

UVEK

Eidgenössisches Departement für Umwelt,
Verkehr, Energie und Kommunikation UVEK



Bundesamt für Raumentwicklung
Office fédéral du développement territorial
Ufficio federale dello sviluppo territoriale
Federal Office for Spatial Development

**Externe Gesundheitskosten
durch verkehrsbedingte
Luftverschmutzung in der Schweiz**

Aktualisierung für das Jahr 2000



**Bundesamt für
Raumentwicklung
ARE**



**Bundesamt
für Gesundheit**

**Bundesamt für
Gesundheit
BAG**



**Bundesamt für Energie
BFE**



**Bundesamt für Umwelt,
Wald und Landschaft
BUWAL**

Herausgeber

ARE	Bundesamt für Raumentwicklung
BAG	Bundesamt für Gesundheit
BFE	Bundesamt für Energie
BUWAL	Bundesamt für Umwelt, Wald und Landschaft

Autoren

Ecoplan	Forschung und Beratung in Wirtschaft und Politik Postfach, 6460 Altdorf und Thunstrasse 22, 3005 Bern www.ecoplan.ch
Infras	Forschung und Beratung Gerechtigkeitsgasse 20, 8022 Zürich www.infras.ch
ISPM	Institut für Sozial- und Präventivmedizin der Universität Basel Steinergraben 49, 4051 Basel www.unibas.ch/ispmbs/
H. Sommer	Projektleitung, Ecoplan
C. Lieb	Ecoplan
J. Heldstab	Infras
Th. Künzle	Meteotest
C. Braun-Fahrlander	ISPM
M. Rösli	ISPM

Begleitung seitens des Auftraggebers

C. Albrecht	Bundesamt für Raumentwicklung
N. Carron	Bundesamt für Raumentwicklung
P. Breuer	Bundesamt für Verkehr
A. Cuche	Bundesamt für Strassen
R. Frischknecht	Ecoinvent
L. Gutzwiller	Bundesamt für Energie
A. Hauser	Bundesamt für Umwelt, Wald und Landschaft ab Mai 2004
M. Schweizer	Bundesamt für Statistik
P. Straehl	Bundesamt für Umwelt, Wald und Landschaft
S. Tobler	Bundesamt für Umwelt, Wald und Landschaft bis Mai 2004
U. Ulrich	Bundesamt für Gesundheit

Produktion

R. Menzi	Stabsstelle Information ARE
----------	-----------------------------

Zitierweise

ARE	Bundesamt für Raumentwicklung (2004) Externe Gesundheitskosten durch verkehrsbedingte Luftverschmutzung in der Schweiz, Aktualisierung für das Jahr 2000
-----	--

Anmerkung

Der Inhalt dieses Berichtes verpflichtet
nur die von den Auftraggebern beauftragten Autoren

Bezugsquelle

BBL	BBL, Verkauf Bundespublikationen, 3003 Bern www.bbl.admin.ch/bundespublikationen , Art.-Nr.: 812.039.d In elektronischer Form: www.are.ch
-----	---

**Externe Gesundheitskosten
durch verkehrsbedingte
Luftverschmutzung in der Schweiz**

Aktualisierung für das Jahr 2000

Inhaltsverzeichnis

Inhaltsverzeichnis	i
Abstract.....	l
Zusammenfassung	Z-1
Résumé	R-1
Compendio.....	C-1
Summary	S-1
1 Einleitung	1
1.1 Umfeld	1
1.2 Zielsetzung	1
1.3 Aufbau des Berichts	2
1.4 Vorgehen und Dank	2
2 Abgrenzungen und Forschungsdesign	3
2.1 Berücksichtigte Kostenbereiche.....	3
2.2 Überblick über das methodische Vorgehen	3
2.3 Räumliche Abgrenzung.....	5
2.4 Der Umgang mit Unsicherheiten	7
3 Verkehrsbedingte Schadstoffbelastung der Bevölkerung	9
3.1 Einleitung.....	9
3.2 Schadstoffbelastungsmodell der Schweiz	9
3.2.1 Wahl des Schadstoffes	9
3.2.2 Modellkonzept für die Erstellung der Immissionsdaten	11
3.2.3 Konzept für die erweiterte Expositionsrechnung.....	13
3.3 Bevölkerungskataster.....	14
3.4 Modellrealisierung	15
3.5 Ergebnisse zur Schadstoffbelastung der Bevölkerung	16
3.5.1 Überblick	16
3.5.2 Kurze Interpretation.....	21
3.5.3 Zuverlässigkeit der Ergebnisse und Vergleich mit bisherigen Berechnungen.....	24

4	Luftverschmutzungsbedingte Krankheits- und Todesfälle	28
4.1	Einleitung.....	28
4.2	Methodik.....	29
4.2.1	Generelle Aspekte der Risikoabschätzung.....	29
4.2.2	Methode der attributablen Fälle	30
4.2.3	Leitschadstoff	32
4.2.4	Zuordnung der Krankheits- und Todesfälle zu den verschiedenen Verursachern	33
4.2.5	Auswahl der Gesundheitsendpunkte	34
4.2.6	Akute versus chronische Effekte.....	35
4.2.7	Auswahl der relevanten Studien	36
4.2.8	Quantifizierung des Effektschätzers	37
4.2.9	Häufigkeiten der Gesundheitsendpunkte in der Bevölkerung.....	38
4.2.10	Referenzkonzentration	39
4.2.11	Berechnungskonzept der verlorenen Lebensjahre	40
4.3	Ergebnisse zu den luftverschmutzungsbedingten Krankheits- und Todesfällen	42
4.3.1	Einleitung.....	42
4.3.2	Mortalität bei Erwachsenen.....	42
4.3.3	Lungenkrebsmortalität.....	45
4.3.4	Säuglingssterblichkeit	47
4.3.5	Verlorene Lebensjahre und verlorene Erwerbsjahre	49
4.3.6	Spitaltage wegen Atemwegserkrankungen.....	50
4.3.7	Spitaltage wegen Herz-/Kreislaufkrankungen.....	53
4.3.8	Chronische Bronchitis bei Erwachsenen	55
4.3.9	Akute Bronchitis bei Kindern	57
4.3.10	Asthmaanfälle bei Erwachsenen.....	59
4.3.11	Asthmaanfälle bei Kindern	62
4.3.12	Tage mit eingeschränkter Aktivität.....	64
4.4	Diskussion und Sensitivitätsanalysen	66
4.4.1	Überblick über die Resultate der Gesundheitsrisikoabschätzung	66
4.4.2	Sensitivitätsanalysen.....	69
4.4.3	Vergleich der Resultate mit anderen Abschätzungen.....	71
5	Kosten der luftverschmutzungsbedingten Gesundheitsschäden	74
5.1	Einleitung.....	74
5.2	Die Bewertungskonzepte im Überblick	74
5.2.1	Überblick über die Kostenbestandteile	74
5.2.2	Krankheitskosten-Ansatz (COI: Cost of Illness).....	76
5.2.3	Zahlungsbereitschaft (Willingness to pay)	77
5.2.4	Wahl des Bewertungskonzeptes.....	78
5.3	Zahlungsbereitschaften und Kostensätze pro Krankheits- oder Todesfall	79
5.3.1	Zahlungsbereitschaften zur Vermeidung von Todesfällen.....	79
5.3.2	Zahlungsbereitschaften für Krankheitsfälle.....	88
5.3.3	Kostensätze für medizinische Behandlungskosten und Produktionsausfall.....	89
5.3.4	Gerichtlich zugesprochene Genugtuungsleistungen	94
5.3.5	Zusammenfassung der verwendeten Kostensätze.....	94

5.4	Ergebnisse zu den luftverschmutzungsbedingten Gesundheitskosten	96
5.4.1	Vorgehen bei der Berechnung	96
5.4.2	Ergebnisse	97
5.4.3	Sensitivitätsanalyse	103
5.4.4	Ergebnisse im Vergleich zu bisherigen Berechnungen	106
5.4.5	Einschätzung der Ergebnisse	108
	Glossar	110
	Abkürzungsverzeichnis	113
	Literaturverzeichnis	115
A	Anhang A: Quantifizierung der attributablen Todesfälle am Beispiel der Mortalität	127
B	Anhang B: Erläuterungen zum Berechnungsverfahren der verlorenen Lebensjahre und Beispielrechnung	132
C	Anhang C: Herleitung des zeitlichen Verlaufs der Risikofunktion	134
D	Anhang D: Vergleich der Bewertungsmethodik mit früheren Studien	136
E	Anhang E: Berechnung des Wertes eines verlorenen Lebensjahres	139
F	Anhang F: Anpassung des VOSL und des VLYL an das Alter	141
G	Anhang G: Aufteilung nach Fahrzeugkategorien	145
H	Anhang H: Herleitung der gerichtlich zugesprochenen Genugtuungsleistungen	150

Abstracts

In dieser Studie werden die externen Gesundheitskosten durch die Luftverschmutzung in der Schweiz für das Jahr 2000 ermittelt. Das Hauptinteresse liegt auf der Luftverschmutzung des Strassen- und Schienenverkehrs. Als Grundlage dazu wird zuerst die Belastung der Bevölkerung mit Luftschadstoffen bestimmt. Basierend darauf werden die durch die Luftverschmutzung verursachten zusätzlichen Krankheits- und Todesfälle berechnet. Mit Hilfe von spezifischen Kostensätzen pro Krankheits- und Todesfall lassen sich anschliessend die Gesundheitsschäden in Geldeinheiten bewerten.

Im Strassenverkehr belaufen sich die luftverschmutzungsbedingten Gesundheitskosten auf 1'525 Mio. CHF. Davon entfallen 57% oder 871 Mio. auf den Personenverkehr, die restlichen 43% oder 655 Mio. CHF werden durch den Güterverkehr verursacht. Im Schienenverkehr betragen die Kosten 100 Mio. CHF (46% Personen- und 54% Güterverkehr). Durch die gesamte Luftverschmutzung – verursacht durch Verkehr, Industrie, Gewerbe, Haushalte, sowie Land- und Forstwirtschaft – entstehen Kosten von 4'204 Mio. CHF. Dies entspricht 628 CHF pro Kopf der Bevölkerung oder im Vergleich zum BIP einer Grössenordnung von 1.12%.

Cette étude présente l'évaluation des coûts externes de la santé dus à la pollution de l'air en Suisse pour l'année 2000. Elle porte principalement sur la pollution de l'air imputable au trafic routier et ferroviaire. Dans un premier temps, on a calculé l'exposition de la population aux polluants atmosphériques. Sur cette base, on a ensuite calculé le nombre de décès et de maladies supplémentaires dus à la pollution de l'air. On a déterminé enfin le montant des coûts unitaires – appliqués par décès et par maladie – qui a permis d'évaluer les effets de la pollution de l'air sur la santé et de les convertir en termes monétaires.

La pollution de l'air due au trafic routier a provoqué des coûts de la santé pour 1'525 millions de francs suisses, dont 57% (871 millions) sont attribuables au trafic voyageurs et 43% (655 millions) au trafic marchandises. Pour ce qui est du trafic ferroviaire, les coûts occasionnés s'élèvent à 100 millions de francs suisses (46% pour le trafic voyageurs et 54% pour le trafic marchandises). Relevons en outre que la pollution de l'air dans son ensemble – produite par le trafic, l'industrie, l'artisanat, les ménages, l'agriculture et la sylviculture – génère un coût global de 4'204 millions de francs suisses, soit 628 francs suisses par habitant, ce qui correspond à 1,12% du PIB.

Nel presente studio vengono calcolati i costi esterni della salute derivanti dall'inquinamento atmosferico in Svizzera per l'anno 2000. L'interesse principale verte sull'inquinamento dell'aria provocato dal traffico stradale e ferroviario. Come base di calcolo viene dapprima determinata l'esposizione della popolazione agli inquinanti atmosferici, in seguito, partendo da questi dati, vengono stimati i casi di morte e di malattie supplementari riconducibili all'inquinamento dell'aria. Infine, mediante il calcolo dei costi specifici per caso di morte o per malattia, si giunge a quantificare i danni alla salute in milioni di franchi.

Nel traffico stradale, i costi della salute provocati dall'inquinamento dell'aria ammontano a 1'525 mio. di CHF, di cui 871 milioni (57%) imputabili al trasporto di persone e i restanti 655 milioni di CHF (43%) al traffico merci. I costi provocati dal traffico ferroviario sono invece di 100 mio. di CHF (il 46% imputabile al traffico viaggiatori e il 54% al traffico merci). Dall'inquinamento atmosferico globale derivante da traffico, industria, artigianato, economie domestiche nonché agricoltura e selvicoltura scaturiscono costi esterni pari a 4'204 mio. di CHF; ciò corrisponde a 628 franchi per abitante oppure, se confrontato con il PIL, a un ordine di grandezza dell'1,12%.

This study establishes the external health costs caused by air pollution in Switzerland in the year 2000. The primary focus is on road and rail traffic related air pollution. First of all, the population's exposure to airborne pollutants is determined. Based on this, the additional cases of illness and death caused by air pollution are calculated. Using specific cost rates per incidence of illness and death, the impacts on health are then converted into monetary units.

Where road traffic is concerned, health costs related to air pollution run to some 1,525 million CHF, of which 57% or 871 million CHF are caused by passenger transport, while the remaining 43% or 655 million CHF are caused by freight transport. The corresponding figure for rail traffic is 100 million CHF (46% passenger and 54% freight transport). Air pollution overall – caused by traffic, industry, commerce, households, agriculture and forestry – results in costs of 4,204 million CHF. This figure corresponds to 628 CHF per capita, or compared to GDP it is in the order of magnitude of 1.12%.

Zusammenfassung

Ziel und methodisches Vorgehen

Das **Ziel** der vorliegenden Studie ist, die **externen Gesundheitskosten durch die Luftverschmutzung des Strassen- und Schienenverkehrs** in der **Schweiz** für das **Jahr 2000** zu ermitteln. Die Ergebnisse sollen nach Personen- und Güterverkehr differenziert werden. Zusätzlich ist zu bestimmen, welche Gesundheitskosten durch die gesamte Luftverschmutzung (inkl. aller übrigen Emissionen von Industrie/Gewerbe, Haushalten und Land-/Forstwirtschaft) verursacht werden.

Bei den Gesundheitskosten der Luftverschmutzung handelt es sich um sogenannte **externe Kosten**: Als externe Kosten wird jener Teil der Kosten bezeichnet, der nicht von den Verursachenden, sondern von anderen getragen wird. Die Luftverschmutzung wird durch die Verkehrsteilnehmenden verursacht, belastet aber die gesamte Gesellschaft.

Für die Ermittlung der luftverschmutzungsbedingten Gesundheitskosten wird das folgende **methodische Vorgehen** gewählt:

- Grundlage für alle Berechnungen ist die Kenntnis über die aktuelle **Schadstoffbelastung der Bevölkerung**, die sogenannte Bevölkerungsexposition. Diese wird mit Hilfe eines Schadstoffbelastungsmodells bestimmt.
- Die Schadstoffbelastung äussert sich bei der betroffenen Bevölkerung in **zusätzlichen Krankheitsfällen** und/oder in einer **Reduktion der Lebenserwartung**. Mit dem Zusammenhang zwischen Schadstoffbelastung und der Auftretenshäufigkeit von Morbidität und Mortalität (sogenannte Belastungs-Wirkungsbeziehung) lässt sich die Zahl der luftverschmutzungsbedingten Krankheits- und Todesfälle bestimmen.
- Um daraus die Gesundheitskosten zu berechnen, muss in einem letzten Arbeitsschritt bestimmt werden, welche **Aufwendungen und (Nutzen-)Verluste** für die **Betroffenen** und die **Allgemeinheit** durch diese zusätzlichen Krankheits- und Todesfälle entstehen.

Bei der Ermittlung der Gesundheitskosten wird das **Territorialprinzip** verwendet: Es werden die Kosten der Luftverschmutzungsimmissionen in der Schweiz berechnet. Dabei wird vernachlässigt, dass ein Teil dieser Immissionen durch Schadstoffemissionen im Ausland verursacht werden und dass ein Teil der Schweizer Emissionen durch Windströmungen ins Ausland verfrachtet werden (wobei die Import-/Exportbilanz in etwa ausgeglichen ist).

Die Berechnung der luftverschmutzungsbedingten Gesundheitskosten lässt sich nicht ohne Annahmen und Vereinfachungen durchführen. Dabei wird in diesem Projekt vom Grundsatz ausgegangen „so realistisch wie möglich, im Zweifelsfall jedoch konservativ“. Konkret bedeutet dies, dass bei Unsicherheiten vorsichtige Annahmen getroffen werden, die eher zu einer Unter- als einer Überschätzung der tatsächlichen Kosten führen. In der Literatur wird dieser Grundsatz häufig auch als **at least Ansatz** bezeichnet.

Verkehrsbedingte Schadstoffbelastung der Bevölkerung

Als **Leitschadstoff** für die Berechnungen wurde **PM10** (Staubpartikel mit Durchmesser kleiner als 10 Mikrometer) gewählt. Zwei Gründe sind dafür massgebend: Der Zusammenhang zwischen der Feinstaubbelastung und Gesundheitsbeeinträchtigungen ist aus epidemiologischer Sicht zweifelsfrei nachgewiesen. Aus Sicht der Schadstoffmodellierung kann die PM10-Belastung gegenüber der Belastungen mit anderen Fraktionen des Staubs (z.B. PM2.5, Staubpartikel mit Durchmesser kleiner als 2.5 Mikrometer), mit einer grösseren Genauigkeit ermittelt und anhand von schweizerischen Messdaten auch überprüft werden.

Für die Berechnung der Immissionen wurde das von Infras und Meteotest entwickelte Modell des BUWAL eingesetzt, in welchem die Schweiz als ein feinmaschiges Gitter mit einer Maschenweite von 200 m x 200 m erfasst ist. Für jede Rasterzelle werden die primären und sekundären PM10-**Emissionen** erfasst. Zu den primären PM10-Emissionen zählen Abgase aus Verbrennungsmotoren und Heizungen, mechanisch erzeugten Feinstäube aus Brems-, Pneu- und Strassenabrieben sowie alle möglichen Feinstäube aus Baustellen, Landwirtschaft, Steinbrüchen, Kieswerken usw. Die PM10-Emissionen werden mit Hilfe einer Ausbreitungsrechnung in PM10-Immissionen umgewandelt. Für die Modellierung von sekundärem PM10 dienen Immissionskarten und Emissionskataster von Vorläufersubstanzen (NO₂, SO₂, NH₃ und 32 VOC-Komponenten) als Input. Anschliessend werden die Immissionen mit Bevölkerungsdaten aus der Volkszählung überlagert, um die Belastung der Bevölkerung mit PM10 (Bevölkerungsexposition) zu bestimmen.

In der folgenden Tabelle wird die Bevölkerungsexposition dargestellt. Die Schweizer Bevölkerung war im Jahr 2000 durchschnittlich einer **PM10-Belastung von 19.12 µg/m³** ausgesetzt. Der **Strassenverkehr** generiert im Durchschnitt **4.22 µg/m³** PM10-Immission. Davon stammen 2.41 µg/m³ aus dem Personenverkehr und 1.81 µg/m³ aus dem Güterverkehr. Der **Schienenverkehr** erzeugt demgegenüber nur **0.28 µg/m³** (15 Mal weniger), davon 0.13 µg/m³ aus dem Personenverkehr und 0.15 µg/m³ aus dem Güterverkehr. Zum Vergleich: Der gesetzliche **Immissionsgrenzwert** beträgt 20 µg/m³. Im Jahr 2000 waren 41% der Bevölkerung einer höheren Belastung ausgesetzt.

Tabelle 1: PM10-Immissionsbeiträge der einzelnen Emittentengruppen im Jahr 2000

Emittentengruppe	mittl. PM10-Beitrag		Personenverkehr		Güterverkehr	
	µg/m ³	%	µg/m ³	%	µg/m ³	%
Strassenverkehr	4.22	22%	2.41	13%	1.81	9%
Schienenverkehr	0.28	1.4%	0.13	0.7%	0.15	0.8%
Industrie/Gewerbe	7.65	40%	---	---	---	---
Haushalte	2.12	11%	---	---	---	---
Land-/Forstwirtschaft	3.33	17%	---	---	---	---
natürliches PM10	1.33	7%	---	---	---	---
(Flugverkehr)	(0.19)	1.0%	---	---	---	---
alle (aktuelle Belastung)	19.12	100%	2.53	13%	1.96	10%

Krankheitsfälle und verlorene Lebensjahre durch Luftverschmutzung

Heutzutage besteht kein Zweifel mehr, dass sich die Schadstoffbelastung der Luft negativ auf die Gesundheit auswirkt. In vielen Studien wurde ein Anstieg der Mortalität und der Morbidität in der Bevölkerung bei zunehmender Luftschadstoffbelastung nachgewiesen. Dabei hat sich gezeigt, dass insbesondere **Atemwegs- und Herz-/Kreislaufkrankungen** in Verbindung zum Ausmass der Luftbelastung stehen.

In der vorliegenden Studie wird zur Ermittlung der luftverschmutzungsbedingten Krankheits- und Todesfälle das Konzept der **attributablen Fälle** verwendet. Als attributabel wird der Anteil von Erkrankungen oder Todesfällen bezeichnet, der auf eine bestimmte Schadstoffexposition in der Bevölkerung zurückgeführt wird und über das Risiko der nichtexponierten Bevölkerung hinausgeht. Für die Herleitung der Belastungs-Wirkungszusammenhänge zwischen Luftverschmutzung und Häufigkeit einzelner Krankheiten wurde eine Vielzahl von nationalen und internationalen Untersuchungen ausgewertet und auf die Schweizer Verhältnisse übertragen. In Tabelle 2 sind die Ergebnisse zusammengefasst. Die **verlorenen Lebensjahre** wurden erstmals für die Schweiz mittels einer genauen Berechnung ermittelt: Die Entwicklung der im Jahr 2000 lebenden Bevölkerung wird bis zu ihrem Tode mit Hilfe von Überlebenswahrscheinlichkeiten modelliert und zwar einmal unter Einbezug der Luftverschmutzung und einmal unter Ausschluss der Luftverschmutzung, was die Sterbewahrscheinlichkeit reduziert. Aus der Differenz der beiden Berechnungen ergeben sich die verlorenen Lebensjahre. Die 42'449 verlorenen Lebensjahre durch die gesamte Luftbelastung (15'399 durch den Strassenverkehr bzw. 1'011 durch den Schienenverkehr) sind auf 3'746 frühzeitige Todesfälle zurückzuführen (1'359 bzw. 89).

Tabelle 2: Überblick über die durch Luftverschmutzung verursachten verlorenen Lebensjahre und Krankheitsfälle im Jahr 2000

Gesundheitseffekt	Gesamte Luftbelastung	Strassen- verkehr	Schienen- verkehr
Verlorene Lebensjahre	42'449	15'399	1'011
Spittaltage wegen Atemwegserkrankungen	5'858	2'127	140
Spittaltage wegen Herz-/ Kreislaufkrankungen	9'780	3'551	233
Chronische Bronchitis bei Erwachsenen	999	363	24
Akute Bronchitis bei Kindern	39'049	14'088	900
Asthmaanfälle bei Erwachsenen	41'073	14'904	979
Tage mit eingeschränkter Aktivität	1'773'821	643'647	42'283

Bewertung der luftverschmutzungsbedingten Gesundheitsschäden

In einem dritten Arbeitsschritt sind die Kosten dieser Gesundheitsschäden zu bestimmen. Zu den Gesundheitskosten zählen wir die folgenden Komponenten:

- **Medizinische Behandlungskosten:** Darunter sind sowohl die Kosten der stationären Behandlung im Spital (Infrastruktur, Arzt, Medikamente, etc.) als auch die Kosten der ambulanten Behandlung (Arztbesuche, Medikamente, etc.) zu verstehen.
- **Produktionsausfall:** Die durch die Luftverschmutzung beeinträchtigte Gesundheit führt dazu, dass Personen vorübergehend oder dauerhaft nicht als Arbeitskräfte zur Verfügung stehen.
- **Immaterielle Kosten:** Zu den immateriellen Kosten zählen wir den Verlust an Wohlbefinden, Schmerz und Leid bei der betroffenen Person. Die immateriellen Kosten können insbesondere bei Todesfällen oder chronischen Erkrankungen wesentlich grösser sein als die materiellen Kosten (Behandlungskosten und Produktionsausfall).

In der folgenden Tabelle sind die verwendeten Kostensätze pro Krankheitsbild abgebildet. Für die Herleitung der Kostensätze mussten zum Teil schwierige Bewertungsfragen gelöst werden. Besonders bedeutend für das Gesamtergebnis ist die **Bewertung** der immateriellen Kosten **bei verlorenen Lebensjahren**. Dazu wird in der Studie ein sogenannter **Zahlungsbereitschaftsansatz** (willingness to pay) verwendet, mit dessen Hilfe eine Reduktion des Sterberisikos in Geldeinheiten bewertet werden kann. Basierend auf internationalen Untersuchungen ergibt sich für jedes verlorene Lebensjahr ein Wert von 85'000 CHF. Zur Bewertung der immateriellen Kosten bei Krankheiten werden ebenfalls Zahlungsbereitschaften aus der internationalen Literatur übernommen. Für die Ermittlung der medizinischen Behandlungskosten und des Nettoproduktionsausfalls (Bruttoproduktionsausfall abzüglich Eigenkonsum) werden ausschliesslich Schweizer Daten verwendet.

