agency.
- 2010a. Emissionsentwicklung 1990 - 2008, klassische Luftschadstoffe Deutsch/Englisch - ZIP (XLS) / 265 KB.
- 2010b. Energiepolitik und Energiedaten.

UN-ECE. 2003. Manual on Methodologies and Criteria for Mapping Critical Levels/Loads and geographical Areas where they are exceeded (2003, revised version). United Nations Economic Commission for Europe International Cooperative Programme (UN ECE ICP) on Modelling and Mapping.

VDI. 1996-08. Luftbeschaffenheit - Allgemeine Gesichtspunkte - Begriffe (ISO 4225:1994).

Vossiniotis, G., G. Arabatzis & D. Assimacopoulos. 1996. Dispersion Modelling on Local Scale in the ExternE Transport Project. Roadpol: A Gaussian Dispersion Model for Line Sources. Internal Report National, Technical University of Athens. Department of Chemical Engineering.

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.

WHO. 2005. WHO Air quality guidelines for particulate matter, ozone, nitrogen dioxide and sulfur dioxide - Global update 2005 Summary of risk assessment.

WHO Regional Office for Europe ed. 2007. Health relevance of particulate matter from various sources: Report on a WHO Workshop. Bonn, Germany 26-27 March 2007. Copenhagen: World Health Organization.

WHO/Europe & UNECE. 2009. Economic valuation of transport-related health effects: Review of methods and development of practical approaches, with a special focus on children - Summary.

Wind, P. 2006. Source-receptor calculation at the hemispheric level. In *NEEDS project, FP6, Rs1b_TP1.1*. Norwegian Meteorological Institute (MET.NO), Research and Development Department - Section Air Pollution.

Yin, J., A. Allen, R. Harrison, S. Jennings, E. Wright, M. Fitzpatrick, T. Healy, E. Barry, D. Ceburnis & D. McCusker (2005) Major component composition of urban PM10 and PM2.5 in Ireland. *Atmospheric Research*, 78, 149-165.