Die Ergebnisse werden in **Faktorkosten** angegeben, d.h. die indirekten Steuern (MWST, etc.) werden aus den Kostensätzen herausgerechnet. Damit wird die internationale Vergleichbarkeit verbessert.

Tabelle 3: Übersicht über die verwendeten Kostensätze (in CHF zu Faktorkosten im Jahr 2000)

	WTP	BHK	NPA	Total
Verlorenes Lebensjahr	85'473	-	4'397	89'870
Spitaltage wegen Atemwegserkrankungen	775	805	24	1'603
Spitaltage wegen Herz-/ Kreislauferkrankungen	775	1'030	24	1'829
Chronische Bronchitis bei Erwachsenen	410'462	6'803	169	417'434
Akute Bronchitis bei Kindern	257	54	-	312
Asthmaanfälle bei Erwachsenen (≥15 Jahre)	61	1	12	74
Tage mit eingeschränkter Aktivität (Erw. ≥20 Jahre)	185	-	12	197

WTP = willingness to pay, BHK = Behandlungskosten, NPA = Nettoproduktionsausfall.

Ergebnisse

Durch die Luftverschmutzung des Verkehr entstehen Gesundheitskosten von insgesamt 1'626 Mio. CHF (vgl. folgende Tabelle). Der **Strassenverkehr** ist für **94%** oder **1'525 Mio. CHF** verantwortlich, der **Schienenverkehr** für die restlichen **6%** oder **100 Mio. CHF** (vgl. folgende Tabelle und Grafik).

Im **Strassenverkehr** sind **57%** der Kosten oder 871 Mio. CHF auf den **Personenverkehr** zurückzuführen, die restlichen **43%** oder 655 Mio. CHF entfallen auf den **Güterverkehr** (vgl. folgende Tabelle und Grafik). Im **Schienenverkehr** ist es in etwa umgekehrt: Der **Personenverkehr** verursacht **46%** der Kosten oder 46 Mio. CHF, der **Güterverkehr** **54%** oder 54 Mio. CHF.

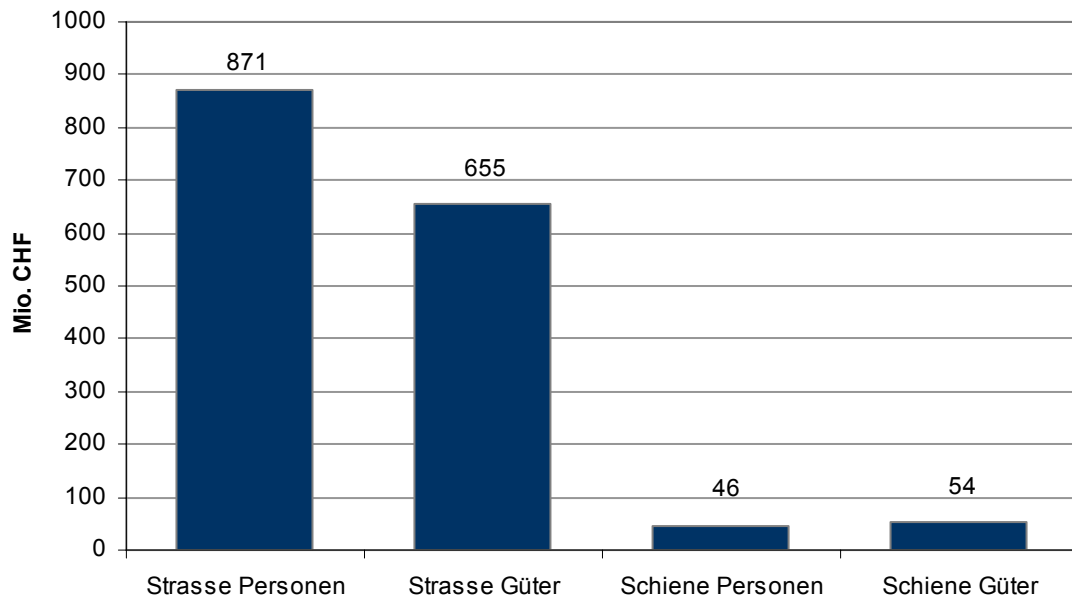
Durch die **gesamte Luftverschmutzung** – verursacht durch Verkehr, Industrie, Gewerbe, Haushalte, sowie Land- und Forstwirtschaft – entstehen Gesundheitskosten von **4'204 Mio. CHF**. Dies entspricht **628 CHF pro Kopf** der Bevölkerung oder im Vergleich zum BIP einer Grössenordnung von 1.12%.

Wie bereits erwähnt ist die Bewertung der verlorenen Lebensjahre für das Gesamtergebnis von zentraler Bedeutung: Knapp 81% aller Gesundheitskosten entfallen auf frühzeitige Todesfälle bzw. verlorene Lebensjahre (davon 95% verursacht durch die immateriellen Kosten). Durch neue Fälle chronischer Bronchitis bei Erwachsenen werden rund 9.9% der Kosten verursacht, durch Tage mit eingeschränkter Aktivität rund 8.3%. Die anderen vier Krankheitsbilder sind nur von untergeordneter Bedeutung (weniger als 0.5%).

Tabelle 4: Gesundheitskosten der Luftverschmutzung für verschiedene Verursacher (in Mio. CHF)

	WTP	BHK	NPA	Total
Strassenverkehr total	1'448.4	8.6	68.4	1'525.4
Strassenverkehr Personen	826.7	4.9	39.0	870.7
Strassenverkehr Güter	621.7	3.7	29.4	654.7
Schienenverkehr total	95.1	0.6	4.5	100.2
Schienenverkehr Personen	43.6	0.3	2.1	45.9
Schienenverkehr Güter	51.6	0.3	2.4	54.3
Verkehr Total	1'543.5	9.2	72.9	1'625.6
Gesamte Luftverschmutzung	3'991.6	23.7	188.5	4'203.9

WTP = willingness to pay, BHK = Behandlungskosten, NPA = Nettoproduktionsausfall.

Grafik 1: Kosten der Luftverschmutzung für verschiedene Verursacher (in Mio. CHF)

Die gesamten Gesundheitsschäden lassen sich auch in spezifische Kostensätze pro Fahr- oder Verkehrsleistung umrechnen. Wie die Ergebnisse in Tabelle 5 zeigen, sind sowohl im Strassen- wie auch im Schienenverkehr die **Kosten pro Fzkm bzw. pro Zugkm im Güterverkehr deutlich höher als im Personenverkehr**. Im Personen- und Güterverkehr werden auf der **Strasse höhere Kosten** pro pkm bzw. tkm verursacht **als auf der Schiene**.

Tabelle 5: Kostensätze pro Fahrleistung

		Personenverkehr	Güterverkehr
Rp/Fzkm	Strasse	1.68	10.10
Rp/Zugkm	Schiene	32.6	172.8
Rp/pkm	Strasse	0.97	
	Schiene	0.31	
Rp/tkm	Strasse		2.98
	Schiene		0.56

Rp = Rappen, Fzkm = Fahrzeugkilometer, Zugkm = Zugkilometer, pkm = Personenkilometer, tkm = Tonnenkilometer.

Einschätzung der Ergebnisse

Unsicherheiten sind bei den dargestellten Berechnungen immanent. Wie bereits erwähnt sind wir von einem at least Ansatz ausgegangen, d.h. dass Annahmen nach dem Grundsatz „so realistisch wie möglich, im Zweifelsfall jedoch konservativ“ getroffen wurden. Insgesamt ge-

hen wir deshalb davon aus, dass die **ausgewiesenen Kosten die tatsächlichen Gesundheitsschäden unterschätzen**. Folgende Faktoren sprechen für diese Einschätzung:

- Die Gesundheitsschäden werden nur bezogen auf den Leitschadstoff PM10 evaluiert. Andere Gesundheitseffekte, welche unabhängig von PM10 durch andere Schadstoffe verursacht werden, sind in den Berechnungen nicht enthalten.
- Auf eine Gewichtung der Schadstoffemissionen wird verzichtet, obwohl es erste Hinweise gibt, dass die Emissionen von Verbrennungspartikeln toxischer sein könnten als die Emissionen mechanisch erzeugter Partikel.
- Bei den verlorenen Lebensjahren wird nicht berücksichtigt, dass die Lebenserwartung der Bevölkerung in Zukunft weiter zunehmen wird.
- Verschiedene Gesundheitsbeeinträchtigungen durch die Luftschadstoffbelastung, zu denen es keine verlässlichen epidemiologischen Studien gibt oder deren Monetarisierung problematisch ist wie z.B. Hausarztkonsultationen, Medikamentenverordnungen und Selbstmedikation, werden nicht berücksichtigt.
- Bei der Morbidität werden in den meisten Fällen nur die kurzfristigen Effekte der Luftverschmutzung beachtet. Die Langzeitwirkungen wurden aufgrund hoher methodischer Anforderungen noch nicht ausreichend untersucht, sie sind aber wie bei der Mortalität wahrscheinlich. Auswirkungen der Luftverschmutzung auf chronische Krankheiten können also nur bei den Todesfällen berücksichtigt werden.
- Die Effekte der Luftbelastung werden nur für diejenigen Altersgruppen berechnet, zu denen Studienresultate vorliegen. Beispielsweise ist die Mortalität der Ein- bis 29-Jährigen nicht berücksichtigt, da diese Altersgruppe bisher nicht in Langzeitstudien untersucht wurde. Es kann jedoch vermutet werden, dass die Luftverschmutzung bei diesen Personen ebenfalls zu einer Erhöhung der Mortalität führt.
- Es gibt bisher keine Anzeichen, dass die Luftverschmutzung unterhalb eines gewissen Schwellenwertes unbedenklich ist. Trotzdem werden in dieser Studie nur Gesundheitsschäden ab einer Referenzkonzentration von $7.5 \mu\text{g}/\text{m}^3$ quantifiziert, da für tiefere Konzentrationen bisher noch keine Untersuchungen vorliegen.
- Die Bewertung der immateriellen Kosten der verlorenen Lebensjahre, die mehr als 75% der gesamten Kosten ausmachen, muss möglicherweise verdoppelt werden: Die Zahlungsbereitschaft wurde aus dem Unfallkontext übernommen. Es gibt jedoch erste Hinweise, dass das unfreiwillige und unkontrollierbare Luftverschmutzungsrisiko doppelt (oder sogar dreimal) so stark empfunden wird wie das freiwillige und beeinflussbare Unfallrisiko.
- Es wurden die verlorenen Lebensjahre bewertet und nicht die frühzeitigen Todesfälle, was zu beinahe doppelt so hohen Gesundheitskosten führen würde. Oder in anderen Worten wurde zur Bewertung eines verlorenen Lebensjahres im Vergleich zur Bewertung frühzeitiger Todesfälle ein konservativer (tiefer) Kostensatz gewählt.
- Auch bei der Bestimmung der weiteren Kostensätze wurden meist vorsichtige Werte verwendet.

Résumé

But et méthodologie

Le **but** de cette étude est de calculer les **coûts externes de la santé dus à la pollution de l'air imputable au trafic routier et ferroviaire** en **Suisse** pour l'année **2000**. Les résultats font la distinction entre le trafic voyageurs et le trafic marchandises. Cette étude prend également en compte l'évaluation des coûts pour la santé engendrés par la pollution de l'air dans son ensemble (y compris toutes les autres émissions de l'industrie et de l'artisanat, des ménages, ainsi que de l'agriculture et de la sylviculture).

Les coûts pour la santé dus à la pollution de l'air sont des coûts dits **externes**. Par « coûts externes », il faut comprendre la part des coûts qui est prise en charge non pas par les personnes qui les occasionnent, mais par des tiers. La pollution de l'air est générée par les transports, mais elle est supportée par l'ensemble de la société.

La **méthodologie** suivante a été choisie pour calculer les coûts de la santé dus à la pollution de l'air :

- L'exposition actuelle de la population aux polluants, appelée **charge polluante**, sert de base à tous les calculs. Elle est déterminée à l'aide d'un modèle.
- L'exposition de la population aux substances nocives s'exprime par une **morbidity supplémentaire** et/ou une **réduction de l'espérance de vie**. La corrélation entre la charge polluante et la recrudescence de la morbidité et de la mortalité (relation dose-réponse) permet de déterminer le nombre de maladies et de décès dus à la pollution de l'air.
- Une dernière étape est nécessaire pour calculer les coûts de la santé sur cette base : il faut déterminer les **coûts** et les **pertes (d'utilité)** engendrés par ces décès et maladies supplémentaires pour les **personnes concernées** et pour la **collectivité**.

Le calcul des coûts pour la santé se fait selon le **principe de territorialité** : les coûts des immissions responsables de la pollution atmosphérique sont calculés pour la Suisse, sans tenir compte du fait qu'une partie de ces immissions est causée par des émissions polluantes venant de l'étranger et qu'une partie des émissions suisses est transportée à l'étranger par les vents (le transfert de polluants devant plus ou moins s'équilibrer de part et d'autre de la frontière).

Le calcul des coûts pour la santé dus à la pollution de l'air ne peut pas se faire sans recourir à un certain nombre d'hypothèses et de simplifications. Le principe adopté consiste à être « aussi réaliste que possible, mais plutôt prudent en cas de doute ». Concrètement, cela signifie que les hypothèses retenues vont davantage dans le sens d'une sous-estimation des coûts réels que d'une surestimation. Les ouvrages de référence en la matière qualifient cette approche de « **at least** ».

Exposition de la population aux polluants imputables aux transports

Les **PM₁₀** (particules respirables dont le diamètre n'excède pas 10 micromètres ou μm) ont été choisies comme **polluant principal** pour les calculs. Deux raisons à ce choix : le lien entre l'exposition à des particules fines et les atteintes à la santé est prouvé sans doute possible d'un point de vue épidémiologique et a fait l'objet d'études approfondies. En outre, en ce qui concerne la modélisation des polluants, l'exposition aux PM₁₀ peut être calculée avec plus de précision que l'exposition à d'autres fractions de poussière (comme les PM_{2,5}, particules respirables dont le diamètre n'excède pas 2,5 μm) et peut de plus faire l'objet d'une vérification sur la base de données mesurées en Suisse.

Le calcul des immissions est basé sur le modèle de l'Office fédéral de l'environnement, des forêts et du paysage, développé par Infras et Meteotest. Ce modèle présente la Suisse sous la forme d'une grille composée de cellules (quadrats) de 200 x 200 mètres. Les **émissions** de PM₁₀ primaires et secondaires sont saisies pour chaque cellule. Les émissions de PM₁₀ primaires correspondent aux émissions des moteurs à combustion interne et des chauffages, aux poussières respirables produites mécaniquement suite à l'usure de la chaussée, des pneus et des freins, ainsi qu'à toutes sortes de poussières respirables provenant des chantiers, de l'agriculture, des carrières, des gravières, etc. Les émissions de PM₁₀ sont transformées en immissions de PM₁₀ sur la base d'un calcul de dispersion. Pour la modélisation des PM₁₀ secondaires, on a utilisé comme input des cartes d'immissions et des cadastres d'émission de polluants précurseurs (NO₂, SO₂, NH₃ et 32 composés organiques volatils). Puis les immissions sont superposées aux données obtenues dans le cadre du recensement de la population afin de déterminer l'exposition de la population aux PM₁₀ (charge polluante).

Tableau 1 : Participation en l'an 2000 des différentes sources de pollution aux immissions de PM₁₀

Sources de pollution	contrib. moyenne PM ₁₀		Trafic voyageur		Trafic marchandises	
	$\mu\text{g}/\text{m}^3$	%	$\mu\text{g}/\text{m}^3$	%	$\mu\text{g}/\text{m}^3$	%
Trafic routier	4,22	22%	2,41	13%	1,81	9%
Trafic ferroviaire	0,28	1,4%	0,13	0,7%	0,15	0,8%
Industrie / artisanat	7,65	40%	---	---	---	---
Ménages	2,12	11%	---	---	---	---
Agriculture / sylviculture	3,33	17%	---	---	---	---
PM ₁₀ naturels	1,33	7%	---	---	---	---
(Trafic aérien)	(0,19)	1,0%	---	---	---	---
Total (charge actuelle)	19,12	100%	2,53	13%	1,96	10%

Le tableau 1 montre l'exposition de la population. En l'an 2000, la population suisse a subi en moyenne **une charge de PM₁₀ de 19,12 $\mu\text{g}/\text{m}^3$** . Le trafic routier génère en moyenne **4,22 $\mu\text{g}/\text{m}^3$** d'immissions de PM₁₀, dont 2,41 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ sont imputables au trafic voyageurs et 1,81 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ au trafic marchandises. Le **trafic ferroviaire** ne génère que **0,28 $\mu\text{g}/\text{m}^3$** , soit 15 fois moins. Ce chiffre se répartit en 0,13 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ pour le trafic voyageurs et 0,15 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ pour le tra-

fic marchandises. Pour comparaison, la **valeur limite** légale **d'immissions** est fixée à 20 $\mu\text{g}/\text{m}^3$. En l'an 2000, 41% de la population ont été exposés à une charge supérieure.

Cas de maladie et années de vie perdues en raison de la pollution de l'air

Les répercussions négatives des atteintes polluantes sur la santé ne font plus de doute désormais. De nombreuses études ont montré qu'un accroissement de la pollution de l'air entraîne une hausse de la mortalité et de la morbidité parmi la population. Il s'est avéré en particulier que les **maladies cardio-vasculaires et celles des voies respiratoires** sont liées à l'ampleur de la pollution.

La présente étude utilise la notion de **cas « attribuables »** pour calculer les cas de maladie et les décès dus à la pollution de l'air. Est considéré comme attribuable tout cas qui est lié à une certaine exposition de la population aux polluants et qui dépasse le risque de la population non exposée. Les résultats obtenus dans toute une série d'études effectuées en Suisse et à l'étranger ont été analysés, puis adaptés au contexte helvétique, afin de déterminer les liens de cause à effet entre la pollution de l'air et la fréquence de certaines maladies. Les **années de vie perdues** ont fait l'objet pour la première fois en Suisse de calculs précis: l'évolution de la population vivant en l'an 2000 jusqu'à son décès a été modélisée sur la base des probabilités de survie, d'une part en tenant compte de la pollution de l'air et d'autre part en n'en tenant pas compte, ce qui réduit la probabilité de décès. La différence entre ces deux résultats représente le nombre d'années de vie perdues. Les 42'449 années de vie perdues à cause de la pollution de l'air en général (15'399 par le trafic motorisé et 1'011 par le trafic ferroviaire) résultent de 3'746 décès prématurés (1'359 et 89).

Tableau 2 : Aperçu des cas de maladie et des années de vie perdues en raison de la pollution de l'air en l'an 2000

Atteintes à la santé	Charge polluante globale	Trafic routier	Trafic ferroviaire
Années de vie perdues	42'449	15'399	1'011
Jours d'hospitalisation pour maladies des voies respiratoires	5'858	2'127	140
Jours d'hospitalisation pour maladies cardio-vasculaires	9'780	3'551	233
Bronchite chronique (adultes)	999	363	24
Bronchite aiguë (enfants)	39'049	14'088	900
Crises d'asthme (adultes)	41'073	14'904	979
Jours d'activité réduite	1'773'821	643'647	42'283

Evaluation des atteintes à la santé dues à la pollution de l'air

Une troisième étape consiste à déterminer les coûts de ces atteintes à la santé. Les éléments suivants sont pris en compte pour calculer les coûts pour la santé :

- **Frais de traitement médical** : ces coûts comprennent aussi bien les frais de traitement hospitaliers (infrastructure, corps médical, médicaments, etc.) que les frais de traitement ambulatoire (visites médicales, médicaments, etc.).
- **Perte de production** : les personnes atteintes dans leur santé à cause de la pollution de l'air sont mises à l'écart provisoirement ou durablement de leur lieu de travail.
- **Coûts immatériels** : il s'agit de la perte de bien-être, de la douleur et des souffrances des personnes concernées. En cas de décès ou de maladies chroniques notamment, les coûts immatériels peuvent être sensiblement plus élevés que les coûts matériels (frais de traitement et pertes de production).

Le tableau ci-dessous montre les coûts unitaires par type de maladie. Pour déterminer les niveaux de coût, il a fallu résoudre des questions d'évaluation difficiles. L'**évaluation** des coûts immatériels pour les années de vie perdues a une importance particulière pour le résultat global. Pour ce faire, nous avons utilisé la méthode dite de la « **disposition à payer** » (« willingness to pay ») qui nous a permis d'estimer la réduction du risque de mortalité en termes monétaires. En nous basant sur des études internationales, nous pouvons attribuer la valeur de 85'000 francs suisses à une année de vie perdue. Pour l'évaluation des coûts immatériels en cas de maladie, nous avons également repris les montants de la disposition à payer publiés dans la littérature internationale. Le calcul des frais de traitement médical et de la perte de production nette (perte de production brute moins consommation propre) se fonde en revanche uniquement sur des données suisses.

Les résultats sont exprimés en **coût des facteurs**, soit après déduction des impôts indirects (TVA, etc.). Cette manière de procéder facilite les comparaisons internationales.

Tableau 3 : Aperçu des coûts unitaires utilisés (en francs suisses et en coût des facteurs, pour l'année 2000)

	DàP	FdT	PPN	Total
Années de vie perdues	85'473	-	4'397	89'870
Jours d'hospitalisation pour maladies des voies respiratoires	775	805	24	1'603
Jours d'hospitalisation pour maladies cardio-vasculaires	775	1'030	24	1'829
Bronchite chronique (adultes)	410'462	6'803	169	417'434
Bronchite aiguë (enfants)	257	54	-	312
Crises d'asthme (adultes ≥ 15 ans)	61	1	12	74
Jours d'activité réduite (adultes ≥ 20 ans)	185	-	12	197

DàP = disposition à payer, FdT = frais de traitement, PPN = perte de production nette

Résultats

La pollution de l'air imputable aux transports engendre des coûts pour 1'626 millions de francs suisses (cf. tableau suivant). Le **trafic routier** est responsable de **94 pour cent** de ce montant, soit **1'525 millions de francs suisses** et le **trafic ferroviaire** des **6%** restants, soit **100 millions de francs suisses** (cf. tableau 4 et graphique 1).

En ce qui concerne le **trafic routier**, **57%** des coûts, soit 871 millions de francs suisses, est dû au **trafic voyageurs**, les **43%** restants, soit 655 millions de francs suisses, sont générés par le **trafic marchandises** (cf. tableau 4 et graphique 1). Les chiffres sont presque inversés pour le **trafic ferroviaire** : le **trafic voyageurs** est à l'origine de **46%** des coûts, soit 46 millions de francs suisses, et le **trafic marchandises** engendre **54%** des coûts, soit 54 millions de francs suisses.

L'**ensemble de la pollution de l'air** – imputable aux transports, à l'industrie, à l'artisanat, aux ménages, à l'agriculture et à la sylviculture – provoque des coûts de la santé pour **4'204 millions de francs suisses**. Ce chiffre correspond à **628 francs suisses par habitant** ou environ 1,12% du PIB.

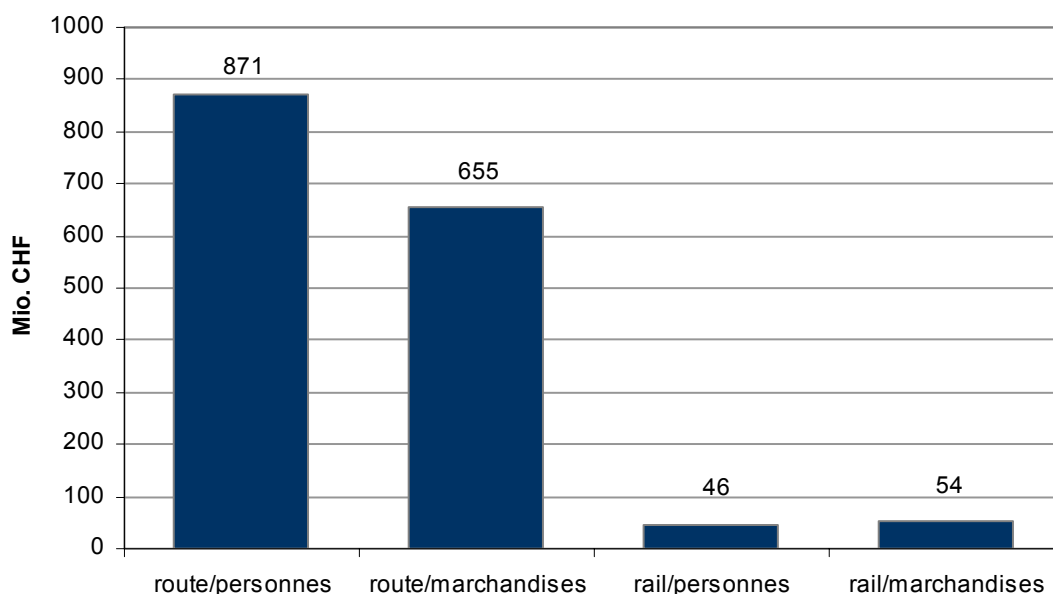
Comme déjà mentionné, l'évaluation des années de vie perdues est centrale pour le résultat global. Près de 81% de l'ensemble des coûts pour la santé sont dus aux décès prématurés ou aux années de vie perdues (ceux-ci sont formés à 95% par des coûts immatériels). Les nouveaux cas de bronchite chronique chez les adultes représentent environ 9,9% des coûts, les jours de réduction de l'activité environ 8,3%. Les quatre autres types de maladie sont d'importance mineure et correspondent à moins de 0,5%.

Tableau 4 : Coûts pour la santé de la pollution de l'air selon les différentes sources de pollution (en millions de francs suisses)

	DàP	FdT	PPN	Total
Trafic routier total	1'448.4	8.6	68.4	1'525.4
Trafic routier voyageurs	826.7	4.9	39.0	870.7
Trafic routier marchandises	621.7	3.7	29.4	654.7
Trafic ferroviaire total	95.1	0.6	4.5	100.2
Trafic ferroviaire voyageurs	43.6	0.3	2.1	45.9
Trafic ferroviaire marchandises	51.6	0.3	2.4	54.3
Total transports	1'543.5	9.2	72.9	1'625.6
Pollution de l'air globale	3'991.6	23.7	188.5	4'203.9

DàP = disposition à payer, FdT = frais de traitement, PPN = perte de production nette

Graphique 1 : Coûts pour la santé de la pollution de l'air selon les différentes sources de pollution (en millions de francs suisses)



L'ensemble des atteintes à la santé peut aussi être converti en coûts unitaires spécifiques par prestation kilométrique ou prestation de trafic. Comme le montre le tableau 5, les **coûts** par véhicule-kilomètre (vhkm) ou par train-kilomètre (trkm) sont, pour le transport tant routier que ferroviaire, **nettement plus élevés pour le trafic marchandises que pour le trafic voyageurs**. Que ce soit pour le trafic voyageurs ou pour le trafic marchandises, **la route engendre des coûts plus élevés** par personne-kilomètre (pkm) et par tonne-kilomètre (tkm) **que le rail**.

Tableau 5 : Coûts unitaires par prestation kilométrique

		Trafic voyageurs	Trafic marchandises
Cts/vhkm	route	1,68	10,10
Cts/trkm	rail	32,6	172,8
Cts/pkm	route	0,99	
	rail	0,31	
Cts/tkm	route		2,98
	rail		0,56

Cts = centimes, vhkm = véhicule-kilomètre, trkm = train-kilomètre, pkm = personne-kilomètre, tkm = tonne-kilomètre

Evaluation des résultats

Les méthodes de calcul utilisées comportent une part inhérente d'incertitude. Comme cela a été mentionné plus haut, nous avons choisi une approche prudente (« at least approach »), c'est-à-dire qu'il faut rester aussi réaliste que possible, mais faire preuve de prudence en cas de doute. C'est pourquoi nous pouvons affirmer que **les coûts présentés ici sont inférieurs aux atteintes réelles à la santé**.

Les éléments suivants confirment cette appréciation :

- Les atteintes à la santé sont évaluées en fonction de la seule charge polluante de PM₁₀. D'autres effets sur la santé, générés par d'autres polluants, indépendants des PM₁₀, ne sont pas compris dans les calculs.
- La pondération des émissions de polluants a été abandonnée malgré de premières indications allant dans le sens d'une toxicité éventuellement plus grande des émissions de particules de combustion par rapport aux émissions de particules mécaniques.
- Pour l'évaluation des années de vie perdues, nous n'avons pas tenu compte du fait que l'espérance de vie de la population allait continuer à augmenter.
- Différentes atteintes à la santé imputables à la charge polluante n'ont pas été prises en compte parce qu'aucune étude épidémiologique fiable n'est disponible à leur sujet ou parce que leur monétarisation pose problème, comme les consultations auprès des médecins de famille, les prescriptions de médicaments et l'automédication.
- En ce qui concerne la morbidité, seuls les effets à court terme de la pollution de l'air sont pris en compte dans la majorité des cas. Les effets à long terme n'ont pas fait l'objet d'un examen suffisant compte tenu des exigences élevées qu'ils posent en matière de méthode, alors que, comme pour la mortalité, ils sont probables. Les effets de la pollution de l'air sur les maladies chroniques ne peuvent donc être considérés qu'en cas de décès.
- Les effets de la pollution de l'air ne sont calculés que pour les groupes d'âge qui ont fait l'objet d'études et dont les résultats sont disponibles. Ainsi, la mortalité des personnes âgées de 1 à 29 ans n'a pas été prise en compte puisque ce groupe d'âge n'a pas été inclus pour l'instant dans les études à long terme. Il est toutefois fort possible que la pollution de l'air induise aussi une augmentation de la mortalité parmi ces personnes.
- Rien n'indique pour l'instant que la pollution de l'air soit sans risque au-dessous d'un certain seuil. Néanmoins, la présente étude ne quantifie les atteintes à la santé qu'à partir d'une concentration de référence de 7,5 µg/m³. De fait, aucune étude n'est actuellement disponible pour des concentrations plus basses.
- Il faut probablement doubler la valeur obtenue pour les coûts immatériels des années de vie perdues qui constituent 75% de l'ensemble des coûts pour la santé. Les montants retenus avec la méthode de la disposition à payer ont en effet été calqués sur ceux qui s'appliquent au contexte des accidents. Or, certains indices montrent déjà que le risque d'exposition à la pollution de l'air, involontaire et incontrôlable, est perçu deux fois (voire trois fois) plus fortement que le risque d'accident, consenti et contrôlable.

- L'évaluation porte sur les années de vie perdues et non sur les décès prématurés, dont la prise en compte ferait pratiquement doubler les coûts pour la santé. En d'autres termes, lors de la conversion de la valeur d'un décès prématuré en valeur d'années de vie perdues, le taux utilisé a été très prudent.
- Enfin, des valeurs prudentes ont généralement été retenues pour la détermination des autres coûts unitaires.

Compendio

Obiettivo e metodo

L'**obiettivo** del presente studio è costituito dal calcolo dei **costi esterni della salute derivanti dall'inquinamento atmosferico provocato dal traffico stradale e ferroviario in Svizzera per l'anno 2000**. I risultati sono suddivisi in trasporto di persone e traffico merci. Inoltre, questo studio determina quali sono i costi della salute imputabili all'inquinamento globale dell'aria (incl. tutte le altre emissioni provocate da industria/artigianato, economie domestiche, agricoltura e selvicoltura).

I costi della salute dovuti all'inquinamento atmosferico rientrano nei cosiddetti **costi esterni** (ogni voce dei costi che non ricade su chi inquina, ma sugli altri). L'inquinamento dell'aria viene causato dagli utenti del traffico, ma a subirne le conseguenze è l'intera società.

Per questo particolare calcolo dei costi della salute, si è scelto il seguente **metodo**:

- La base di riferimento per tutti i calcoli è costituita dall'attuale **esposizione della popolazione agli inquinanti atmosferici**; la cosiddetta "esposizione della popolazione" determinata grazie a un modello di misurazione basato sulle concentrazioni di sostanze nocive nell'aria.
- L'inquinamento atmosferico si manifesta presso la popolazione interessata in **casi più frequenti di malattia** e/o in una **diminuzione della speranza di vita**. Con il rapporto di causalità tra l'esposizione agli inquinanti e la frequenza di morbidità e mortalità (rapporto di causa effetto), si può determinare il numero dei decessi e dei casi di malattia imputabili all'inquinamento dell'aria.
- Per poter infine evincere i costi esterni della salute occorre, con un ultimo passaggio, determinare quali sono le **spese e le perdite (di utilità)** per gli **interessati** e la **collettività** dovute a questi casi supplementari di morte e di malattia.

Per il calcolo dei costi della salute si fa ricorso al **principio territoriale**: i costi delle immissioni degli inquinanti atmosferici in Svizzera sono calcolati trascurando il fatto che una parte delle immissioni è generato all'estero e che una quota delle emissioni svizzere viene trasportata dalle correnti atmosferiche fuori dai confini svizzeri (nel complesso questo particolare bilancio di import-/export risulta tuttavia equilibrato).

Il calcolo di questi costi non può però prescindere da ipotesi e semplificazioni di dati. In questo progetto si è dunque partiti dal principio "il più realistico possibile, nei casi dubbi si scelgono i valori conservativi". Concretamente ciò significa che in caso di incertezze vanno preferite le supposizioni prudenti che tendono a sottostimare i costi effettivi piuttosto che a sopravvalutarli. Nelle pubblicazioni in materia questo principio viene spesso definito anche come **base di calcolo minima e sicura (at least approach)**.

Esposizione della popolazione agli inquinanti atmosferici provocati dal traffico

Nel presente studio, le polveri fini **PM10** (con diametro inferiore ai 10 micron) rappresentano l'**inquinante principale** scelto come base di calcolo. I motivi determinanti all'origine di questa scelta sono due: la correlazione tra l'esposizione alle polveri fini e le ripercussioni sulla salute, da un punto di vista epidemiologico, è stata dimostrata senza dubbi di sorta ed esaminata approfonditamente. Per quel che riguarda il modello degli inquinanti inoltre, l'esposizione alle polveri fini PM10 può essere calcolata con maggiore precisione rispetto alle altre frazioni di polveri (per es. le polveri fini PM2,5 con un diametro inferiore ai 2,5 micron) e verificata sulla base dei dati di misurazione svizzeri.

Per la misurazione delle immissioni è stato utilizzato il modello dell'UFAPF sviluppato dalle società Infrac e Meteotest, il quale prevede la suddivisione del territorio svizzero in un fitto reticolo con maglie di 200 m x 200 m. Per ogni quadrato del reticolo, vengono misurate le **emissioni** primarie e secondarie di PM10. Tra le emissioni primarie rientrano i gas di scarico dei motori a combustione e dei riscaldamenti, le polveri fini provocate meccanicamente dall'abrasione dei freni e degli pneumatici sulla strada nonché tutte le altre possibili particelle fini imputabili ai cantieri, l'agricoltura, le cave di pietra e di ghiaia ecc. Mediante un calcolo della diffusione, le emissioni di PM10 vengono convertite in immissioni di PM10. L'input per il modello di misurazione delle polveri fini PM10 secondarie è costituito dalle carte delle immissioni e dal catasto delle emissioni relativo agli inquinanti precursori (NO₂, SO₂, NH₃ e 32 singoli componenti dei composti organici volatili COV). Infine, i dati delle immissioni vengono confrontati con quelli del censimento federale della popolazione, al fine di determinare l'esposizione alle polveri fini PM10 (esposizione della popolazione).

Tabella 1: Immissioni di PM10 suddivise per fonti di emissione nel 2000

Fonti di emissioni	PM10 medie		Trasporto di persone		Traffico merci	
	µg/m ³	%	µg/m ³	%	µg/m ³	%
Traffico stradale	4,22	22%	2,41	13%	1,81	9%
Traffico ferroviario	0,28	1,4%	0,13	0,7%	0,15	0,8%
Industria / artigianato	7,65	40%	---	---	---	---
Economie domestiche	2,12	11%	---	---	---	---
Agricoltura e selvicoltura	3,33	17%	---	---	---	---
PM10 naturale	1,33	7%	---	---	---	---
(Traffico aereo)	(0,19)	1,0%	---	---	---	---
Totale (attuale esposizione)	19,12	100%	2,53	13%	1,96	10%

Nella tabella 1 viene presentata l'esposizione della popolazione. Nel 2000, la popolazione svizzera era esposta mediamente a valori di **PM10 pari a 19,12 µg/m³**. Il **traffico stradale** genera in media **4,22 µg/m³** di immissioni di PM10, di cui 2,41 µg/m³ dovute al trasporto di persone e 1,81 µg/m³ al traffico merci. Il **traffico ferroviario** invece provoca solo **0,28 µg/m³**

(un fattore 15 volte più basso): $0,13 \mu\text{g}/\text{m}^3$ imputabile al traffico viaggiatori e $0,15 \mu\text{g}/\text{m}^3$ al traffico merci. A titolo di confronto, il **valore massimo delle immissioni** consentito dalla legge è di $20 \mu\text{g}/\text{m}^3$. Nel 2000, il 41% della popolazione era esposta a concentrazioni più elevate.

Casi di malattia e anni di vita perduti dovuti all'inquinamento atmosferico

Oggi non vi sono più dubbi: l'esposizione agli inquinanti dell'aria provoca danni alla salute. In molti studi è stata infatti dimostrata una crescita della mortalità e della morbidità dovuta alla maggiore esposizione della popolazione alle sostanze nocive nell'aria. In particolare queste ricerche hanno rilevato una correlazione tra i valori di esposizione agli inquinanti atmosferici e le **affezioni del sistema respiratorio e cardiocircolatorio**.

Nel presente studio, per il calcolo dei casi di malattia e di morte provocati dall'inquinamento atmosferico, si è ricorso al concetto di **casi attribuibili**, dove per "attribuibile" s'intende la quota di affezioni o di casi di morte riconducibili a un'esposizione della popolazione a una determinata sostanza nociva che oltrepassa il rischio delle persone non esposte a questo inquinante. Per poter dedurre il rapporto di causa effetto tra le concentrazioni di inquinanti atmosferici e la frequenza di singole malattie, sono state considerate numerose ricerche nazionali e internazionali; i dati sono in seguito stati adeguati al contesto svizzero. Nella tabella 2 sono riassunti i risultati. Gli **anni di vita persi** sono stati determinati per la Svizzera mediante un calcolo preciso: l'evoluzione della popolazione vivente nel 2000 è stata integrata in un modello di calcolo, con l'aiuto della probabilità di sopravvivenza fino alla supposta età di morte, tenendo dapprima in considerazione l'inquinamento atmosferico ed escludendolo nel secondo caso (cosa che riduce la probabilità di morte). La differenza tra i due risultati indica il numero di anni di vita perduti. I 42'449 anni di vita perduti a causa dell'inquinamento globale dell'aria (15'399 dovuti al traffico stradale e 1'011 al traffico ferroviario) sono riconducibili ai 3'746 casi di morte prematura (1'359: traffico stradale e 89: traffico ferroviario).

Tabella 2: Visione d'insieme degli anni di vita perduti e dei casi di malattia provocati dall'inquinamento atmosferico nel 2000

Effetti sulla salute	Totale inquinamento atmosferico	Traffico stradale	Traffico ferroviario
Anni di vita perduti	42'449	15'399	1'011
Giorni di ospedalizzazione a causa di affezioni alle vie respiratorie	5'858	2'127	140
Giorni di ospedalizzazione a causa di affezioni cardiocircolatorie	9'780	3'551	233
Bronchiti croniche (persone adulte)	999	363	24
Bronchiti acute (bambini)	39'049	14'088	900
Attacchi di asma (persone adulte)	41'073	14'904	979
Giorni con attività limitata	1'773'821	643'647	42'283

Valutazione dei danni alla salute provocati dall'inquinamento atmosferico

In questo terzo passaggio dello studio vengono quantificati i costi dei danni alla salute. Tra questo particolare tipo di costi rientrano le seguenti voci:

- **Spese delle cure mediche:** comprendono sia i costi delle cure ospedaliere (infrastruttura, medico curante, medicinali, ecc.) che i costi delle cure ambulatoriali (visite mediche, medicinali, ecc.).
- **Perdite di produzione:** l'inquinamento atmosferico provoca malattie che tengono lontano, temporaneamente o definitivamente, le persone dal lavoro.
- **Costi immateriali:** la perdita di benessere, il dolore e la sofferenza della persona interessata. I costi immateriali possono risultare molto più elevati di quelli materiali (spese delle cure mediche e perdite di produzione), in particolare nei casi di morte o malattie croniche.

Nella tabella qui appresso sono rappresentati i costi a dipendenza per le diverse tipologie di malattie. Per dedurre questo tipo di costi, a volte si è dovuto ricorrere a complicate valutazioni. Particolarmente significativa per il risultato globale è la **valutazione** dei costi immateriali **per gli anni di vita perduti**. In queste analisi, viene pure impiegato un cosiddetto **metodo teorico di disponibilità a pagare** (willingness to pay), grazie al quale è possibile monetizzare una riduzione del rischio di mortalità. Sulla base di ricerche internazionali, ad ogni anno di vita perduto viene attribuito un valore di 85'000 CHF. Anche per la valutazione dei costi immateriali in caso di malattia, si fa ricorso alla "willingness to pay" trattata nelle pubblicazioni internazionali in materia. Per il conteggio delle spese delle cure mediche e della perdita di produzione netta (perdita di produzione lorda meno consumo proprio) vengono utilizzati esclusivamente dati svizzeri.

I risultati sono indicati in **costi per fattore**; vale a dire, vengono estrapolate dai costi le imposte indirette (IVA, ecc.), in modo da poter meglio comparare i dati a livello internazionale.

Tabella 3: Visione d'insieme dei parametri di calcolo impiegati (in CHF al costo dei fattori nell'anno 2000)

	WTP	SCM	PPN	Totale
Anni di vita perduti	85'473	-	4'397	89'870
Giorni di ospedalizzazione a causa di affezioni alle vie respiratorie	775	805	24	1'603
Giorni di ospedalizzazione a causa di malattie cardiocircolatorie	775	1'030	24	1'829
Bronchiti croniche (persone adulte)	410'462	6'803	169	417'434
Bronchiti acute (bambini)	257	54	-	312
Attacchi di asma (adulti ≥15 anni)	61	1	12	74
Giorni con attività limitata (adulti ≥20 anni)	185	-	12	197

WTP = willingness to pay, SCM = spese delle cure mediche, PPN = perdita di produzione netta

Risultati

L'inquinamento atmosferico dovuto al traffico genera costi per un totale di 1'626 mio. di CHF (cfr. tabella seguente). Il **traffico stradale** è responsabile del **94% (1'525 mio. di CHF)** dei costi, il **traffico ferroviario** del restante **6% (100 mio. di CHF)** (cfr. tabella e grafico seguenti).

Nel settore del **traffico stradale**, il **57%** dei costi (871 mio. di CHF) è imputabile al **trasporto di persone**, il restante **43%** (655 mio. di CHF) al **traffico merci** (cfr. tabella e cartina seguenti). Nel **traffico ferroviario** la situazione è più o meno opposta: il **traffico viaggiatori** genera il **46%** dei costi (46 mio. di CHF), il **traffico merci invece il 54%** (54 mio. di CHF).

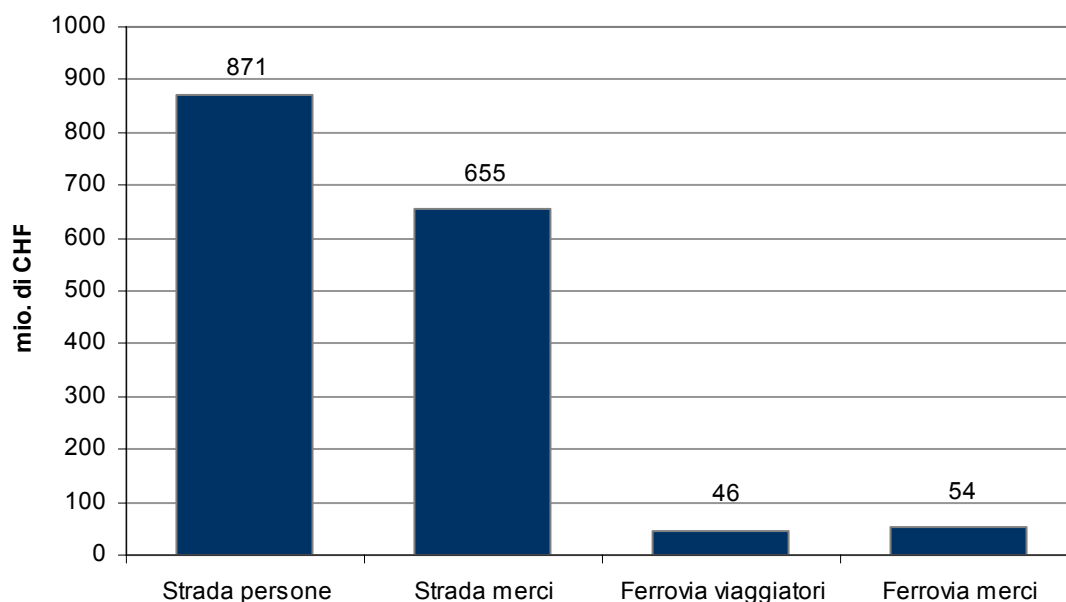
Dall'**inquinamento globale dell'aria**, provocato da traffico, industria, artigianato, economie domestiche, agricoltura e selvicoltura, scaturiscono costi pari a **4'204 mio. di CHF**; ciò corrisponde a **628 CHF pro capite**, oppure, se confrontato con il PIL, a un'ordine di grandezza dell'1,12%.

Come già ricordato, la valutazione degli anni di vita perduti riveste un ruolo fondamentale nel risultato globale: ca. l'81% di tutti i costi della salute sono dovuti ai casi di morte prematura o agli anni di vita perduti (di cui il 95% provocato dai costi immateriali). I nuovi casi di bronchite cronica negli adulti sono all'origine di ca. il 9,9% dei costi, mentre i giorni con attività lavorativa limitata provocano all'incirca l'8,3% dei costi. Le altre quattro tipologie di malattie hanno invece un'importanza secondaria (meno dello 0,5% dei costi).

Tabella 4: Costi dell'inquinamento atmosferico secondo le diverse fonti (in mio. di CHF)

	WTP	SCM	PPN	Totale
Traffico stradale totale	1'448.4	8.6	68.4	1'525.4
Traffico stradale persone	826.7	4.9	39.0	870.7
Traffico stradale merci	621.7	3.7	29.4	654.7
Traffico ferroviario totale	95.1	0.6	4.5	100.2
Traffico ferroviario viaggiatori	43.6	0.3	2.1	45.9
Traffico ferroviario merci	51.6	0.3	2.4	54.3
Traffico totale	1'543.5	9.2	72.9	1'625.6
Inquinamento globale dell'aria	3'991.6	23.7	188.5	4'203.9

WTP = willingness to pay, SCM = spese delle cure mediche, PPN = perdita di produzione netta.

Grafico 1: Costi dell'inquinamento atmosferico secondo le diverse fonti (in mio. di CHF)

I costi globali della salute possono pure essere convertiti in parametri specifici per le prestazioni di trasporto (chilometri percorsi) o per le prestazioni di traffico (tonnellate chilometro). Come evidenziato dai dati della tabella 5, sia nel traffico stradale che in quello ferroviario, i **costi per vkm o per trenokm sono nettamente più elevati nel traffico merci che in quello delle persone**. Nel traffico merci e di persone, la **strada genera costi maggiori per pkm o per tkm rispetto alla ferrovia**.

Tabella 5: Calcolo dei costi per prestazione di trasporto

		Trasporto di persone	Traffico merci
ct/vkm	strada	1,68	10,10
ct/trenokm	ferrovia	32,6	172,8
ct/pkm	strada	0,99	
	ferrovia	0,31	
ct/tkm	strada		2,98
	ferrovia		0,56

ct = centesimi, vkm = veicolo chilometro, trenokm = treno chilometro, pkm = persona chilometro, tkm = tonnellata chilometro.

Valutazione dei risultati

I modelli di calcolo utilizzati per questo studio presentano delle imprecisioni. Come già menzionato, siamo partiti da un approccio che si rifà a una base di calcolo minima e sicura, secondo il principio „il più realistico possibile, in caso d'incertezza si scelgono i valori conservativi“. In generale, quindi, partiamo dal presupposto che i **costi presentati in questo studio sottovalutano gli effettivi danni alla salute**. I seguenti fattori confermano quest'interpretazione dei dati:

- I danni alla salute vengono valutati tenendo in considerazione solo l'inquinante principale PM10. Sono esclusi dai modelli di calcolo gli effetti sulla salute provocati da altre sostanze nocive, indipendenti dalle polveri fini PM10.
- Si rinuncia a una ponderazione delle emissioni di inquinanti, malgrado le prime indicazioni tendano a confermare che le emissioni di particelle di combustione siano più tossiche delle emissioni provocate dalle particelle meccaniche.
- Per quel che riguarda gli anni di vita perduti non si considera il fatto che la speranza di vita della popolazione, in futuro, continuerà ad aumentare.
- Vengono pure trascurate diverse ripercussioni negative sulla salute dovute ad eccessive concentrazioni di inquinanti nell'aria, per le quali non esistono studi epidemiologici affidabili o la cui monetizzazione risulta problematica, come per esempio i casi di consultazione del medico di famiglia, di prescrizione di medicinali e di automedicamento.
- Per la morbidità, nella maggior parte dei casi, si fa riferimento solo agli effetti a breve termine dell'inquinamento atmosferico. Gli effetti a lungo termine, pur essendo verosimili così come quelli relativi alla mortalità, non sono ancora presi sufficientemente in esame a causa delle elevate esigenze connesse ai metodi di calcolo. Gli effetti dell'inquinamento atmosferico sulle malattie croniche possono quindi essere presi in considerazione solo per i casi di morte.
- Gli effetti delle concentrazioni di inquinanti sono stati calcolati solo per le fasce di età in cui erano disponibili i risultati di studi. Non si è tenuto conto, per esempio, della mortalità per il gruppo di età da 1 – 29 anni, poiché per questa fascia fino ad oggi non esistono studi a lungo termine. Si può tuttavia presumere che l'inquinamento atmosferico, anche per questo gruppo di età, comporti un'aumento della mortalità.
- A tutt'oggi non vi è alcuna indicazione che permette di escludere che l'inquinamento atmosferico al di sotto di un certo livello soglia provochi danni alla salute. Malgrado ciò, nel presente studio, vengono quantificati solo i danni alla salute riconducibili a una concentrazione base di inquinanti pari a $7,5 \mu\text{g}/\text{m}^3$, poiché per il momento non esistono ancora ricerche effettuate su concentrazioni più basse.
- I dati dei costi immateriali degli anni di vita perduti che generano più del 75% dei costi globali verosimilmente devono essere moltiplicati per due: la disponibilità a pagare è stata estrapolata da un contesto inerente gli incidenti. Esistono tuttavia indizi che permettono di affermare che il rischio inerente l'inquinamento atmosferico subito involontariamente e senza poter esercitare un controllo sia recepito dalla popolazione come due volte (o addirittura tre volte) più importante del rischio di incidenti controllabile.

- Sono stati valutati gli anni di vita perduti e non i casi di morte prematura, che provocherebbero costi della salute quasi doppi. In altre parole, per convertire il valore di un caso di morte prematura in un dato per il modello di calcolo degli anni di vita perduti, si è tenuto conto di una base minima assolutamente sicura.
- Si sono impiegati valori e dati il più delle volte prudenti anche per determinare gli ulteriori parametri di costo.

Summary

Objective and methodological approach

The **objective** of the present study is to establish the **external health costs caused by air pollution from road and rail traffic** in **Switzerland** in the year **2000**. The results are to be broken down into costs originating from passenger and from freight transport. An additional objective is to determine the health costs that are caused by air pollution overall (including all other emissions from industry/commerce, households and agriculture/forestry).

Health costs caused by air pollution are classified as **external costs**. "External" denotes that part of costs that is borne by others, not by the person whose actions actually resulted in the costs. Air pollution is caused by those who use the roads and railways, but it impacts on the whole of society.

The following **methodological approach** has been chosen to establish air pollution-related health costs:

- The basis of all calculations is the **population exposure to pollution**. This is determined using a pollution exposure model.
- Exposure to pollution is reflected in **additional cases of illness** and/or in a **reduced life expectancy** among the population concerned. With the relationship between pollution exposure and rates of morbidity and mortality (the dose-response-function) the number of air pollution-related cases of illness and death is determined.
- In order to derive health costs from the above figures, a final stage determines which **expenses and (utility) losses** are incurred by the **individuals concerned** and the **general public** as a result of these additional cases of illness and death.

The **territorial principle** is applied to establishing health costs, i.e. the costs of the harmful effects of air pollution in Switzerland are calculated. The fact that some of these harmful effects are caused by pollutants emitted abroad is ignored, as is the consideration that air currents carry some of Switzerland's emissions abroad (imports and exports more or less balance each other out).

It is impossible to calculate air pollution-related health costs without first making assumptions and simplifications. This project is therefore based on the principle of being "as realistic as possible but, if in doubt, conservative". In practice this means that, wherever uncertainties exist, the assumptions that have been made are cautious and will tend to result in actual costs being underestimated rather than overestimated. In the literature, this principle is often referred to as the **at least approach**.

Traffic-related population exposure

PM10 (particulate matter with an aerodynamic diameter of less than 10 µm) was chosen as the **key indicator pollutant** in the context of these calculations. There are two main reasons for this: from the epidemiological viewpoint, the link between exposure to fine particulate matter and impairments to health has been proven beyond doubt and studied in particular depth. From the exposure modelling perspective, exposure to PM10 can be determined with greater accuracy than is the case with other fractions of particulate matter (e.g. PM2.5, particulate matter with an aerodynamic diameter of less than 2.5 µm). The figures can also be checked using Swiss survey data.

The SAEFL (Swiss Agency for the Environment, Forests and Landscape) model, developed by Infras and Meteotest, was used to calculate immissions. This model divides Switzerland up into a fine grid in which each square measures 200 m x 200 m, and records primary and secondary PM10 **emissions** for each cell of the grid. Primary PM10 emissions include exhaust and flue gases from combustion engines and heating systems, fine particles caused mechanically by abrasion to brakes, tyres and road surfaces, as well as all possible forms of fine particles from construction sites, agriculture, quarries, gravel pits, etc. PM10 emissions are converted into PM10 immissions using a propagation calculation. Emission maps and emission registers for precursor pollutants (NO₂, SO₂, NH₃ and 32 VOC components) are used as inputs for modelling secondary PM10. The immissions data are then overlaid with population data taken from the census in order to determine population exposure to PM10.

The table given below shows the population exposure. In the year 2000, the Swiss population was exposed to a mean **PM10 level of 19.12 µg/m³**. **Road traffic** generates an average of **4.22 µg/m³** of PM10 immissions, of which 2.41 µg/m³ is due to passenger transport and 1.81 µg/m³ to freight transport. By contrast, **rail traffic** produces just **0.28 µg/m³** (less by a factor of 15), of which 0.13 µg/m³ comes from passenger transport and 0.15 µg/m³ from freight transport. By comparison: the statutory **immission limit** is 20 µg/m³. In the year 2000, 41% of the population was exposed to a higher level.

Table 1: Contribution to PM10 immissions by individual sources in 2000

Originator group	Mean PM10 output		Passenger traffic		Freight traffic	
	g/m ³		g/m ³		g/m ³	
Road traffic	4.22	22%	2.41	13%	1.81	9%
Rail traffic	0.28	1.4%	0.13	0.7%	0.15	0.8%
Industry/commerce	7.65	40%	---	---	---	---
Households	2.12	11%	---	---	---	---
Agriculture/forestry	3.33	17%	---	---	---	---
Ambient PM10	1.33	7%	---	---	---	---
(Air traffic)	(0.19)	1.0%	---	---	---	---
All (present exposure)	19.12	100%	2.53	13%	1.96	10%

Air pollution-induced illnesses and years of life lost

There is no longer any doubt that airborne pollutants have a negative impact on health. Many studies have provided proof of a rise in mortality and morbidity among the population as exposure to air pollution has increased. It has been shown that **respiratory and cardiovascular conditions** have a particularly close association with the extent of air pollution.

In the present study, the concept of **attributable cases** has been used to determine cases of illness and death that are connected with air pollution. Attributable refers to the proportion of illnesses or deaths that can be ascribed to particular pollutant exposure among the population and that extends beyond the risk associated with the non-exposed population. A large number of national and international studies have been evaluated and transposed into the Swiss context in order to derive the dose-response-function between air pollution and the incidence of individual illnesses. Table 2 summarises the findings. For the first time in Switzerland **years of life lost** have been established using a precise calculation. The development of the population alive in the year 2000 has been modelled up to their deaths using life expectancy figures. The exercise was conducted once with air pollution factored in, and once with this element factored out, which lowers mortality. The difference in the results of the two calculations gives the years of life lost. The 42,449 lost years caused by air pollution exposure overall (15,399 are due to road traffic, 1,011 to rail traffic) are the result of 3,746 premature deaths (1,359 road, 89 rail).

Table 2: Overview of years of life lost and illness caused by air pollution in the year 2000

Health impact	Air pollution overall	Road traffic	Rail traffic
years of life lost	42,449	15,399	1,011
Respiratory hospital admissions (days)	5'858	2'127	140
Cardiovascular hospital admissions (days)	9,780	3,551	233
Chronic bronchitis among adults	999	363	24
Acute bronchitis among children	39,049	14,088	900
Asthma attacks among adults	41,073	14,904	979
Restricted activity days	1,773,821	643,647	42,283

Valuation of air pollution-related health problems

The third stage is to calculate the costs of these health problems. Health costs include the following components:

- **Medical treatment costs:** these include the costs of both inpatient treatment in hospital (infrastructure, doctor, medication, etc.) and outpatient treatment (doctor's appointments, medication, etc.).
- **Output loss:** The health problem caused by air pollution means that people are prevented temporarily or permanently from participating in the workforce.
- **Intangible costs:** intangible costs include the loss of well-being, pain and suffering sustained by the person concerned. In particular in cases of death or chronic illness intangible costs may be significantly larger than material costs (treatment costs and loss of output).

The table given below sets out the cost rates used per health outcome. To derive these cost rates some difficult valuation issues had to be solved. Particularly important to the overall result is the **valuation** of intangible costs in the case of **years of life lost**. To address this, the study applies the **willingness to pay approach**, which is used to express a reduction in the risk of death in monetary units. Based on international studies, the rate for each year of life lost is 85,000 CHF. Willingness to pay rates from the international literature have also been used to place a value on the intangible costs of illness. Swiss data exclusively have been used to determine medical treatment costs and the net loss of output (gross loss of output less own consumption).

The results are given in terms of **factor costs**, i.e. indirect taxes such as VAT, etc. are not included in the cost rates. This improves international comparability.

Table 3: Overview of the cost rates applied (in CHF at factor costs in the year 2000)

	WTP	TC	NLO	Total
Lost year of life	85,473	-	4,397	89,870
Respiratory hospital admissions (days)	775	805	24	1,603
Cardiovascular hospital admissions (days)	775	1,030	24	1,829
Chronic bronchitis among adults	410,462	6,803	169	417,434
Acute bronchitis among children	257	54	-	312
Asthma attacks among adults (= over 15 years)	61	1	12	74
Restricted activity days (adults = over 20 years)	185	-	12	197

WTP = willingness to pay, TC = treatment costs, NLO = net loss of output

Results

Costs totalling 1,626 million CHF result from air pollution caused by traffic (see table below). **Road traffic** is responsible for **94%** of this figure, or **1,525 million CHF**, while **rail traffic** is accountable for the remaining **6%** or **100 million CHF** (see table and figure below).

Within the category of **road traffic**, **57%** of the costs, or 871 million CHF, are attributable to **passenger transport**, with the remaining **43%** or 655 million CHF accrued by **freight transport** (see table and figure below). Where **rail traffic** is concerned, the proportions are roughly reversed: **passenger transport** leads to **46%** of the costs, or 46 million CHF, while **freight transport** produces **54%** or 54 million CHF.

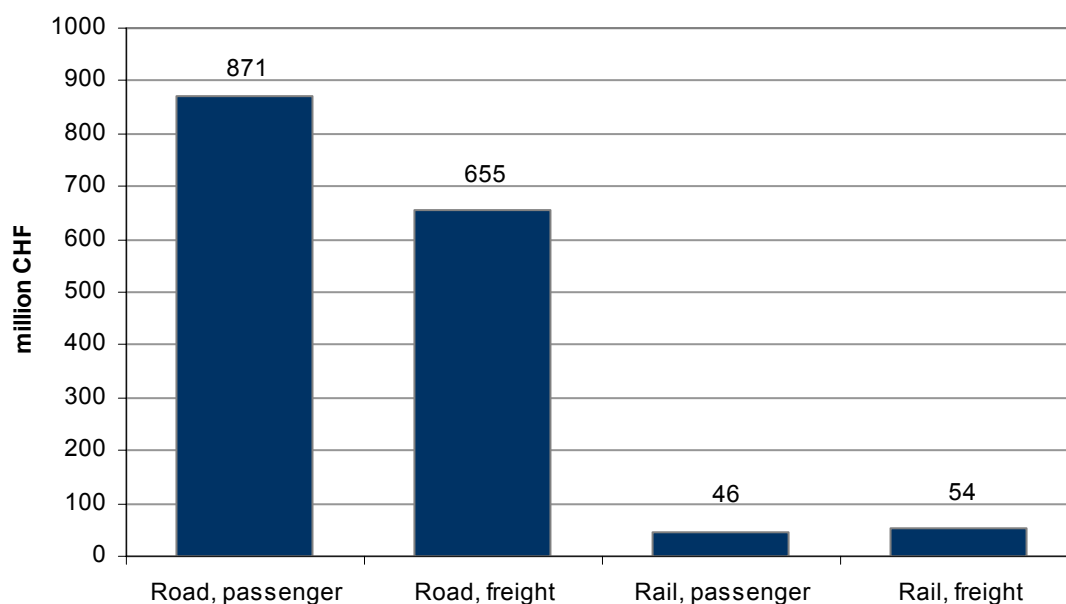
Air pollution overall – caused by traffic, industry, commerce, households, agriculture and forestry – results in costs of **4,204 million CHF**. This figure corresponds to **628 CHF per capita**, or compared to GDP it is in the order of magnitude of 1.12%.

As mentioned above, putting a value on years of life lost is one of the key factors in the aggregate result: just under 81% of all health costs are attributable to premature death or years of life lost (with 95% of this figure accounted for by intangible costs). New cases of chronic bronchitis among adults cause around 9.9% of total costs, while the figure for restricted activity days is approximately 8.3%. The other four health outcomes are much less significant, accounting for less than 0.5%.

Table 4: Costs of air pollution by originator (in million CHF)

	WTP	TC	NLO	Total
Road traffic total	1'448.4	8.6	68.4	1'525.4
Road traffic, passenger	826.7	4.9	39.0	870.7
Road traffic, freight	621.7	3.7	29.4	654.7
Rail traffic, total	95.1	0.6	4.5	100.2
Rail traffic, passenger	43.6	0.3	2.1	45.9
Rail traffic, freight	51.6	0.3	2.4	54.3
Traffic total	1'543.5	9.2	72.9	1'625.6
Air pollution overall	3'991.6	23.7	188.5	4'203.9

WTP = willingness to pay, TC = treatment costs, NLO = net lost output.

Figure 1: Costs of air pollution by originator (in million CHF)

The health costs can also be broken down into specific cost rates per kilometre travelled. As the results in Table 5 show, the **costs** per vehicle or train kilometre are **much higher for freight traffic than for passenger traffic**. From a different perspective, passenger and freight traffic cause **higher costs** per person or tonne kilometre **on the roads than on the railways**.

Table 5: Cost rates per kilometre travelled

		Passenger	Freight
Rp/trainkm	Road	1.68	10.10
	Rail	32.6	172.8
Rp/pkm	Road	0.99	
	Rail	0.31	
Rp/tkm	Road		2.98
	Rail		0.56

Rp = Rappen (=1/100 CHF), vkm = vehicle kilometre, pkm = person kilometre, tkm = tonne kilometre.

Discussion of results

Uncertainties are inherent in the calculations presented here. As mentioned above, we have applied an at least approach, i.e. assumptions have been made according to the principle of being "as realistic as possible but, if in doubt, conservative". Therefore we believe that the

reported costs underestimate the actual impairment to health. This position is supported by the following factors:

- Health impacts have been evaluated with relation to the key indicator pollutant PM₁₀ only. Further health effects caused by other pollutants independent of PM₁₀ are not included in the calculations.
- Pollutant emissions have not been weighted, even though there are preliminary indications that combustion particle emissions may be more toxic than emissions of particles produced by mechanical means.
- The calculations of years of life lost do not factor in the population's increasing life expectancy in the future.
- A variety of health issues caused by air pollution, for which no reliable epidemiological studies exist or which are difficult to monetarise, such as consultations with general practitioners, medication prescriptions and self-medication, are not covered.
- Morbidity relates in most cases only to the short-term effects of air pollution. The long-term effects have not yet been studied to a sufficient extent because of the high requirements of the methodology. Such effects are, however, probable, as in the case of mortality. The impact of air pollution on chronic illnesses can thus be factored in only in the form of deaths.
- The effects of air pollution have been calculated only for those age groups for which study results are available. For example, the mortality of one to 29 year-olds is not covered, because this age group has not, to date, been the subject of long-term studies. We may nonetheless expect that air pollution also leads to an increase in mortality rates among these persons.
- There have so far been no indications that air pollution below a certain threshold offers no cause for concern. This study nonetheless quantifies only impairments to health which occur given a reference concentration of 7.5 µg/m³, as no studies on lower concentrations have yet been published.
- The valuation placed on the intangible costs of years of life lost (which account for more than 75% of the total costs) may have to be doubled as the willingness to pay has been taken from an accident context. There are, however, preliminary indications that the effect on individuals of the involuntary and uncontrollable risk of air pollution is twice (or even three times) that of the voluntary and controllable risk of accident.
- A value has been placed on years of life lost rather than on premature deaths, which would result in health costs that are almost twice as high. In other words, a conservative approach was applied to converting the value of a premature death into the value of a year of life lost.
- In the majority of cases, cautious values were also applied to determine the other cost rates used here.

1 Einleitung

1.1 Umfeld

Im Auftrag des Bundesamtes für Raumentwicklung (ARE) werden alle bestehenden, zum Teil älteren Berechnungen zu den externen Kosten des Strassen- und Schienenverkehrs aktualisiert. Dabei sind die Bereiche Unfallkosten¹, Gesundheit, Lärm und Gebäudeschäden auf den aktuellen Stand zu bringen. Mit der Aktualisierung wird insbesondere dem gesetzlichen Auftrag des Bundes nachgekommen, dass die Berechnungen zu den externen Kosten und Nutzen des Verkehrs periodisch nachzuführen sind und dem aktuellen Stand der Forschung entsprechen müssen.²

Die aktualisierten Ergebnisse wurden für die Verhandlungen über das bilaterale Verkehrsabkommen mit der EU benötigt. Die Studien dienen auch als Grundlage für eine zukünftige Verkehrsträgerrechnung einschliesslich der externen Kosten und als Basis für allfällige Massnahmen im Personen- und Güterverkehr.

In der vorliegenden Studie geht es um den Teilbereich „Gesundheitskosten durch verkehrsbedingte Luftverschmutzung“. Das ARE hat zusammen mit anderen Bundesämtern diese Studie in Auftrag gegeben.

1.2 Zielsetzung

Das **Ziel** der Studie ist, die **externen Gesundheitskosten durch die Luftverschmutzung des Strassen- und Schienenverkehrs** in der **Schweiz** für das **Jahr 2000** zu ermitteln. Dazu sind die Schadstoffbelastung der Bevölkerung, die Zahl der Krankheits- und Todesfälle und die damit verbundenen Kostenfolgen zu aktualisieren.

Die **erwarteten Ergebnisse** lassen sich wie folgt zusammenfassen:

- Total der luftverschmutzungsbedingten Gesundheitskosten nach den beiden Verkehrsträgern Strasse und Schiene
- Differenzierung der Ergebnisse nach Personen- und Güterverkehr

Zusätzlich ist zu ermitteln, welche Gesundheitskosten durch die gesamte Luftverschmutzung (inkl. der weiteren Hauptemittenten von Luftschadstoffen: Industrie/Gewerbe, Haushalte, Land-/Forstwirtschaft) verursacht werden.

¹ Dieser Bericht ist bereits publiziert: Ecoplan (2002), Unfallkosten im Strassen- und Schienenverkehr der Schweiz 1998.

² Vgl. dazu Bundesgesetz über eine leistungsabhängige Schwerverkehrsabgabe vom 19. Dezember 1997, Art. 7, Absatz 3: „Die Berechnung der externen Kosten und Nutzen des Schwerverkehrs wird periodisch nachgeführt. Sie muss dem jeweiligen Stand der wissenschaftlichen Erkenntnisse entsprechen.“

An die Berechnung der externen Gesundheitskosten werden folgende **methodische Anforderungen** gestellt:

- Die Ermittlung der Kosten hat dem neuesten Wissensstand zu entsprechen und die Arbeiten aus dem trinationalen Projekt „Health Costs due to Road Traffic-related Air Pollution“³ sowie aus den europäischen Forschungsprojekten UNITE (2002)⁴ und ExternE⁵ zu berücksichtigen.
- Die Berechnungen sind transparent darzulegen und die getroffenen Annahmen sind explizit auszuweisen.

1.3 Aufbau des Berichts

In Kapitel 2 werden die methodischen Grundlagen diskutiert. Es wird ein Überblick über die berücksichtigten Kostenbereiche und das methodische Vorgehen gegeben. Des Weiteren werden die räumliche Abgrenzung und der Umgang mit Unsicherheiten besprochen.

In Kapitel 3 wird die (verkehrsbedingte) Schadstoffbelastung der Schweizer Bevölkerung ermittelt. Dazu werden die Emissionen der verschiedenen Schadstoffproduzenten mit Hilfe eines Schadstoff-Ausbreitungsmodells in Immissionen umgerechnet. Daraus ergibt sich die sogenannte Bevölkerungsexposition (Schadstoffbelastung der Bevölkerung).

In Kapitel 4 wird aus der Bevölkerungsexposition abgeleitet, wie viele zusätzliche Krankheits- und Todesfälle durch die Luftverschmutzung verursacht werden. Für Todesfälle und verschiedene Krankheitsbilder wird aus der internationalen Literatur bestimmt, wie deren Auftrenshäufigkeit mit zunehmender Luftverschmutzung ansteigt.

In Kapitel 5 werden schliesslich die durch die Krankheits- und Todesfälle verursachten Kosten hergeleitet. Es werden aus der Literatur Kostensätze pro Krankheits- oder Todesfall bestimmt. Damit kann das Endergebnis dieser Studie – die Kosten der (verkehrsbedingten) Luftverschmutzung des Jahres 2000 in der Schweiz – berechnet werden. Die Ergebnisse werden auch mit bisherigen Kostenschätzungen verglichen.

1.4 Vorgehen und Dank

Die Zwischenberichte und der Schlussbericht wurden jeweils mit dem Auftraggeber und der Begleitgruppe diskutiert. Die Anregungen der Begleitgruppe wurden bestmöglich in den Bericht integriert.

Allen Personen und Institutionen, welche die Untersuchung in irgendeiner Form unterstützt haben, danken wir an dieser Stelle bestens.

³ Seethaler R. (1999), Health Costs due to Road Traffic Related-Air Pollution.

⁴ Suter et al. (2002), The Pilote Accounts of Switzerland.

⁵ Vgl. dazu <http://www.externe.info/>.

2 Abgrenzungen und Forschungsdesign

2.1 Berücksichtigte Kostenbereiche

Die Gesundheitskosten der Luftverschmutzung setzen sich aus folgenden Komponenten zusammen:

- **Medizinische Behandlungskosten:** Darunter sind sowohl die Kosten der stationären Behandlung im Spital (Infrastruktur, Arzt, Medikamente etc.) als auch die Kosten der ambulanten Behandlung (Arztbesuche, Medikamente etc.) zu verstehen.
- **Produktionsausfall:** Die durch die Luftverschmutzung beeinträchtigte Gesundheit führt dazu, dass Personen vorübergehend oder dauerhaft nicht als Arbeitskräfte zur Verfügung stehen.
- **Immaterielle Kosten:** Zu den immateriellen Kosten zählen wir den Verlust an Wohlbefinden, Schmerz und Leid bei der betroffenen Person. Die immateriellen Kosten können insbesondere bei Todesfällen oder chronischen Erkrankungen wesentlich grösser sein als die materiellen Kosten (Behandlungskosten und Produktionsausfall).

Alle Kosten, die durch die Luftverschmutzung des Jahres 2000 entstehen, fliessen in die Berechnungen ein. Dabei werden auch jene Kosten berücksichtigt, welche erst nach dem Jahr 2000 anfallen (z.B. medizinische Behandlungskosten, Produktionsausfall usw.). Wenn im Folgenden also von Gesundheitskosten gesprochen wird, dann sind damit immer alle Folgekosten (auch die zukünftigen) der Luftverschmutzung des Jahres 2000 gemeint.

Bei den in diesem Bericht hergeleiteten Gesundheitskosten der Luftverschmutzung handelt es sich um sogenannte **externe Kosten**: Als externe Kosten wird jener Teil der Kosten bezeichnet, der nicht von den Verursachenden, sondern von anderen getragen wird.⁶ Die Luftverschmutzung gilt als typisches Beispiel für externe Kosten: Die Luftverschmutzung wird durch die Verkehrsteilnehmenden verursacht, belastet aber die gesamte Gesellschaft. Somit werden die Kosten der Luftverschmutzung nicht von den Verkehrsteilnehmenden bezahlt.⁷

2.2 Überblick über das methodische Vorgehen

Für die Ermittlung der luftverschmutzungsbedingten Gesundheitskosten wird von einem Ursachen–Wirkungskette ausgegangen wie sie in Grafik 2-1 dargestellt ist und im Folgenden kurz erläutert wird.

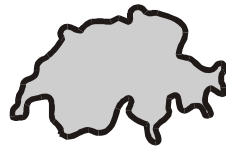
⁶ Im Gegensatz zu den externen Kosten werden die internen Kosten von den Verkehrsteilnehmenden selbst bezahlt (z.B. Benzinkosten, Zeitaufwand etc.).

⁷ Erst ansatzweise werden die externen Kosten der Luftverschmutzung internalisiert wie z.B. bei der LSVA (leistungsabhängigen Schwerverkehrsabgabe).

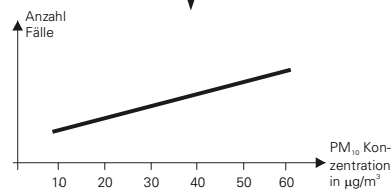
Grafik 2-1: Gesundheitskosten: Ergebnis einer komplizierten Ursachen-Wirkungskette

Luftverschmutzungs-Kataster

Bevölkerungs-Kataster



Verteilung der Schadstoff-
belastung in der Bevölkerung



Belastungs-Wirkungsbeziehung
zwischen Luftverschmutzung und
Anzahl Todes- und Krankheitsfällen



Anzahl luftverschmut-
zungsbedingter Krank-
heits- und Todesfälle

Produktionsausfall
Behandlungskosten
Leiden und Schmerzen

Gesundheitskosten
pro Fall



Externe Gesundheits-
kosten durch Luftver-
schmutzung

Luftverschmutzung

Epidemiologie

Ökonomie

Grundlage für die Ermittlung der Gesundheitskosten ist die Kenntnis über die aktuelle **Schadstoffbelastung der Bevölkerung**, die sogenannte Bevölkerungsexposition. Die Bevölkerungsexposition ergibt sich aus der Überlagerung der lokalisierten Schadstoffkonzentrationen (Immissionskataster) mit der jeweiligen Bevölkerungsdichte vor Ort (Bevölkerungskataster). Die Schadstoffkonzentrationen werden unter Beachtung verschiedener chemischer Transformations- und physischer Verfrachtungsprozesse aus den Schadstoffemissionen der einzelnen Emittenten (Verkehr, Industrie und Gewerbe, Haushalte, Landwirtschaft) gewonnen.

Die Schadstoffbelastung bewirkt bei der betroffenen Bevölkerung gemäss einer Vielzahl epidemiologischer Untersuchungen eine Beeinträchtigung des Gesundheitszustandes. Diese Beeinträchtigung kann sich in **zusätzlichen Krankheitsfällen** äussern und/oder die **Lebenserwartung** der betroffenen Personen **schmälern**. Mit dem Zusammenhang zwischen Schadstoffbelastung und der Auftretenshäufigkeit von Morbidität und Mortalität (sogenannte Belastungs-Wirkungsbeziehung oder dose-response-function) lässt sich die Zahl der luftverschmutzungsbedingten Krankheits- und Todesfälle bestimmen.

Um daraus die Gesundheitskosten zu berechnen, muss in einem letzten Arbeitsschritt bestimmt werden, welche **Aufwendungen und (Nutzen-)Verluste** für die **Betroffenen** und die **Allgemeinheit** durch diese zusätzlichen Krankheits- und Todesfälle entstehen. Dazu müssen verschiedene schwierige Bewertungsfragen (wie z.B. die Bewertung eines erhöhten Sterberisikos) gelöst werden. Mit Kostensätzen pro Krankheits- oder Todesfall lassen sich dann die gesamten Gesundheitskosten der Luftverschmutzung berechnen.

2.3 Räumliche Abgrenzung

Das Modell erlaubt die Berechnung von Morbiditäts- und Mortalitätsfällen sowie der Gesundheitskosten, die durch die Luftschadstoff-Immission auf Schweizer Gebiet entstehen (**Territorialprinzip**). Dabei sind implizit auch Gesundheitskosten enthalten, die durch Schadstoffanteile ausgelöst werden, die im Ausland emittiert und durch Windströmungen in die Schweiz verfrachtet werden. Damit werden ausländische Emissionsquellen zu Mitverursachern von Gesundheitsschäden und -kosten. Umgekehrt sind Gesundheitsschäden und -kosten im Modell nicht enthalten, welche an der ausländischen Bevölkerung durch Schadstoffe entstehen, die in der Schweiz emittiert und vom Wettergeschehen ins benachbarte Ausland verfrachtet werden.

Wenn der Austausch von Schadstoffen über die Schweizer Grenzen hinweg ausgeglichen ist, wenn also importierte und exportierte Schadstoffmengen ungefähr gleich gross sind, werden auch die „importierten“ und „exportierten“ Gesundheitskosten ungefähr ausgeglichen sein. Das Wort „ungefähr“ ist deshalb wichtig, weil neben der reinen Mengenbetrachtung auch die räumliche Verteilung der Bevölkerung eine Rolle spielt. Selbst wenn sich Import- und Exportmengen genau die Waage halten, brauchen die Gesundheitskosten nicht genau ausba-

lanciert zu sein, weil die Zahl betroffener Einwohner im In- und Ausland unterschiedlich sein wird. Zumindest die Frage nach Import- und Exportmengen ist bereits untersucht worden:⁸ Für die Schweiz kann die Bedingung für eine ausgeglichene Import-/Exportbilanz für den Leitschadstoff Feinstaub (vgl. Kapitel 3.2.1) auf Grund von Modellrechnungen als genügend gut erfüllt bezeichnet werden (der Import an partikulärem Nitrat, Ammonium und Sulfat beträgt zusammen 20'300 t pro Jahr, der Export 20'000 t pro Jahr; Import und Export von primärem Material wurde bisher noch nicht untersucht).

Eine getrennte Bestimmung aller Anteile an den Gesundheitskosten im In- und Ausland ist nur mit Hilfe eines gesamt-europäischen Emissions-Immissionsmodell möglich. Ein solches ist zur Zeit nur bei EMEP⁹ verfügbar, allerdings besitzt es eine zu grobe räumliche Auflösung (50km x 50km), um die gesuchten Bevölkerungsexpositionen zu modellieren.¹⁰

Die Schadstoffexposition wird in dieser Studie nach dem **Wohnort** berechnet. Der Arbeitsort wird aus verschiedenen Gründen nicht berücksichtigt: Einerseits werden Effektschätzer in der Epidemiologie ebenfalls mit der Schadstoffexposition am Wohnort ermittelt. Andererseits würde die Berücksichtigung eines Aktivitätsmusters sehr hohe Datenanforderungen stellen, die kaum zu erfüllen wären.

Es stellt sich noch die Frage, ob die Ergebnisse räumlich aufgeteilt werden sollen. Im BU-WAL-Immissionsmodell wurde für das Bezugsjahr 1997 eine räumliche Kategorisierung vorgenommen, indem fünf Standorttypen unterschieden wurden (Stadtzentren, Agglomerationen mit / ohne direkter Verkehrsexposition, ländliche Standorte mit / ohne direkter Verkehrsexposition). Im vorliegenden Projekt sprechen jedoch zwei Gründe dagegen, diese (oder eine andere) Unterteilung zu verwenden:

- Erstens nimmt die Ungenauigkeit der Resultate bei zunehmender räumlicher Differenzierung zu. Wie aus der Statistik bekannt, wird die Ungenauigkeit verringert, wenn die statistische Gesamtheit vergrössert wird (und umgekehrt). Für den vorliegenden Fall bedeutet das, dass die Übereinstimmung zwischen Modell- und Messwerten im Mittel über möglichst viele Messstandorte zwar gut sein kann. Wenn aber die Schweiz in fünf Kategorien aufgeteilt wird, so wird die Übereinstimmung pro Kategorie schlechter und nur im Mittel über alle Kategorien gut werden. Dieses Argument gilt umso mehr als die Immissionen getrennt nach den Verursachergruppen (Strassenverkehr Personen/Güter, Schienenverkehr Personen/Güter, Industrie/Gewerbe, Haushalte, Land-/Forstwirtschaft) berechnet werden. Mit dieser Aufteilung nimmt man in Kauf, dass die relative Genauigkeit bei den einzelnen Verursachern geringer ist als in der Summe aller Verursacher. Wenn nun zusätzlich jede Verursachergruppe noch einmal nach fünf weiteren Kategorien aufgeschlüsselt

⁸ TRANSBOUNDARY ACIDIFICATION AND EUTROPHICATION IN EUROPE, EMEP Summary report. Report 1/00, Date: July 2000, CCC & MSC-W, ISSN 0332-9879.

⁹ Co-operative Programme for Monitoring and Evaluation of Long-range Transmissions of Air Pollutants in Europe (Convention on Long-range Transboundary Air Pollution 1979).

¹⁰ Das im Folgenden verwendete Schweizer Modell verfügt über eine Auflösung von 200m x 200m.

selt würde, würde sich die Genauigkeit nochmals vermindern, und zwar quadratisch.¹¹ Die Unsicherheiten wären dann so gross, dass ein Vergleich zwischen den einzelnen Kategorien fragwürdig wäre.

- Zweitens soll nach Wunsch des Auftraggebers eine räumliche Kategorisierung nur dann vorgenommen werden, wenn dieselbe Kategorisierung auch im Projekt Lärmkosten¹² benutzt werden kann. Beim Lärm treten jedoch ähnliche Probleme auf wie hier: Eine räumliche Kategorisierung würde die bereits relativ hohe Unsicherheit weiter erhöhen.

Aus diesen Gründen wird in der vorliegenden Studie auf eine räumliche Kategorisierung verzichtet.

2.4 Der Umgang mit Unsicherheiten

Die Berechnung der luftverschmutzungsbedingten Gesundheitskosten lässt sich nicht ohne Annahmen und Vereinfachungen durchführen. In der folgenden Grafik sind die wichtigsten Berechnungsschritte sowie die erforderlichen Datengrundlagen abgebildet.

Bei jedem Übergang von einem Teilergebnis zum nächsten sind zusätzliche Funktionen bzw. Zusammenhänge und Bewertungsansätze gefordert. Entsprechende Beispiele sind in der Grafik aufgeführt: Emissionsfunktionen, Windverhältnisse, Belastungs-Wirkungsbeziehungen zur Ermittlung der Anzahl Krankheits- und Todesfälle aus der Bevölkerungsexposition; Kostensätze zur Bewertung von Gesundheitsschäden. Nebst den „Übergangsfunktionen“ sind z.T. auch zusätzliche Datengrundlagen erforderlich, um die notwendigen Berechnungen vornehmen zu können (geographische Verteilung der Bevölkerung, Grundhäufigkeit von Erkrankungen in der Schweizerischen Bevölkerung).

Oft liegen diese Grundlagen nicht in der gewünschten Form, nur teilweise, nur in Bandbreiten oder nur mit Lücken vor. In Einzelfällen stehen die gewünschten Informationen überhaupt nicht zur Verfügung.

Annahmen und Vereinfachungen sind daher wie bereits erwähnt unumgänglich. Dabei wird in diesem Projekt vom Grundsatz ausgegangen „so realistisch wie möglich, im Zweifelsfall jedoch konservativ“. Konkret bedeutet dies, dass bei Unsicherheiten vorsichtige Annahmen getroffen werden, die eher zu einer Unter- als einer Überschätzung der tatsächlichen Kosten führen. In der Literatur wird dieser Grundsatz häufig auch als **at least Ansatz** bezeichnet.

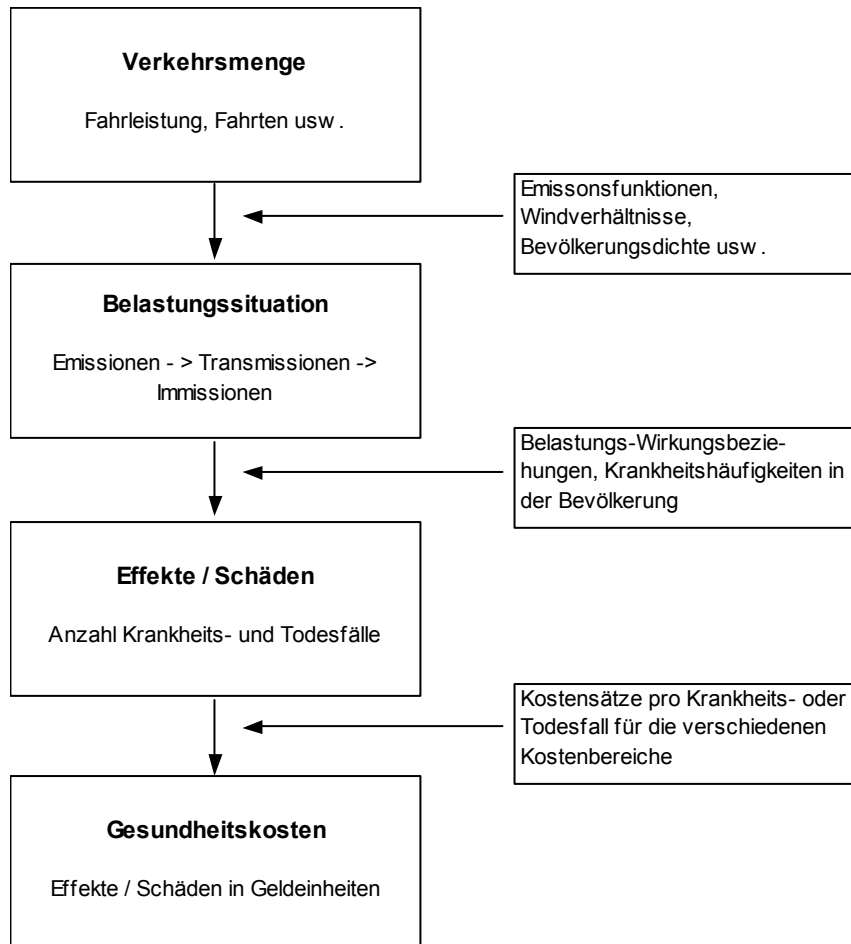
Zusätzlich werden zu den Berechnungen wo möglich auch Vertrauensintervalle ausgewiesen, um einen Hinweis auf das Ausmass der Unsicherheiten zu geben. Ergänzend werden für die Schlussergebnisse Sensitivitätsanalysen durchgeführt. Damit soll aufgezeigt werden,

¹¹ Realistisches Zahlenbeispiel für die relativen Fehler: Wenn die gesamte PM10-Immission sich aus 7 einzelnen Verursachern und diese wiederum aus je fünf Kategorien zusammensetzen (insgesamt 35 Unteranteile) so können die relativen Fehler wie folgt lauten: Gesamte PM10-Immissionen 20%, die 7 Anteile je 50%, die 35 Unteranteile je 120%.

¹² Ecoplan et al. (2004), Externe Lärmkosten des Strassen- und Schienenverkehrs.

welche Bedeutung kritische Annahmen für die Höhe der gesamten Gesundheitskosten der Luftverschmutzung haben.

Grafik 2-2: Wichtigste Berechnungsschritte mit erforderlichen Datengrundlagen und Funktionen



3 Verkehrsbedingte Schadstoffbelastung der Bevölkerung

3.1 Einleitung

Der Teilauftrag Schadstoffexposition umfasst die Modellierung der geeigneten Luftschadstoffe und die Berechnung der Schadstoffexposition der Bevölkerung.

Die gesuchte Schadstoffexposition soll nach den Verkehrsträgern Strasse, Schiene sowie nach Personen-/Güterverkehr unterscheiden. In einem, vom ARE gewünschten Zusatzmodul soll die Schadstoffexposition auch nach weiteren Emittentengruppen differenziert werden können, so dass sich die Gesundheitskosten nach folgenden Emittentengruppen aufschlüsseln lassen:

- Verkehr: Strasse und Schiene, je separat für Personen- und Güterverkehr,
- Industrie (inkl. Gewerbe),
- Haushalte,
- Land- und Forstwirtschaft,
- Natürliche PM10-Quellen.

Dabei gilt es konkret, die Anteile der Bevölkerung in den Schadstoffklassen $0-5 \mu\text{g}/\text{m}^3$, $5-10 \mu\text{g}/\text{m}^3$ etc. zu berechnen. Aus Sicht der Epidemiologie ist eine weitere Differenz nach Altersklassen erforderlich, weil mehrere Krankheitsbilder, welche durch die Luftverschmutzung verursacht oder verstärkt werden, spezifische Altersgruppen betreffen, nämlich:¹³

- alle EinwohnerInnen,
- EinwohnerInnen 0-14 Jahre,
- EinwohnerInnen 30 Jahre und älter.

In den folgenden Unterkapiteln wird die Wahl des Schadstoffs begründet, das Schadstoffbelastungsmodell kurz beschrieben sowie die Resultate vorgestellt und kommentiert.

3.2 Schadstoffbelastungsmodell der Schweiz

3.2.1 Wahl des Schadstoffes

a) PM10 als optimaler Leitschadstoff

Aus Sicht Luftreinhaltung und Schadstoffmodellierung gibt es Einschränkungen für die Wahl der Schadstoffe. Das erste Kriterium ist die Verfügbarkeit einer Immissionskarte. Nicht alle

¹³ Zu möglichen Krankheitsbildern, die spezifisch die Altersgruppe 15-29 Jahre betrifft, existieren keine publizierte Untersuchungen.

lufthygienisch interessanten Luftschadstoffe sind für die Schweiz bisher modelliert worden, weil jede Modellierung mit beträchtlichem Aufwand verbunden ist. Für die folgenden Schadstoffe wurden bisher Immissionskarten generiert:

- Staubpartikel mit Durchmesser kleiner als 10 Mikrometer (Abkürzung PM10: particulate matter < 10 μm) und Staubpartikel mit Durchmesser kleiner als 2.5 Mikrometer (PM2.5). Das bedeutet, dass PM2.5 eine Fraktion von PM10 ist (in der Schweiz beträgt der Anteil des PM2.5 am PM10 im Mittel ca. 75% der Partikelmasse).
- Benzol,
- Stickstoffdioxid (NO_2),
- Schwefeldioxid (SO_2).

Einer dieser fünf Schadstoffe kommt damit für die Expositionsrechnung in Frage. Wie aus toxikologischen Untersuchungen hinlänglich bekannt ist, haben die verschiedenen Luftschadstoffe je ihre eigene Art, die menschliche Gesundheit zu beeinträchtigen. In epidemiologischen Versuchen, in denen Reaktionen auf das tatsächlich vorkommende Gemisch von Schadstoffen identifiziert werden, hat sich in den vergangenen zehn Jahren herausgeschält, dass viele Symptome die höchsten Korrelationen mit dem Feinstaub, PM10 und PM2.5, zeigen. Damit erhält der Feinstaub die Rolle eines Leitschadstoffes, die Korrelationen mit den gasförmigen Schadstoffen NO_2 , Benzol und SO_2 sind demgegenüber weniger gut. Aus diesen Überlegungen wird die Wahl des Schadstoffs auf eine der beiden Feinstaubfraktionen PM10 oder PM2.5 eingeschränkt.

Aus Sicht der Schadstoffmodellierung muss dem PM10 gegenüber dem PM2.5 den Vorzug gegeben werden. Weil die Luftreinhalte-Verordnung (LRV) Grenzwerte für PM10 definiert, wird diese Fraktion des Feinstaubes seit 1998 an mehr als 40 Orten in der Schweiz gemessen, analysiert und interpretiert. Damit ist der Kenntnisstand heute bereits sehr hoch, wovon natürlich auch die Modellierung profitiert und was sich in einer laufenden Verbesserung der Modellqualität zeigt. PM2.5 hingegen wird nur an wenigen Standorten gemessen. Der Kenntnisstand ist entsprechend kleiner und die Möglichkeit, Modellwerte an Hand von Messwerten zu prüfen, ist bedeutend geringer. Was für die Immissionen gilt, trifft auch für die Emissionen zu. Auch hier sind die Anteile des PM10 am Gesamtstaub besser bekannt und dokumentiert als für die Fraktion PM2.5. Die Emissionen spielen in der Modellierung die Rolle der Eingabedaten. Je ungenauer diese sind, umso grösser wird die Unsicherheit auf der Seite der Immissionsresultate. Die Unsicherheiten auf der Emissions- und auf der Immissionsseite tragen zu einer Verminderung der Genauigkeit in den gesuchten Schadstoffexpositionen bei. Der Vorschlag für die Wahl des PM10 als Schadstoff für den Forschungsauftrag gründet damit auf der Genauigkeit der Modellresultate.

In der Startphase des Forschungsauftrags wurde die Frage des Leitschadstoffs im Projektteam und zusammen mit der wissenschaftlichen Begleitgruppe eingehend diskutiert. Die Gruppe war sich in der Wahl des PM10 einig.

b) Ozon

Ein Spezialfall stellt das bisher nicht erwähnte Ozon dar, welches akute Schädigungen während der kurzfristigen Ozonspitzen an sommerlichen Nachmittagen verursacht. Die Ozonspitzen lassen sich zwar modellieren, ihr Anteil an den Gesundheitskosten wird auf ca. 10% geschätzt¹⁴. Der modellierbare Parameter, die Zahl von Stunden über dem Grenzwert von 120 $\mu\text{g}/\text{m}^3$, sind jedoch zur Abschätzung der Gesundheitsschäden aus medizinischer Sicht nicht optimal. Adäquater wäre das 8h-Maximum (bevölkerungsgewichtet), welches aber bisher noch nicht modelliert worden ist. Deshalb wird auf die Berechnung von Gesundheitskosten durch Ozon verzichtet (so weit dessen Schäden nicht bereits unter jenen des Leitschadstoffs PM10 subsummiert sind).

3.2.2 Modellkonzept für die Erstellung der Immissionsdaten

Eine detaillierte Beschreibung des Partikelmodells findet sich in der BUWAL-Publikation „Modelling of PM10 and PM2.5 Ambient Concentrations in Switzerland 2000 and 2010“¹⁵. Die folgenden Abschnitte rekapitulieren die verschiedenen Teile des BUWAL-Modells in kurzer Form.

a) Inputdaten für das BUWAL-Modell

Von jeder Emittentengruppe (Strassenverkehr, Schienenverkehr, Industrie/Gewerbe, Land- und Forstwirtschaft) wird die PM10-Emissionsfracht zum Bezugsjahr 2000 räumlich aufgelöst auf einem Gitter mit Maschenweite 200 m x 200 m eingegeben. Darunter fallen alle Emissionen, welche in der Form von Feinstaub in Verbrennungsabgasen aus Auspuffen und Kaminen emittiert werden sowie sämtliche auf mechanische Weise erzeugte Feinstäube wie zum Beispiel Abriebe von Pneu, Strassenbelag, Bremsklötzen (Schienenverkehr) sowie Feinstäube aus Steinbrüchen, Kieswerken und Baustellen (Schleifen usw.). Diese Emissionen werden als „**primäres**“ **PM10** bezeichnet.

Für die Modellierung von **sekundärem PM10** dienen Immissionskarten und Emissionskataster von Vorläufersubstanzen als Input:

- Immissionskarten NO_2 und SO_2 ,
- Emissionskataster mit 32 VOC-Komponenten,
- Emissionskataster mit VOC aus schweizerischen Wäldern (Vorläufer für natürliches PM10).

¹⁴ WHO/UNECE (2004) Modelling and Assessment of the Health Impact of PM and Ozone.

¹⁵ INFRAS/METEOTEST (2003) Modelling of PM10 and PM2.5 ambient concentrations in Switzerland 2000 and 2010, S.19-42.

Aus der Analyse von Messdaten werden einfache Vorgaben für PM10-Immissionen aus **ausländischen Emissionsquellen** und für **natürliche PM10-Quellen** abgeleitet (biologisches Material wie Pollenbruchstücke, Erosion und Sahara Staub).

Als weiterer Input fliesst in das Modell der Hektarraster des Bundesamts für Statistik mit den **Einwohnerdaten ein**.

b) Immissionsmodellierung

Unter Berücksichtigung der meteorologischen Verhältnisse werden die Emissionen von primärem PM10 mit Hilfe einer Ausbreitungsrechnung in PM10-Immissionen umgewandelt.

Ebenso werden die VOC-Emissionen mit einer Ausbreitungsrechnung in Immissionsanteile „organisches Material“ transformiert.

Die Sulfat- und Nitratanteile werden berechnet. Unter der Annahme der vollständigen Neutralisation von Sulfat und Nitrat können die Ammoniumanteile bestimmt werden.

Aus dem Ausland importierte Immissionen, sowohl primäre wie auch sekundäre PM10, werden den schweizerischen Immissionen überlagert.

Die Umsetzung der Modellrechnungen erfolgt in einem geografischen Informationssystem.

c) Outputdaten des BUWAL-Modells

Das BUWAL-Modell liefert als Ergebnis die PM10-Immission im Jahresmittel mit einer räumlichen Auflösung von 200 m x 200 m. Die Immissionen sind kartografisch darstellbar zusammen mit Elementen der Landeskarten (Grenzen, Gewässer).

Das Resultat für das Jahr 2000 ist in der BUWAL Schriftenreihe Umwelt-Materialien Nr. 169 publiziert.¹⁶ Ein Blick in die Vergangenheit zeigt, dass seit Ende der Achtziger Jahre die PM10-Blastung leicht abgenommen hat, wenigstens bis 2000. In den Jahren 2001-2003 ist die Belastung wieder etwas gestiegen. Messreihen sind auf der Website des BUWAL publiziert.¹⁷

Zusätzlich wird die Bevölkerungsexposition ermittelt: Aus der Überlagerung von Immissions- und Einwohnerkarte kann die Anzahl Einwohner pro Immissionsklasse 0-5 $\mu\text{g}/\text{m}^3$, 5-10 $\mu\text{g}/\text{m}^3$, 10-15 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ etc. ausgezählt werden.

¹⁶ INFRAS/METEOTEST (2003), Modelling of PM10 and PM2.5 Ambient Concentrations in Switzerland 2000 and 2010, S. 102.

¹⁷ http://www.umwelt-schweiz.ch/cgiluft/m_seit1988.pl?lang=de

3.2.3 Konzept für die erweiterte Expositionsrechnung

Für die vorliegende Forschungsarbeit stellen die Outputs des BUWAL-Modells eine wichtige Grundlage dar, sie reichen aber noch nicht aus, um die gesuchten Schadstoffexpositionen zu berechnen. Um den Einfluss der einzelnen Emissionskategorien Strassen-, Schienenverkehr, Industrie/Gewerbe etc. separieren zu können, müssen die Immissionsanteile entsprechend feiner aufgeschlüsselt werden:

- Bei den primären PM10-Anteilen ist die Unterscheidung bereits in den Emissionskatastern vollzogen. Alle Emittentengruppen werden als einzelne Emissionskataster generiert und in Immissionskataster umgerechnet.
- Die sekundären PM10-Anteile mit Quellen in der Schweiz - Nitrat, Ammonium, Sulfat und organisches Material – werden entsprechend den Emissionen ihrer Vorläufersubstanzen aufgegliedert: Zum Beispiel stammen 27.6 % der schweizerischen NO_x-Emissionen aus dem Personen-Strassenverkehr. Vom modellierten Nitrat aus schweizerischen NO_x-Quellen werden deshalb 27.6 % dem Personen-Strassenverkehr zugeordnet. Mit den übrigen Emittenten wird gleich verfahren, ebenso mit den weiteren, sekundären PM10-Anteilen. Die folgende Tabelle zeigt die verwendeten Emissionsanteile:

Tabelle 3-1: Emissionsanteile Vorläufersubstanzen

Immissionskomponente	Nitrat	Ammonium	Sulfat	org. Material	
Vorläuferemission	NO _x	NH ₃	SO ₂	NMVOC	Datenquellen
Immissionskategorie	Anteile Vorläuferemissionen %				
Strassenverkehr Personen	27.6%	1.9%	3.6%	10.9%	SRU 255+
Strassenverkehr Güter	24.1%	0.1%	1.9%	1.9%	SRU 255+
Schienenverkehr Personen	0.0%	0.0%	0.0%	0.0%	UM 49
Schienenverkehr Güter	0.5%	0.0%	0.0%	0.0%	UM 49
Industrie/Gewerbe	30.0%	3.3%	68.8%	53.2%	SRU 256
Haushalte	7.3%	0.2%	24.8%	9.3%	SRU 256
Land-/Forstwirtschaft	10.5%	94.5%	0.9%	7.8%	SRU 256
Natürliche Quellen	0.0%	0.0%	0.0%	16.9%	Spirig&Neftel
Summe	100.0%	100.0%	100.0%	100.0%	
	↓	↓	↓	↓	
Immissionskomponente	Nitrat	Ammonium	Sulfat	org. Material	

Datenquellen: SRU 255+: INFRAS (2000); UM 49: EWE/TTM (1996); Spirig & Neftel (2001).

Für die aus dem Ausland importierten Immissionen müssen sowohl die primären wie auch die sekundären PM10-Anteile aufgeteilt werden. Dazu werden die Emissionen aus den Nachbarländern Frankreich (F), Deutschland (D), Italien (I) und Österreich (A) analysiert und nach Emittenten zerlegt. Es werden CORINAIR-Daten der European Environment Agency 1994 verwendet (CORINAIR 1994), weil nur für dieses Jahr genügend differenzierte Daten vorliegen. Sie werden mit Hilfe der schweizerischen Entwicklung 1994-2000 an das Bezugsjahr 2000 angepasst.

Tabelle 3-2: Aufteilung der aus dem Ausland importierten PM10-Immissionen nach Komponenten und nach Emissionsquellen

Immissionskategorie	Anteile Vorläuferemissionen F, D, I, A			
	NO _x	NH ₃	SO ₂	PM10
Vorläuferemission				
Strassenverkehr Personen	22%	2%	1%	12%
Strassenverkehr Güter	29%	0%	2%	11%
Schienenverkehr Personen	0%	0%	0%	0%
Schienenverkehr Güter	0%	0%	0%	0%
Industrie/Gewerbe	43%	3%	88%	37%
Haushalte	7%	0%	9%	29%
Land-/Forstwirtschaft	0%	95%	0%	11%
Summe	100%	100%	100%	100%
	↓	↓	↓	↓
Immissionskomponente	Nitrat	Ammonium	Sulfat	PM10

3.3 Bevölkerungskataster

Die Berechnung der Bevölkerungsexposition basiert auf den Hektardaten des Bundesamts für Statistik (BFS), welche ihrerseits auf den Erhebungen der Volkszählungen beruhen¹⁸. Bis vor kurzem wurden noch die Bevölkerungsdaten aus der Volkszählung 1990 benutzt. Zur Zeit ist das BFS daran, die Aktualisierung mit den Daten der Volkszählung 2000 auszuführen. Die Arbeit ist noch nicht abgeschlossen, der komplette Datensatz liegt noch nicht vor¹⁹. Allerdings wäre es für die vorliegende Forschungsarbeit von grossem Nachteil, wenn die Modellierung der Bevölkerungsexposition noch auf den Daten 1990 basierte, weil zwischen 1990 und 2000 bedeutende Bevölkerungsbewegungen in den Agglomerationen stattgefunden haben. Das BFS konnte für das vorliegende Projekt bereits die Gemeindedaten nach Alterklassen zur Verfügung stellen, nicht jedoch die Hektardaten. Deshalb wurden je Gemeinde die Einwohner 2000 mit dem räumlichen Verteilerschlüssel 1990 auf die Hektaren des Gemeindegebiets verteilt. Die Hektardaten 2000 werden erst im Verlaufe des Jahres 2004 beim BFS zur Verfügung stehen. Bei Bedarf können anschliessend die Expositionsergebnisse entsprechend aktualisiert werden.

Die Berechnung der Bevölkerungsexposition erfolgt auf dem Hektarraster, d.h. die 200 m-Rasterquadrate der Immissionskarte werden in vier Hektaren mit demselben Immissionswert zerlegt und mit den Einwohnerzahlen in Hektarauflösung überlagert.

¹⁸ BFS (1994) Eidg. Volkszählung 1990.

¹⁹ BFS (2003) persönliche Mitteilung C. Gisiger, BFS.

3.4 Modellrealisierung

Das BUWAL-Modell und die oben beschriebenen Modellerweiterungen gestatten, alle erforderlichen Resultate zu bestimmen. In einer ersten Applikation wurden die Immissionsdaten des BUWAL (2003) benutzt. In der Zwischenzeit sind aber zwei wesentliche Grundlagen aktualisiert worden:

1. Ein ASTRA-Forschungsprojekt wurde abgeschlossen, in dem aktualisierte Emissionsfaktoren für Aufwirbelung und Abrieb (Pneu, Bremsen, Strassenbelag) von PM10 des Strassenverkehrs bestimmt wurden²⁰. Dabei ergaben sich für die Abrieb- und Aufwirbelungsemissionen mehrere Abweichungen gegenüber den bisher benutzten Faktoren. Neu sind die gesamten PM10-Emissionen des Strassenverkehrs tiefer, allerdings sind von den Reduktionen primär die Autobahnen betroffen. Im Innerorts-Gebiet treten Reduktionen und Erhöhungen auf, netto resultiert auch dort eine Abnahme, allerdings weniger ausgeprägt als ausserorts.
2. Das BUWAL-Projekt zur Aktualisierung des Handbuchs Emissionsfaktoren wurde ebenfalls abgeschlossen²¹. In einer mehrjährigen Messkampagne wurden die Partikel-Auspuffemissionen neu bestimmt. Gleichzeitig wurden auch die verkehrlichen Input-Grössen aktualisiert (Verkehrsmengen, Anteile Dieselfahrzeuge, Gewichts- und Abgastechnologieklassen der schweren Nutzfahrzeuge). Auch bei diesem Projekt ergaben sich Änderungen in den PM10-Emissionen: Erhöhungen beim Personenverkehr (höhere Dieselanteile) und Reduktionen beim Güterverkehr (weniger Fahrleistung).

Beide Projekte führten zu Änderungen in den PM10-Emissionen des Strassenverkehrs, die eine Aktualisierung der Immissionsmodellierung nötig machten. Das Resultat lässt sich wie folgt zusammenfassen: Im Vergleich mit der PM10-Immissionskarte des BUWAL (2003) ergibt sich eine Reduktion, die in der Umgebung von stark befahrenen Ausserorts-Strassen bedeutsam ist, im Innerorts-Gebiet jedoch geringer ausfällt. Für die Bevölkerungsexposition hat dies zur Folge, dass sich das bevölkerungs-gewichtete, mittlere Niveau von $19.56 \mu\text{g}/\text{m}^3$ auf $19.12 \mu\text{g}/\text{m}^3$ senkt (-2.3 %). Diese Änderung ist bescheiden und hat eine entsprechend geringe Reduktion der Gesundheitskosten zur Folge. Sie wirkt sich zugunsten des Güterverkehrs aus, dessen Anteil am Total von $2.46 \mu\text{g}/\text{m}^3$ auf $1.81 \mu\text{g}/\text{m}^3$ sinkt (detaillierte Resultate siehe unten).

Offen bleibt die Frage, ob durch die Änderung der Inputdaten und die daraus resultierende Abnahme der Immissionskonzentrationen die Modellkalibration angepasst werden müsste. Im Rahmen dieses Forschungsprogramms war es nicht möglich, eine Validierung der Modellresultate durchzuführen und allfällige Konsequenzen auf das Modellkonzept umzusetzen.

²⁰ EMPA/PSI (2003), Verifikation von PM10-Emissionsfaktoren des Strassenverkehrs, Kurzfassung S. 32.

²¹ INFRAS (2004), Handbuch Emissionsfaktoren (CD-ROM) und Luftschadstoffemissionen des Strassenverkehrs.

3.5 Ergebnisse zur Schadstoffbelastung der Bevölkerung

3.5.1 Überblick

Um den Anteil einer einzelnen Emittentengruppe auf die Gesundheitskosten zu bestimmen, müssen zuerst die Kosten bei der aktuell vorkommenden gesamten Immissionsbelastung berechnet werden, was mit Hilfe der Bevölkerungsexposition durchgeführt werden kann. In einem zweiten Schritt werden die Immissionsbeiträge der betreffenden Emittentengruppe auf Null gestellt und die verbleibende (niedrigere) Immissionsbelastung berechnet. Für diesen fiktiven Fall werden wiederum die Bevölkerungsexposition und die zugehörigen Gesundheitskosten berechnet. Dies wären die Gesundheitskosten in dem fiktiven Fall, dass die betreffende Emittentengruppe keinerlei PM10-Emissionen erzeugte. In einem dritten Schritt wird die Differenz der Gesundheitskosten zwischen dem aktuellen und dem fiktiven Fall bestimmt. Die Differenz entspricht dem gesuchten Anteil an den Gesundheitskosten, der durch die ausgewählte Emittentengruppe verursacht wird.

Die folgenden Tabellen zeigen das Hauptresultat Schadstoffexposition: Die aktuell vorkommende Bevölkerungsexposition und der Reihe nach alle fiktiven Expositionen für Teilimmissionen unter Ausschalten jeweils einer anderen Emittentengruppe.

Erläuterungen zu den Tabellen

Die drei Tabellen sind alle gleich strukturiert und beziehen sich je auf eine der drei Altersklassen:

- Alle EinwohnerInnen (Tabelle 3-3)
- EinwohnerInnen 0-14 Jahre (Tabelle 3-4)
- EinwohnerInnen 30 Jahre und älter (Tabelle 3-5)

Im **oberen** Tabellenblock ist die Bevölkerungsexposition für den aktuellen Fall mit der gesamten PM10-Immission angegeben und zwar in der Zeile „alle Emittentengruppen“. In Tabelle 3-3 liest man z.B. ab, dass 9.6 % der Bevölkerung mit Immissionen von 10-15 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ belastet sind, 52.2 % mit 15-20 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ etc.

Im **mittleren** Tabellenblock sind die fiktiven Bevölkerungsexpositionen angegeben, wenn einzelne Emittentengruppen „ausgeschaltet“ werden. In Tabelle 3-3 liest man z.B. ab, dass im Fall ohne Strassenverkehr 47.9 % der Bevölkerung mit Immissionen von 10-15 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ belastet sind, 45.3 % mit 15-20 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ etc. Im Unterschied zur Gesamtbelastung findet man in diesem Fall keine EinwohnerInnen mehr, die mit 30 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ oder belastet sind. Auf den nächst unteren Zeilen folgen die Resultate für die Fälle ohne Schienenverkehr, ohne Industrie/Gewerbe etc.

Im **unteren** Tabellenblock folgt noch die fiktiven Fälle, in denen Strassen- und Schienenverkehr noch nach dem Kriterium Personen- respektive Güterverkehr aufgeteilt werden.

In der Spalte „alle“ sind die Zeilensummen (Summen der Einwohneranteile über alle Immissionsklassen) eingetragen, die immer 100% ergeben müssen.

Die Spalte „mittl. **PM10**“ enthält die mittlere PM10-Immissionskonzentration und zwar bevölkerungsgewichtet gemittelt. Sie wird nach folgender Vorschrift bestimmt:

$$\langle PM10 \rangle_{EW} = \frac{\sum_i PM10_i * EW_i}{\sum_i EW_i} = 19.12 \mu g / m^3 \quad \text{der Index i nummeriert die Hektaren}$$

In Worten: Der Immissionswert pro Hektare ($PM10_i$) wird zuerst mit der Einwohnerzahl (EW_i) derselben Hektare multipliziert. Dieser Wert wird für alle Hektaren berechnet und aufsummiert. Die Summe wird schliesslich durch die Summe der EinwohnerInnen dividiert. Im Falle der Tabelle 3-3 lautet das Resultat $19.12 \mu g/m^3$: Es bedeutet, dass alle Schweizer EinwohnerInnen im Durchschnitt einer PM10-Immission von $19.12 \mu g/m^3$ im Jahr 2000 ausgesetzt waren. Zum Vergleich: Der Jahres-Immissionsgrenzwert der Luftreinhalte-Verordnung (d.h. die maximal zulässige Belastung der Bevölkerung im Jahresdurchschnitt) beträgt $20 \mu g/m^3$. Im Jahr 2000 lebten 41 % der schweizerischen Bevölkerung an Orten mit Belastungen über diesem Grenzwert (INFRAS/METEOTEST 2003, p.64).

Die Spalte „**Diff. zum Total; Beitrag Einzelquelle**“ gibt den Anteil der Emittentengruppe am Total ($19.12 \mu g/m^3$) an. Der Strassenverkehr trägt demnach mit $4.22 \mu g/m^3$ zum Total bei, der Schienenverkehr mit $0.28 \mu g/m^3$ etc.

Tabelle 3-3: PM10-Bevölkerungsexpositionen**Altersklasse: ALLE EinwohnerInnen (7'281'129 Personen)**

aktueller Fall, Gesamtimmission	PM10-Klassen (in µg/m³)									mittl. PM10 EW-gew µg/m³	Diff zum Total Beitrag Einzelquelle µg/m³
	0-5	5-10	10-15	15-20	20-25	25-30	30-35	35-40	alle		
	Anteile Einwohner in %										
alle Emittentengruppen	0	1.6	9.6	52.2	29.8	4.5	2.1	0.2	100	19.12	---
	← unter dem Grenzwert →				← über dem Grenzwert →						

Hypothetische Bevölkerungsexpositionen (die Immissionen einer einzelnen Emittentengruppe werden "ausgeschaltet"):

hypothet. Fall	PM10-Klassen (in µg/m³)									mittl. PM10	Diff zum Total
ohne Immission aus...	0-5	5-10	10-15	15-20	20-25	25-30	30-35	35-40	alle	EW-gew	Beitrag Einzelquelle
	Anteile Einwohner in %									µg/m³	µg/m³
Strassenverkehr	0	3.4	47.9	45.3	2.8	0.6	0	0	100	14.90	4.22
Schienenverkehr	0	1.7	10.2	55.6	26.9	3.7	1.9	0.1	100	18.84	0.28
Industrie/Gewerbe	0.9	27.7	61.8	8.3	1.2	0.1	0	0	100	11.47	7.65
Haushalte	0	2.5	22.9	59.7	12.3	2.5	0.1	0	100	17.00	2.12
Land-/Forstwirtschaft	0	3.8	41.7	43	8.8	2.4	0.3	0	100	15.79	3.33
Natürliches PM10	0	2.4	18.2	57.2	17.8	2.9	1.5	0.1	100	17.79	1.33

Expositionen unter der zusätzlichen Aufteilung nach Personen- und Güterverkehr:

hypothet. Fall	PM10-Klassen (in µg/m³)									mittl. PM10	Diff zum Total
ohne Immission aus...	0-5	5-10	10-15	15-20	20-25	25-30	30-35	35-40	alle	EW-gew	Beitrag Einzelquelle
	Anteile Einwohner in %									µg/m³	µg/m³
Strassenverkehr Personen	0	2.4	24.2	61.8	9.1	2.5	0	0	100	16.71	2.41
Strassenverkehr Güter	0	2.3	20.5	60.3	13.5	2.8	0.6	0	100	17.31	1.81
Schienenverkehr Personen	0	1.6	9.9	53.9	28.5	3.9	2	0.1	100	18.99	0.13
Schienenverkehr Güter	0	1.6	9.9	54	28.4	4	1.9	0.1	100	18.97	0.15

Tabelle 3-4: Bevölkerungsexpositionen (Forts.)

Altersklasse: EinwohnerInnen 0-14 Jahre (1'240'184 Personen)

aktueller Fall, Gesamtimmission	PM10-Klassen (in µg/m³)								mittl. PM10 EW-gew µg/m³	Diff zum Total Beitrag Einzelquelle µg/m³	
	0-5	5-10	10-15	15-20	20-25	25-30	30-35	35-40			alle
	Anteile Einwohner in %										
alle Emittentengruppen	0	1.6	11	55.9	26.3	3.3	1.7	0.1	100	18.70	---
	← unter dem Grenzwert →				← über dem Grenzwert →						

Hypothetische Bevölkerungsexpositionen (die Immissionen einer einzelnen Emittentengruppe werden "ausgeschaltet"):

hypothet. Fall	PM10-Klassen (in µg/m³)									mittl. PM10	Diff zum Total
ohne Immission aus...	0-5	5-10	10-15	15-20	20-25	25-30	30-35	35-40	alle	EW-gew	Beitrag Einzelquelle
	Anteile Einwohner in %									µg/m³	µg/m³
Strassenverkehr	0	3.6	52.5	41	2.4	0.5	0	0	100	14.66	4.04
Schienenverkehr	0	1.7	11.6	59	23.3	2.8	1.5	0.1	100	18.44	0.26
Industrie/Gewerbe	0.9	31.3	60.4	6.4	0.9	0.1	0	0	100	11.18	7.52
Haushalte	0	2.5	26	59.7	9.7	2	0.1	0	100	16.64	2.05
Land-/Forstwirtschaft	0	4	46.7	40.5	6.6	2	0.2	0	100	15.37	3.32
Natürliches PM10	0	2.4	20.8	58.6	14.6	2.3	1.2	0	100	17.38	1.32

Expositionen unter der zusätzlichen Aufteilung nach Personen- und Güterverkehr:

hypothet. Fall	PM10-Klassen (in µg/m³)									mittl. PM10	Diff zum Total
ohne Immission aus...	0-5	5-10	10-15	15-20	20-25	25-30	30-35	35-40	alle	EW-gew	Beitrag Einzelquelle
Anteile Einwohner in %										µg/m³	µg/m³
Strassenverkehr Personen	0	2.4	27.2	61.3	6.9	2.2	0	0	100	16.41	2.29
Strassenverkehr Güter	0	2.3	23.3	61	10.6	2.4	0.5	0	100	16.94	1.75
Schienenverkehr Personen	0	1.6	11.3	57.5	24.9	3	1.7	0.1	100	18.58	0.12
Schienenverkehr Güter	0	1.6	11.3	57.6	24.8	3	1.6	0.1	100	18.55	0.14

Tabelle 3-5: Bevölkerungsexpositionen (Forts.)

Altersklasse: EinwohnerInnen 30 Jahre und älter (4'691'789 Personen)

aktueller Fall, Gesamtimmission	PM10-Klassen (in µg/m³)									mittl. PM10 EW-gew µg/m³	Diff zum Total Beitrag Einzelquelle µg/m³
	0-5	5-10	10-15	15-20	20-25	25-30	30-35	35-40	alle		
	Anteile Einwohner in %										
alle Emittentengruppen	0	1.6	9.4	51.5	30.6	4.6	2.2	0.2	100	19.21	---
	← unter dem Grenzwert →				← über dem Grenzwert →						

Hypothetische Bevölkerungsexpositionen (die Immissionen einer einzelnen Emittentengruppe werden "ausgeschaltet"):

hypothet. Fall	PM10-Klassen (in µg/m³)									mittl. PM10	Diff zum Total
ohne Immission aus...	0-5	5-10	10-15	15-20	20-25	25-30	30-35	35-40	alle	EW-gew	Beitrag Einzelquelle
	Anteile Einwohner in %									µg/m³	µg/m³
Strassenverkehr	0	3.4	46.8	46.3	2.9	0.6	0	0	100	14.96	4.25
Schienenverkehr	0	1.7	9.9	54.9	27.6	3.8	1.9	0.1	100	18.93	0.28
Industrie/Gewerbe	0.9	26.9	62.2	8.6	1.2	0.1	0	0	100	11.53	7.68
Haushalte	0	2.5	22.3	59.8	12.7	2.6	0.1	0	100	17.06	2.14
Land-/Forstwirtschaft	0	3.7	40.7	43.6	9.1	2.5	0.4	0	100	15.87	3.34
Natürliches PM10	0	2.4	17.7	56.9	18.4	3	1.6	0.1	100	17.88	1.33

Expositionen unter der zusätzlichen Aufteilung nach Personen- und Güterverkehr:

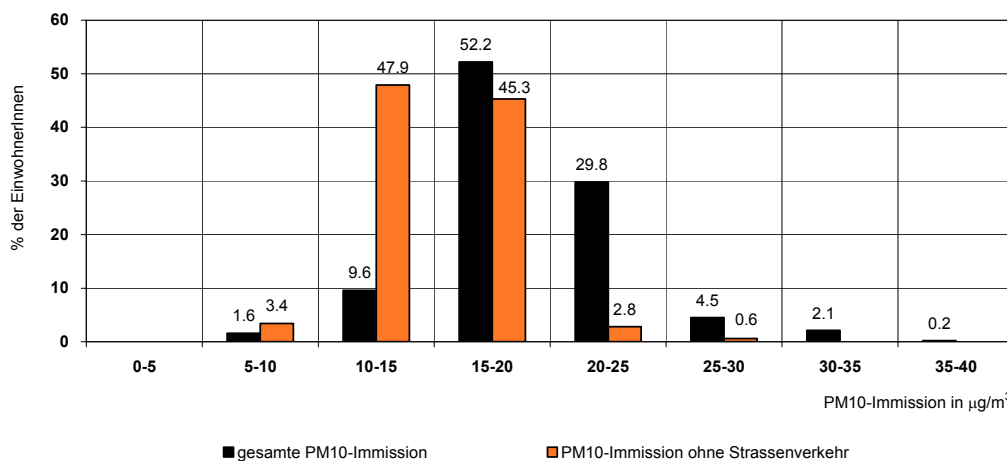
hypothet. Fall	PM10-Klassen (in µg/m³)									mittl. PM10	Diff zum Total
ohne Immission aus...	0-5	5-10	10-15	15-20	20-25	25-30	30-35	35-40	alle	EW-gew	Beitrag Einzelquelle
	Anteile Einwohner in %									µg/m³	µg/m³
Strassenverkehr Personen	0	2.4	23.6	61.9	9.5	2.7	0	0	100	16.78	2.42
Strassenverkehr Güter	0	2.2	20	60.2	14	2.9	0.7	0	100	17.38	1.82
Schienenverkehr Personen	0	1.6	9.6	53.2	29.2	4.1	2.1	0.2	100	19.08	0.13
Schienenverkehr Güter	0	1.6	9.7	53.2	29.2	4.2	2	0.1	100	19.06	0.15

3.5.2 Kurze Interpretation

a) Häufigkeitsverteilungen (alle EinwohnerInnen)

Grafik 3-1 zeigt exemplarisch zwei Expositionen gemäss Tabelle 3-3; die Bevölkerungsexposition aktuell für die gesamte PM10-Belastung und den fiktiven Fall ohne Strassenverkehr. Die Gesamtbelastung hat eine höhere Bevölkerungsexposition zur Folge als der fiktive Fall, deshalb verschiebt sich die Verteilungsfunktion der Gesamtbelastung zu höheren Immissionen, das heisst, sie liegt weiter rechts als die Verteilungsfunktion ohne Strassenverkehrsimmissionen.

Grafik 3-1: Bevölkerungsexposition für das gesamte PM10 (Zahlen aus Tabelle 3-3)



b) Bedeutung der Emittentengruppen

In der folgenden Tabelle sind die Beiträge der einzelnen Emittentengruppen aufgeführt (Auszug aus der Tabelle 3-3). Angegeben sind die Beiträge der einzelnen Emittentengruppen an die bevölkerungsgewichtete PM10-Immission. Die unterste Zeile enthält den aktuellen (effektiven) Wert für das Jahr 2000, nämlich $19.12 \mu\text{g}/\text{m}^3$. Der gesetzliche Immissionsgrenzwert beträgt $20 \mu\text{g}/\text{m}^3$, die durchschnittliche Belastung im Jahr 2000 war nur ganz knapp unter dem Grenzwert.

Tabelle 3-6: PM10-Immissionsbeiträge 2000 der einzelnen Emittentengruppen

Emittentengruppe	mittl. PM10-Beitrag		Personenverkehr		Güterverkehr	
	$\mu\text{g}/\text{m}^3$	%	$\mu\text{g}/\text{m}^3$	%	$\mu\text{g}/\text{m}^3$	%
Strassenverkehr	4.22	22%	2.41	13%	1.81	9%
Schienenverkehr	0.28	1.4%	0.13	0.7%	0.15	0.8%
Industrie/Gewerbe	7.65	40%	---	---	---	---
Haushalte	2.12	11%	---	---	---	---
Land-/Forstwirtschaft	3.33	17%	---	---	---	---
Natürliches PM10	1.33	7%	---	---	---	---
(Flugverkehr)	(0.19)	1.0%	---	---	---	---
alle (aktuelle Belastung)	19.12	100%	2.53	13%	1.96	10%

Tabelle 3-7: PM10-Emissionen 2000 der einzelnen Emittentengruppen (in Tonnen pro Jahr)

Emittentengruppe	PM10-Emission CH		Personenverkehr		Güterverkehr	
	t/a	%	t/a	%	t/a	%
Strassenverkehr	4'480	20%	2'950	13%	1'530	7%
Schienenverkehr	1'000	4.6%	420	1.9%	580	2.6%
Industrie/Gewerbe	8'640	39%	---	---	---	---
Haushalte	1'250	6%	---	---	---	---
Land-/Forstwirtschaft	6'580	30%	---	---	---	---
Natürliches PM10	---	---	---	---	---	---
(Flugverkehr)	---	---	---	---	---	---
Summe	21'950	100%	3'370	15%	2'110	10%

Der Strassenverkehr generiert im Durchschnitt $4.22 \mu\text{g}/\text{m}^3$ PM10-Immission. Davon stammen $2.41 \mu\text{g}/\text{m}^3$ aus dem Personenverkehr, $1.81 \mu\text{g}/\text{m}^3$ aus dem Güterverkehr. Der Schienenverkehr erzeugt demgegenüber nur $0.28 \mu\text{g}/\text{m}^3$ (Faktor 15 Mal weniger), davon $0.13 \mu\text{g}/\text{m}^3$ aus dem Personenschienenverkehr und $0.15 \mu\text{g}/\text{m}^3$ aus dem Güterschienenverkehr. Der Immissionsanteil des Strassenverkehrs ist 22% der Gesamtimmission, bei den Emissionen beträgt der prozentuale Anteil des Strassenverkehrs 20% (vgl. Tabelle 3-7)²². Beim Schienenverkehr sieht dieses Verhältnis anders aus: Immissionsseitig ist der Anteil nur 1.4 %, emissionsseitig jedoch 4.6 %. Der Grund dafür liegt in der Tatsache, dass die Bevölkerung im Durchschnitt weiter weg von der Quellen (Bahnlinien) wohnt als im Fall des Strassenverkehrs (Strassen).

Industrie/Gewerbe erzeugen zusammen den grössten Einzelbeitrag ($7.65 \mu\text{g}/\text{m}^3$). Zwei Gründe sind dafür verantwortlich:

- Erstens sind die PM10-Emissionen aus schweizerischer Industrie und Gewerbe mit 8'640 t/a hoch und machen fast 40 % der anthropogenen PM10-Emissionen aus. Unter

²² Bei den Prozentangaben zu den Emissionen ist im ganzen Abschnitt zu berücksichtigen, dass sich 100 % auf die anthropogenen Emissionen beziehen, aber die natürlichen Emissionen nicht enthalten sind (sie sind nicht quantifizierbar).

den verschiedenen Emittentengruppen sind damit Industrie und Gewerbe die Gruppe mit der höchsten PM₁₀-Emission (das Baugewerbe allein - Baumaschinen, Baustellen - macht davon 4'580 t/a aus). Auch die primären und sekundären PM₁₀-Immissionen aus dem Ausland stammen zu einem hohen Anteil aus der Industrie. Der Anteil ist sogar noch höher als in der Schweiz.

- Zweitens stehen Industrie- und Gewerbebetriebe typischerweise in oder in der nahen Umgebung von Siedlungen, so dass viele Menschen nahe der Emissionsquellen leben und damit unmittelbar von den Immissionen betroffen sind. Bei der Landwirtschaft ist dies weniger ausgeprägt der Fall.

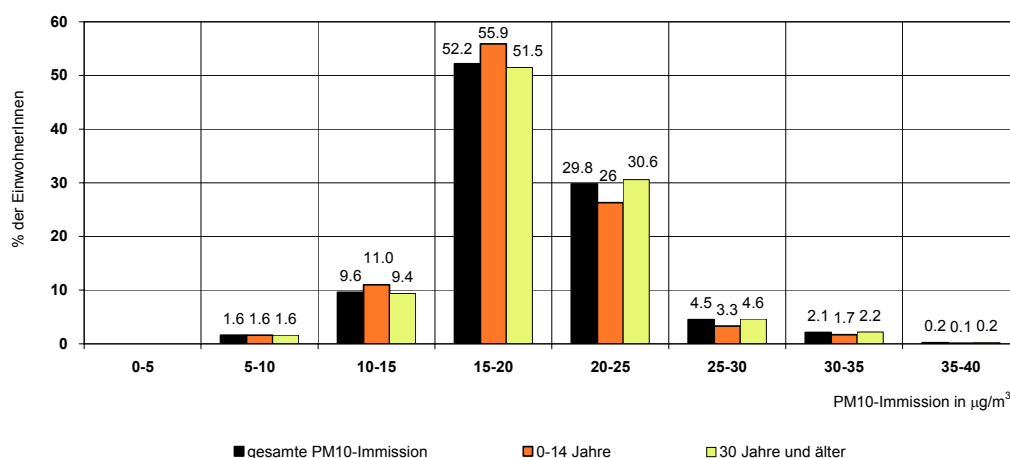
Auf die Haushalte entfällt ein Beitrag von 2.12 µg/m³ oder 11 % der Gesamtimmission. Emissionsseitig ist der Anteil der Haushalte mit 6 % niedriger. Hier führt der Umstand, dass die EinwohnerInnen in den Häusern wohnen, die gleichzeitig auch die Quellen darstellen, zu einem höheren Immissionsanteil. Umgekehrt ist das Verhältnis bei Forst- und Landwirtschaft, wo die Quellen relativ weit weg von den Wohnorten der Bevölkerung liegen. Trotz des hohen Emissionsanteils von 30% beträgt der Immissionsbeitrag bloss 17 %.

In der Tabelle 3-6 ist unten zusätzlich noch der Flugverkehr mit 0.19 µg/m³ eingetragen. In der Immissionsmodellierung werden nur Beiträge in der näheren Umgebung der Landesflughäfen Zürich und Genf modelliert, die durch Emissionen aus dem Flughafenbetrieb verursacht werden. Für das vorliegende Forschungsprojekt wurde allerdings keine eigene Bevölkerungsexposition zur Emittentengruppe „Flugverkehr“ modelliert. Bei der Zahl 0.19 µg/m³ handelt es sich effektiv um die Restgrösse der mittleren PM₁₀-Immission nach Abzug aller übriger Quellen. Sie bleibt in der vorliegenden Studie unberücksichtigt.

c) Unterschiede zwischen den Altersklassen

Die Unterschiede zwischen den Resultaten der Tabelle 3-3 und jenen der Tabelle 3-4 und Tabelle 3-5 kommen dadurch zu Stande, dass die geografische Verteilung der Altersklassen nicht homogen ist.

Zwischen den drei Altersklassen zeigen sich jedoch nur geringe Unterschiede. Die mittlere PM₁₀-Konzentration in der Klasse „30 Jahre und älter“ ist jeweils etwas höher als für die Klasse „alle“. Umgekehrt ist für die Klasse „0-14 Jahre“ die mittlere Konzentration niedriger als für „alle“. Dies trifft auch für alle Situationen zu, in denen nicht die gesamte Konzentration berücksichtigt wird, sondern einzelne Immissionen (bzw. Emittentengruppen) ausgeschaltet werden. Die Unterschiede kommen dadurch zustande, dass in den höher belasteten Stadtzentren der Kinderanteil kleiner ist als in weniger belasteten Regionen. In Grafik 3-2 sind die Expositionen aller drei Altersklassen eingetragen für die gesamte PM₁₀-Immission. Bei den höheren PM₁₀-Konzentrationen sind die Anteile der Klasse „0-14 Jahre“ kleiner als „30 Jahre und älter“, bei den tieferen PM₁₀-Konzentrationen ist es umgekehrt.

Grafik 3-2: Bevölkerungsexposition für die PM10-Immissionsbelastung 2000 (Zahlen aus den Tabelle 3-3 bis Tabelle 3-5)

3.5.3 Zuverlässigkeit der Ergebnisse und Vergleich mit bisherigen Berechnungen

Für die PM10-Immissionskarte in BUWAL (2003) wurden die Modellwerte mit Messwerten verglichen (siehe dort auf Seite 71). Für Mittelland und Tessin ergab sich eine Unsicherheit (als 95 %-Vertrauensintervall) von 25 %. Im Alpenraum scheinen die Messwerte systematisch höher zu liegen als die Modellwerte, was jedoch für die hier interessierende Bevölkerungsexposition nur von geringer Bedeutung ist, weil der Bevölkerungsanteil im Alpenraum klein ist. Mit der Bestimmung der Bevölkerungsexposition kommt zunächst eine weitere Unsicherheit in die Modellkette. Die Berechnung erfolgt mit Hilfe der Wohnorte, allerdings befinden sich die Menschen in Bewegung und halten sich an verschiedenen Orten und in Räumen unterschiedlicher Luftqualität auf. Eine repräsentative Angabe der Unsicherheit ist nicht bekannt. Bei der Aggregation der Hektardaten zu den Bevölkerungsexpositionen (Tabelle 3-3 etc.) und weiter noch bei der Bestimmung mittlerer PM10-Immission werden aber dann verschiedene Unsicherheiten „ausgemittelt“²³. Es kann davon ausgegangen werden, dass die Unsicherheit bezüglich der Höhe der gesamten PM10-Immission klein ist. Die Anteile der Emittentengruppen sind (relativ betrachtet) etwas unsicherer als deren Summe.

Eine quantitative Angabe zur Unsicherheit ist in allgemeiner Form beim heutigen Stand der Forschung nicht möglich. Immerhin lässt sich eine Sensitivitätsbetrachtung anstellen, die auch im Hinblick auf die Aktualisierung der Resultate im Fall von neuen Erkenntnissen zu Inputdaten nützlich ist. Wie im Kapitel 3.4 Modellrealisierung erwähnt, wurden die Bevölkerungsexpositionen zwei Mal berechnet, ein erstes Mal mit Inputdaten Stand 2003, ein zweites Mal mit aktualisierten Verkehrs- und Emissionsdaten Daten 2004. Die Resultate wurden in

²³ Der Standardfehler des Mittelwert von n Messwerten ist um den Faktor $1/\sqrt{n}$ kleiner als der Standardfehler der Einzelmesswerte.

beiden Fällen mit dem identischen Modell berechnet, einzige Änderung waren neue Emissionsdaten zum Personen- und Güterverkehr. Die beiden Modellapplikationen ergaben folgende Unterschiede:

Tabelle 3-8: Sensitivität der Resultate: Änderungen auf der Inputseite (Emissionen) haben Änderungen auf der Output-Seite (Immissionen) zur Folge.

Emittentengruppe	PM10-Emissionen 2000 (input)			PM10-Immissionen CH 2000 (output)		
	Applik. 2003	Applik. 2004	Änderung	Applik. 2003	Applik. 2004	Änderung
	t/a	t/a	%	µg/m ³	µg/m ³	%
Personenstrassenverkehr	3'133	2'954	-5.7%	2.46	2.41	-2.1%
Güterstrassenverkehr	2'998	1'528	-49.0%	2.20	1.81	-17.7%
übrige Emittenten	19'595	19'595	0.0%	14.9	14.9	0.0%
Summe	25'726	24'077	-6.4%	19.56	19.12	-2.3%

Die Emissionen des Personenstrassenverkehrs reduzierten sich dank der Datenaktualisierung um -5.7 %. Der entsprechende Immissionsbeitrag reduzierte sich nur um -2.1 %. für den Güterstrassenverkehr lauten die beiden Kennwerte -49 % und -17.7 %. Die übrigen Emissionen änderten sich bei der Aktualisierung nicht. Die Ergebnisse zeigen, dass eine Relativänderung bei den Emissionen um x Prozent eine Immissionsänderung von nur ca. einem Drittel von x Prozent zur Folge hat. Das heisst, dass die Immission relativ schwach auf Emissionsänderungen reagiert, mit anderen Worten: Die Immission ist eine robuste Grösse, Ihre Fehleranfälligkeit ist gering. Ihr Wert darf damit als zuverlässig betrachtet werden.

Wie kann die Robustheit der Immission verstanden werden? Sie erklärt sich aus dem Umstand, dass die Schadstoffausbreitung nicht linear mit dem Abstand von den Emissionsquellen verläuft. In der nahen Umgebung einer Emissionsquelle nimmt die Immission stärker ab als in grösserer Distanz zur Quelle, weil sich die Schadstoffe nicht nur horizontal, sondern auch vertikal ausbreiten. Für EinwohnerInnen ab einer gewissen Entfernung zu den Quellen sinkt die Immission deshalb relativ weniger stark als die Emission. Alle EinwohnerInnen wohnen in Bezug auf die allermeisten Quellen aber quellenfern (Ausnahme ist der Kamin des eigenen Hauses und gegebenenfalls die Strasse direkt vor dem Fenster), so dass die Immissionsänderung generell schwächer verläuft als die Emissionsänderung.

Auch der Vergleich mit der Expositionsberechnung 1997 ist von Interesse: In der trinationalen Studie „Health Cost due to Road Traffic-related Air Pollution“²⁴ wurden die Gesundheitskosten erstmals mit der vorliegenden Methode bestimmt. Das Hauptergebnis für die Bevölkerungsexposition lautete für die mittlere PM10-Immissionskonzentration (Bezugsjahr 1997): 21.4 µg/m³, Anteil des Strassenverkehrs 7.4 µg/m³. Die höheren Immissionswerte kommen wegen folgenden Gründen zu Stande:

²⁴ Seethaler R. et al. (1999), Health Cost due to Road Traffic-related Air Pollution, An impact assessment project of Austria, France and Switzerland, S. 10f.

1. Die PM₁₀-Emissionen waren 1997 höher als 2000 dank Umsetzung verschiedener Luftreinhalte-Massnahmen.
2. Die Emissionsmodellierung konnte in den letzten Jahren verfeinert werden: Erstens konnte die Zahl berücksichtigter Quellen erhöht werden und zweitens sind heute die Emissionsfaktoren für Aufwirbelung und Abriebe im Strassenverkehr besser bekannt als damals. Aus heutiger Sicht waren diese Faktoren seinerzeit zu hoch.

Vergleich mit UNITE / ExternE (Externalities of Energy²⁵)

Im Forschungsprojekt UNITE der Europäischen Kommission wurden, unter Verwendung der im Rahmen der ExternE-Projektserie entwickelten Methoden und Modelle, die Gesundheitskosten für alle europäischen Länder bestimmt. Allerdings wurden dabei andere Modelle und teilweise andere Inputdaten benutzt als im vorliegenden Forschungsauftrag. Entsprechend sind die Resultate für die Schweiz unterschiedlich²⁶. In diesem Abschnitt werden einige Hinweise zur Erklärung der Differenzen genannt.

Im Gegensatz zum Berechnungsansatz der vorliegenden Studie wird im ExternE-Ansatz europaweit gerechnet, d.h. die Verteilung und Umwandlung von Schadstoffen wird europaweit ermittelt. Hierfür werden zwei gekoppelte Ausbreitungsmodelle verwendet: eines für den lokalen (d.h. bis 25 km von der Linienquelle entfernt), eines für den regionalen (=europaweiten) Bereich. Für den lokalen Bereich wurde einmalig eine detaillierte Emissions-Immissions-Expositions-Kostenmodellierung für das gesamte Strassennetz in Deutschland durchgeführt (getrennt nach Innerortsstraßen, Autobahnen und anderen Ausserortsstrassen), und zwar als Bottom-up Rechnung. Im lokalen Bereich wurde wie im Falle der Schweiz ein Gaussmodell verwendet. Im regionalen Modell wird mit einer räumlichen Auflösung von 50 km (EMEP50-Gitter) gerechnet, im lokalen Modell ist sie abgestuft bis hinunter auf 125 m. Die zeitliche Auflösung beträgt 1 Jahr, Ganglinien für Tages- und saisonale Schwankungen der Emissionen werden nicht berücksichtigt. Sekundäre Partikel werden über gasförmige Vorläuferschadstoffe berechnet. Das kombinierte Modell (regional und lokal) wurde einmal ohne, ein zweites Mal mit einem zusätzlichen Verursacher (Emissionen des Straßenverkehrs, bzw. aller Personenwagen mit Ottomotor, mit Dieselmotor, Lastwagen etc. auf Autobahnen usw.) appliziert und die Differenz als Grundlage für Expositions- und Schadenskostenrechnung benutzt. Aus dem Resultat für Deutschland wurden für den lokalen Anteil Kostensätze pro Tonne emittiertes PM_{2.5} bzw. PM₁₀ abgeleitet zwecks Verwendung in anderen Ländern, weil für diese keine eigenen, lokalen Ausbreitungsmodelle eingesetzt wurden. Für die regionalen Ausbreitungsrechnungen hingegen wurden spezifische Rechnungen für die Schweiz und die anderen betrachteten Länder durchgeführt.

Die Kostensätze für die lokalen Schäden durch PM_{2.5} aus den Modellapplikationen in Deutschland werden mit den Emissionen auf den entsprechenden Straßenkategorien der

²⁵ Forschungsprogramm der Europäischen Kommission, siehe <http://www.externe.info/>

²⁶ Bericht für die Schweiz: UNITE, Pilot Accounts- Results for Germany and Switzerland, Deliverable 5, 29.05.2002.

anderen Länder multipliziert (und noch mit deren Kaufkraftparität skaliert). Das heisst, dass für die UNITE-Rechnungen für die Schweiz keine lokale Modellierung der PM₁₀-Emissionen mit entsprechender Bevölkerungsexposition durchgeführt wurde. Diese Vereinfachungen erfolgten wegen Zeit- und Kostengründen, da eine detaillierte Modellierung wie im vorliegenden Projekt nicht möglich war. Dies bedeutet eine sehr starke Vereinfachung. Beispielsweise sind die Immissionen nicht nur von den Emissionen abhängig, sondern auch von der lokalen Meteorologie, oder die Exposition ist nicht nur von der Immission abhängig, sondern ebenso von der lokalen Bevölkerungsverteilung. Wie stark die Lokalbedingungen auf das Resultat Einfluss nehmen, geht aus den UNITE-Dokumenten nicht hervor.

Einem Vergleich zwischen dem hier benutzten Modell und dem ExternE-Ansatz auf den Stufen PM₁₀-Immissionen und Bevölkerungsexpositionen steht damit grundsätzlich im Weg, dass bei den UNITE-Berechnungen Immissionen und Expositionen nicht als Zwischenergebnisse dokumentiert wurden. Weiterhin unterscheiden sich die Ansätze darin, dass in ExternE europaweit gerechnet wurde. Immerhin ist ein Vergleich auf der Stufe Dispersionsrechnung (Ausbreitung der Schadstoffemissionen) möglich: Die meteorologischen Verhältnisse aus der Applikation Deutschland werden implizit für die Schweiz übernommen. In Gaussmodellen ist die Immissionskonzentration umgekehrt proportional zur Windgeschwindigkeit. Während in der Schweiz im Mittelland die Windgeschwindigkeiten bei 2 m/s im Jahresmittel liegen, sind diese in Deutschland bedeutend höher und liegen zwischen 3-5 m/s²⁷. Eine Verdoppelung der Windgeschwindigkeit hat in einem Gaussmodell die Halbierung der Immissionen zur Folge. Das deutet daraufhin, dass die Immissionskonzentrationen für die Schweiz mit dem ExternE Ansatz wesentlich unterschätzt werden.

Die Ergebnisse des Schweizer Modells wurden mit Messdaten verglichen²⁸ und zeigten eine gute Übereinstimmung. Deshalb kann davon ausgegangen werden, dass das Niveau der Modellwerte die tatsächlich vorkommenden Werte relativ gut abschätzt. Der analoge Test mit dem ExternE-Modell ist auf Grund der Modellkonzeption nicht möglich. Aus dem genannten Vergleich ist aber zu erwarten, dass die Bevölkerungsexposition mit dem ExternE-Modell möglicherweise unterschätzt wird, was zu einer Unterschätzung der Gesundheitskosten führt.

²⁷ Windzonen Deutschland, siehe z.B.
<http://www.hamburger-bildungsserver.de/welcome.phtml?unten=/klima/energie/erw-15.html> oder
Windatlas Deutschland: Windatlas: http://home1.tiscalinet.de/beitimedia/downloads/zahlen_und_fakten.pdf

²⁸ BUWAL 2003, S. 69 ff.

4 Luftverschmutzungsbedingte Krankheits- und Todesfälle

4.1 Einleitung

Ziel des epidemiologischen Teilprojekts ist, aus der Gesamtheit der wissenschaftlich publizierten Literatur zu ermitteln, wie stark sich die Luftverschmutzung auf die Gesundheit der Bevölkerung auswirkt. Im Rahmen einer Risikoabschätzung wird dieser Zusammenhang als Belastungs-Wirkungsbeziehung quantifiziert. Anhand dieses Effektschätzers und der modellierten Bevölkerungsexposition für das Jahr 2000 wird die Anzahl der Krankheits- und Todesfälle in der Schweiz berechnet, die auf die Schadstoffbelastung der Luft zurückzuführen ist.

Im folgenden Kapitel wird zunächst die Methodik der Risikoabschätzung beschrieben. Neben den Berechnungskonzepten und Faktoren, auf denen diese Abschätzung basiert, werden insbesondere die zugrunde liegenden Annahmen erläutert. Die Ergebnisse der Risikoabschätzung sind in Kapitel 4.3 aufgeführt. Sie umfassen die zusätzlich erwarteten Fälle für folgende Sterblichkeitsraten und Erkrankungshäufigkeiten:

- Gesamtsterblichkeit bei Erwachsenen
- Lungenkrebsmortalität
- Säuglingssterblichkeit
- Verlorene Lebensjahre
- Spitaleintritte wegen Atemwegs- und Herz-/Kreislaufkrankungen
- Chronische Bronchitis bei Erwachsenen
- Akute Bronchitis bei Kindern
- Asthmaanfälle bei Erwachsenen und Kindern
- Tage mit eingeschränkter Aktivität

Für jeden dieser Gesundheitsendpunkte werden die luftschadstoffbedingten Fälle den verschiedenen Schadstoffverursachern im Verkehr zugeordnet (Strassen- und Schienenverkehr, jeweils unterteilt nach Personen- und Güterverkehr). In Kapitel 4.4 werden die Ergebnisse der Risikoabschätzung noch einmal im Überblick dargestellt und unter verschiedenen Aspekten diskutiert. Zusätzlich erfolgt ein Vergleich mit den Resultaten anderer Studien.

In den Anhängen A und B sind die Berechnungskonzepte zur Quantifizierung der attributablen Fälle und der verlorenen Lebensjahre an einem Beispiel detailliert erläutert. In Anhang C ist dargestellt, wie der zeitliche Verlaufs der Risikofunktion bei Abnahme der Schadstoffbelastung hergeleitet wurde. Die Definitionen der grundlegenden epidemiologischen Begriffe sind im Glossar enthalten.

4.2 Methodik

4.2.1 Generelle Aspekte der Risikoabschätzung

Heutzutage besteht kein Zweifel mehr, dass sich die Schadstoffbelastung der Luft negativ auf die Gesundheit auswirkt. In vielen Studien wurde ein Anstieg der Mortalität und der Morbidität in der Bevölkerung bei zunehmender Luftschadstoffbelastung nachgewiesen. Dabei hat sich gezeigt, dass insbesondere Atemwegs- und Herz-/Kreislaufkrankungen mit dem Ausmass der Aussenluftbelastung assoziiert sind.

Ausgehend von dieser grundsätzlichen Erkenntnis interessiert die Frage, wie bedeutend der negative Einfluss der Luftverschmutzung auf die Gesundheit ist: Handelt es sich dabei um einen vernachlässigbar kleinen Effekt, oder ist die Gesundheitsschädigung so gravierend, dass aufgrund ihrer gesellschaftspolitischen und wirtschaftlichen Folgen Massnahmen erforderlich sind? Zur Beantwortung dieser Frage sollen die Auswirkungen der Luftverschmutzung auf die Gesundheit der Schweizer Bevölkerung für die Situation im Jahr 2000 abgeschätzt werden. Das Prinzip einer solchen Risikoabschätzung („health impact assessment“) ist die Übertragung von nationalen und internationalen Studienresultaten auf die Schweizer Bevölkerung und der Vergleich der Erkrankungs- und Todesfälle in der heutigen Luftverschmutzungssituation mit einem hypothetischen Szenario ohne Luftverschmutzung (bzw. mit dem sogenannten Referenzszenario). Aus diesem Vergleich lässt sich die Anzahl an Krankheits- und Todesfällen ableiten, die der Luftschadstoffbelastung zuzuschreiben sind.

In der hier vorliegenden Arbeit wird, basierend auf epidemiologischen Studien, das Konzept der attributablen Fälle verwendet. Die attributablen Fälle sind ein Mass für die Krankheits- oder Todesfälle, die zusätzlich erwartet werden, wenn die Schadstoffbelastung der Luft um einen bestimmten Wert, üblicherweise um $10 \mu\text{g}/\text{m}^3$, ansteigt (siehe Kapitel 4.2.2). Diese Methode wurde bereits in den schweizerischen Risikoabschätzungen von 1993²⁹ und 1997³⁰ angewendet. Das Vorgehen hat sich auch international durchgesetzt und wird von der Weltgesundheitsorganisation (WHO) empfohlen.³¹ Die Berechnung der attributablen Fälle erfolgt in fünf Schritten, die in Anhang A ausführlich erläutert sind.

Jede Risikoabschätzung beruht auf Annahmen. Für dieses Projekt sind Annahmen nach dem Prinzip „so realistisch wie möglich, im Zweifelsfall jedoch konservativ“ gemacht worden. Das bedeutet, dass eher eine Unter- als eine Überschätzung der wahren Zusammenhänge in Kauf genommen wird („at least approach“). Ein Überblick über die für diesen Teilbericht getroffenen Annahmen wird im Folgenden gegeben. Die detaillierte Begründung dieser Annah-

²⁹ Sommer et al. (1996), Monetarisierung der verkehrsbedingten externen Gesundheitskosten.

³⁰ Seethaler (1999), Health costs due to road traffic-related air pollution - An impact assessment project of Austria, France and Switzerland - Synthesis report; Künzli et al. (2000), Public-health impact of outdoor and traffic-related air pollution: a European assessment.

³¹ WHO (2000), Evaluation and use of epidemiological evidence for environmental health risk assessment: WHO guideline document.; WHO (2000), Evaluation and use of epidemiological evidence for environmental health risk assessment - guideline document.

men folgt weiter hinten im Bericht, Verweise auf die entsprechenden Textstellen sind in Klammern angegeben.

- Um eine Überschätzung der gesundheitlichen Auswirkungen der Schadstoffbelastung zu vermeiden, wird nur ein Leitschadstoff evaluiert. Für die vorliegende Risikoabschätzung wird PM₁₀ als Leitschadstoff gewählt. Gesundheitseffekte durch Schadstoffe, die unabhängig von PM₁₀ auftreten, wie z.B. Ozon, werden nicht quantifiziert (siehe Kapitel 4.2.3).
- Die Zuordnung der Effekte zu den einzelnen Schadstoffverursachern im Verkehr erfolgt proportional zu ihren jeweiligen Immissionsbeiträgen (siehe Kapitel 4.2.4).
- Verschiedene Gesundheitsbeeinträchtigungen durch die Luftschadstoffbelastung, zu denen es keine verlässlichen epidemiologischen Studien gibt oder deren Monetarisierung problematisch ist, werden nicht berücksichtigt (siehe Kapitel 4.2.5).
- Die Abschätzung der Auswirkungen der Luftbelastung auf die Morbidität umfasst in den meisten Fällen nur Kurzzeiteffekte. Langzeitwirkungen können selten quantifiziert werden (siehe Kapitel 4.2.6).
- Die Extrapolation der Belastungs-Wirkungsbeziehung erfolgt linear (siehe Kapitel 4.2.8b).
- Effekte der Luftbelastung werden nur für diejenigen Altersgruppen berechnet, zu denen Studienresultate vorliegen. Beispielsweise ist die Mortalität der Ein- bis 29-Jährigen nicht berücksichtigt, da diese Altersgruppe bisher nicht in Langzeitstudien untersucht wurde (siehe Kapitel 4.2.9).
- Auswirkungen der Luftschadstoffbelastung unterhalb einer Referenzkonzentration von 7.5 µg/m³ werden nicht quantifiziert (siehe Kapitel 4.2.10).

Entsprechend der Projektzielsetzung werden in dieser Risikoabschätzung nur die Effekte der gesamten Luftbelastung und der Immissionen des Strassen- und Schienenverkehrs ausgewiesen. In analoger Weise könnten auch die Auswirkungen der Immissionen anderer Verursacher, z.B. der Industrie, berechnet werden. Erläuterungen dazu sind in den Kapiteln 4.2.4 und 4.2.10 enthalten.

4.2.2 Methode der attributablen Fälle

Die Anzahl der Krankheits- und Todesfälle, die sich aus der Luftschadstoffexposition der Schweizer Bevölkerung im Jahr 2000 ergibt, wird nach dem Konzept der attributablen Fälle berechnet. Im Rahmen der trinationalen Studie wurde diese Methode von Künzli et al. detailliert beschrieben.³² Das Prinzip des Berechnungsverfahrens ist in Grafik 4-1 graphisch dargestellt. Grundlage der Berechnung ist eine **Belastungs-Wirkungsbeziehung**, die ausdrückt, wie stark das Risiko für eine bestimmte Krankheit (oder für Todesfälle) zunimmt, wenn die Schadstoffexposition um einen bestimmten Wert ansteigt. Diese Belastungs-Wirkungsbeziehung wird auch als **Effektschätzer** bezeichnet. Sie wird aus den Ergebnissen

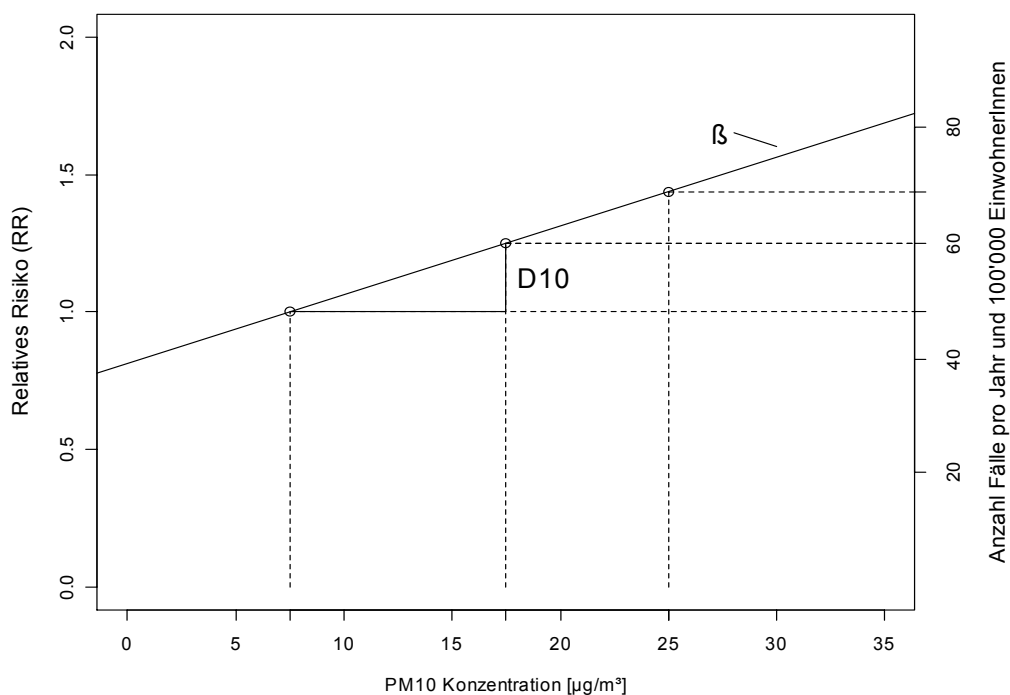
³² Künzli et al. (1999), Health costs due to road traffic-related air pollution - An impact assessment project of Austria, France and Switzerland - Air pollution attributable cases.

wissenschaftlicher Studien abgeleitet, in denen der Zusammenhang zwischen der Schadstoffbelastung der Luft und dem jeweiligen Gesundheitsendpunkt untersucht wurde. Ein häufig verwendetes Mass für diesen Effektschätzer sind die Erkrankungs- oder Todesfälle, die zusätzlich erwartet werden, wenn die mittlere PM10-Konzentration um $10 \mu\text{g}/\text{m}^3$ ansteigt (D10 in Grafik 4-1).

Um die attributablen Fälle zu berechnen, muss man neben der bestehenden Schadstoffexposition auch die beobachtete Häufigkeit der jeweiligen Erkrankung bzw. die Höhe der Sterberate in der Bevölkerung kennen. Im hypothetischen Beispiel in Grafik 4-1 treten bei einer Bevölkerungsexposition von $25 \mu\text{g}/\text{m}^3$ (C_B) jährlich 68 Fälle pro 100'000 Einwohnern (P_B) auf. Bewegt man sich entlang der Geraden (β) nach links, ist ersichtlich, dass bei einer Referenzkonzentration von $7.5 \mu\text{g}/\text{m}^3$ (C_R) 48 Fälle (P_0) auftreten würden. Diese Häufigkeit wird auch als Basisprävalenz bezeichnet. Aus der Differenz dieser beiden Fallzahlen ($P_B - P_0$) kann man schliessen, dass pro 100'000 Einwohnern und Jahr 20 Fälle auf die Schadstoffbelastung der Luft zurückzuführen sind, also 11.4 jährliche Fälle pro 100'000 Einwohner und $10 \mu\text{g}/\text{m}^3$ PM10 Konzentration ($=D10$).

Eine detaillierte Darstellung der einzelnen Schritte zur Berechnung der attributablen Fälle ist in Anhang A zu finden.

Grafik 4-1: Graphische Veranschaulichung der Berechnung der attributablen Fälle an einem hypothetischen Beispiel. (Die Beschriftung der Graphik ist im vorhergehenden Textabschnitt erläutert.)



4.2.3 Leitschadstoff

Würde man die negativen Auswirkungen der Luftschadstoffbelastung auf die Gesundheit durch Summierung der attributablen Krankheits- oder Todesfälle aller Luftschadstoffe berechnen, käme es zu einer Überschätzung des wahren Effekts. Der Grund dafür ist, dass die meisten Schadstoffe normalerweise gemeinsam auftreten, also stark miteinander korreliert sind. Die Summierung ihrer Effekte würde daher zu Mehrfachzählungen führen. Um solche Mehrfachzählungen zu vermeiden, werden die Auswirkungen der Schadstoffbelastung auf der Basis eines einzigen Leitschadstoffs quantifiziert, der stellvertretend für die Wirkung aller Luftschadstoffe steht. Ein allfälliger Nachteil dieser Methode ist, dass Gesundheitseffekte, die unabhängig vom Leitschadstoff auftreten, nicht in die Berechnungen einfließen. Dies kann zu einer Unterschätzung der tatsächlichen Gesundheitsschäden führen. Diesen Nachteil nehmen wir in Kauf, da er im Einklang mit dem gewählten konservativen Ansatz unseres Berechnungskonzepts steht (vgl. Kapitel 4.2.1).

Aus epidemiologischer Sicht muss der Leitschadstoff zwei Kriterien erfüllen: In erster Linie sollte er für die allgemeine Luftschadstoffbelastung, d.h. für möglichst viele Emissionsquellen, repräsentativ sein. Schadstoffe, die spezifisch von einzelnen Emittenten ausgestossen werden, sind ungeeignet. Zweitens muss die Wirkung des entsprechenden Schadstoffes in epidemiologischen Studien untersucht worden sein. Nur dann lassen sich seine Auswirkungen auf die Gesundheit quantifizieren.

Da sich in epidemiologischen Studien besonders starke und konsistente Korrelationen zwischen der Feinstaubkonzentration am Wohnort und der Häufigkeit verschiedener Gesundheitsbeeinträchtigungen gezeigt haben, kann man davon ausgehen, dass Feinstäube die Kriterien für den Leitschadstoff am besten erfüllen. Zu den Feinstäuben gehören PM_{2.5}, PM₁₀, TSP (total suspended particles, Gesamtschwebestaub), Russ und Black Smoke. Unter Berücksichtigung der Einschränkungen, die sich aus der Expositionsmodellierung ergeben (siehe Kapitel 4.2.1) wurde PM₁₀ als Leitschadstoff für die vorliegende Risikoabschätzung ausgewählt.

Viele epidemiologische Langzeitstudien quantifizieren statistische Assoziationen zwischen dem Auftreten von Gesundheitsschäden und der Exposition gegenüber einer einzigen Feinstaubfraktion, z.B. nur PM_{2.5}. Da die Feinstaubfraktionen untereinander hoch korreliert sind, lassen sich die in diesen Studien berechneten Effektschätzer in einander überführen. Zu diesem Zweck wurden anhand von Messungen an typischen Schweizer Standorten einen Umrechnungsfaktor für TSP in PM₁₀ bestimmt. Der Umrechnungsfaktor von PM_{2.5} in PM₁₀ wurde mit dem Immissionsmodell bevölkerungsgewichtet modelliert. Für alle Einwohner beträgt er 1.32. Die übrigen Umrechnungsfaktoren sind gleich wie bei der Abschätzung 1997³³ (siehe Tabelle 4-1).

³³ Künzli et al. (1999), Health costs due to road traffic-related air pollution - An impact assessment project of Austria, France and Switzerland - Air pollution attributable cases. S. 20.

Tabelle 4-1: Übersicht über die verwendeten Umrechnungsfaktoren für verschiedene Schwebstaubfraktionen

Schadstoff	Umrechnungsfaktor für die Schweiz
PM2.5 in PM10	1.32
TSP in PM10	0.55
Black Smoke in PM10	1.00
PM15 in PM10	1.00
PM13 in PM10	1.00

4.2.4 Zuordnung der Krankheits- und Todesfälle zu den verschiedenen Verursachern

Bei der Zuordnung der attributablen Erkrankungs- und Todesfälle zu den verschiedenen Schadstoffverursachern im Verkehr ist zu beachten, dass sich die Emissionen der einzelnen Verursacher in ihrer Zusammensetzung unterscheiden. Es ist denkbar, dass sich chemisch unterschiedliche Emissionen verschieden stark auf die menschliche Gesundheit auswirken. Beispielsweise könnten Verkehrsimmissionen toxischer sein als aufgewirbelter mineralischer Feinstaub. Diese Fragestellung wurde in den letzten Jahren in wissenschaftlichen Studien vermehrt untersucht. Der gegenwärtige Wissensstand ist im Folgenden kurz dargestellt:

In der APHEA2-Studie stellte sich heraus, dass in Gebieten mit hohen NO_2 -Konzentrationen ein deutlicherer Zusammenhang zwischen der Kurzzeitmortalität und PM10 bestand als in Gebieten mit tiefen NO_2 -Werten.³⁴ Da NO_2 ein Indikator für die Verkehrsexposition ist, wurde dies als Indiz gewertet, dass Partikel, die vom Verkehr emittiert werden, toxischer sind als andere Partikel. Diese europäischen Studienresultate sind konsistent mit Untersuchungen aus Kanada und den USA, die zeigten, dass vom Verkehr emittiertes PM2.5 stärkere Effekte hatte als PM2.5 von anderen Verbrennungsprozessen. Zwischen der Konzentration von PM2.5-Partikeln von der Erdkruste und der Gesundheit wurden keine Assoziationen gefunden.³⁵ Dagegen bestehen Hinweise, dass die Konzentrationen von Sulphat und Übergangsmetallen in den Partikeln zu einer erhöhten Mortalität beitragen.³⁶ Die kalifornische Umweltbehörde (OEHHA) hat diese Fragestellung kürzlich eingehend untersucht und kam zum Schluss, dass es Hinweise auf eine grössere Toxizität von PM2.5 und Verbrennungspartikeln

³⁴ Katsouyanni et al. (2001), Confounding and effect modification in the short-term effects of ambient particles on total mortality: results from 29 European cities within the APHEA2 project.

³⁵ Laden et al. (2000), Association of fine particulate matter from different sources with daily mortality in six U.S. cities.

³⁶ Burnett et al. (2000), Association between particulate- and gas-phase components of urban air pollution and daily mortality in eight Canadian cities.

im Vergleich zu ‚coarse particles‘ mineralogischen Ursprungs gibt.³⁷ Insgesamt bestehen jedoch noch viele Unsicherheiten in dieser Frage, und eine Quantifizierung der Unterschiede ist nicht möglich.

Aufgrund des gegenwärtigen Kenntnisstandes wird es für die hier vorliegende Risikoabschätzung als zu spekulativ erachtet, den Immissionen verschiedener Schadstoffquellen unterschiedlich starke Wirkungen zuzuordnen. Daher werden die gesundheitlichen Auswirkungen als proportional zu den PM10-Immissionsbeiträgen der jeweiligen Schadstoffemittenten angenommen. Für Emittenten von Verbrennungspartikeln erwartet man bei diesem Vorgehen eher eine Unterschätzung der Effekte. Auf die Quantifizierung der Auswirkungen der Luftschadstoffbelastung insgesamt hat diese Annahme keinen Einfluss.

4.2.5 Auswahl der Gesundheitsendpunkte

Um die gesundheitliche Beeinträchtigung der Bevölkerung durch die Luftschadstoffbelastung zu quantifizieren, werden verschiedene Sterblichkeitsraten und Erkrankungshäufigkeiten untersucht. Diese werden zusammenfassend auch als Gesundheitsendpunkte bezeichnet. Bei der Auswahl der Gesundheitsendpunkte besteht das grundsätzliche Ziel, möglichst alle durch die Luftverschmutzung verursachten Gesundheitsschäden zu berücksichtigen. Ebenfalls zu beachten sind aber folgende Kriterien:

- Um Doppelzählungen zu vermeiden, müssen die Erkrankungen und Sterberaten klar voneinander abgrenzbar sein.
- Es müssen gesicherte Effektschätzer (=Belastungs-Wirkungsbeziehungen) vorliegen.
- Wenn möglich, sollte es sich bei den Gesundheitsendpunkten um Effekte handeln, deren Folgekosten (Schäden) einer Monetarisierung zugänglich sind.

Die American Thoracic Society veröffentlichte eine Liste von Erkrankungen und Sterberaten, die im Zusammenhang mit der Luftschadstoffbelastung als relevant zu betrachten sind.³⁸ Im trinationalen Projekt³⁹ wurden davon folgende Endpunkte quantifiziert:

- Gesamtmortalität
- Spitaleintritte wegen Atemwegserkrankungen sowie Herz-/Kreislauferkrankungen
- Chronische Bronchitis bei Erwachsenen und Kindern
- Asthmaanfälle bei Erwachsenen und Kindern
- Tage mit eingeschränkter Aktivität

Diese Gesundheitsendpunkte werden auch in der hier vorliegenden Arbeit berücksichtigt. Zusätzlich werden die Auswirkungen der Luftschadstoffbelastung auf die Säuglingssterblich-

³⁷ Broadwin et al. (2002), Public Hearing to Consider Amendments to the Ambient Air Quality Standards for Particulate Matter and Sulfates.

³⁸ American Thoracic Society (2000), What constitutes an adverse health effect of air pollution?

³⁹ Künzli et al. (2000), Public-health impact of outdoor and traffic-related air pollution: a European assessment.

keit und die Lungenkrebsmortalität quantifiziert, da die wissenschaftliche Evidenz für diese beiden Endpunkte mittlerweile besser geworden ist. Die Berechnungen zur Lungenkrebsmortalität stellen eine Präzisierung der Gesamtmortalität dar, sind aber in der Gesamtsterblichkeit bereits implizit enthalten.⁴⁰

Eine Reihe gesundheitlicher Auswirkungen der Luftschadstoffbelastung wird allerdings nicht erfasst. Dazu gehören zum Beispiel Hausarztkonsultationen, Medikamentenverordnungen wegen Atemwegs- und Herz-/Kreislaufferkrankungen, Selbstmedikation, Vermeidungsverhalten sowie akute und chronische physiologische Veränderungen (z.B. der Lungenfunktion). Diese Effekte sind entweder ökonomisch nicht in Geldeinheiten quantifizierbar, da die nötigen Grundlagendaten in der Schweiz fehlen oder es fehlen die epidemiologischen Grundlagen.

4.2.6 Akute versus chronische Effekte

In der **Allgemeinmedizin** wird zwischen akuten und chronischen Krankheiten unterschieden. Mit akuten Erkrankungen meint man Krankheiten, deren Schweregrad sich rasch ändert, während eine chronische Krankheit eine persistente Erkrankung bezeichnet.

Auch in der **Epidemiologie** haben sich die Bezeichnungen ‚akute‘ und ‚chronische Effekte‘ eingebürgert. Diese Bezeichnungen beziehen sich jedoch nicht auf die Art der Erkrankung, sondern auf die Exposition. **Akute** Effekte treten mehr oder weniger **unmittelbar nach einer kurzen Expositionszeit** auf und werden im Allgemeinen mit Zeitreihenstudien untersucht. Dabei wird die Erkrankungshäufigkeit einer Population pro Tag unter Berücksichtigung möglicher Störgrößen (z.B. der Temperatur) mit den täglich veränderlichen Luftschadstoffkonzentrationen korreliert. Dadurch lässt sich der Effekt einer Expositionsperiode von einem bis zu mehreren Tagen quantifizieren. **Chronische Effekte** beinhalten dagegen die **Auswirkung einer Langzeitexposition** gegenüber Luftschadstoffen. Insbesondere gesundheitliche Beeinträchtigungen, die eine längere Latenzzeit besitzen (z.B. Krebserkrankungen), sind nicht mit der täglichen Schwankung der Luftschadstoffe korreliert, sondern mit der längerfristigen Exposition. Chronische Effekte können mit Kohortenstudien quantifiziert werden, welche die Morbiditäts- und Mortalitätsraten einer Personengruppe über einen längeren Zeitraum verfolgen und sie mit der Langzeitschadstoffexposition in Beziehung setzen.

⁴⁰ Bei ExternE wurden folgende Endpunkte berücksichtigt:

- Gesamtbevölkerung: Spitaleintritte wegen Atemwegserkrankungen sowie Herz-/Kreislaufferkrankungen, Symptomtage im Zusammenhang mit Ozon, Krebserkrankungen, kurz- und langfristige Mortalität.
- Nur Erwachsene (80% der Bevölkerung): chronische Bronchitis, Tage mit eingeschränkter Aktivität (RAD), Tage mit leicht eingeschränkter Aktivität (MRAD).
- Senioren (14% der Bevölkerung): kongestive Herzinsuffizienz.
- Kinder (20% der Bevölkerung): chronische Bronchitis, chronischer Husten.
- Asthmatiker (3.5% der Bevölkerung): Gebrauch von Bronchodilatoren, Husten, Symptome der tiefen Atemwege (Pfeifen), Asthmaanfälle.

In Bezug auf die Mortalität hat sich gezeigt, dass es einen grossen Unterschied zwischen akuten und chronischen Effekten gibt. Die bisherigen Zeitreihenstudien fanden eine Zunahme der akuten Mortalität in der Grössenordnung von rund 0.5% pro Anstieg der PM₁₀-Konzentration um 10 µg/m³ (z.B. APHEA 2⁴¹: RR=0.6%, 95%-KI=0.4-0.8%). In Kohortenstudien zur langfristigen Veränderung der Mortalität ergab sich dagegen ein rund zehn Mal grösserer Effekt.

Um die gesamten Gesundheitsschäden der Luftverschmutzung zu ermitteln, ist es erforderlich, sowohl die akuten als auch die chronischen Auswirkungen der Schadstoffbelastung zu berücksichtigen. Zur Quantifizierung der luftschadstoffbedingten **Mortalität** werden daher in der vorliegenden Untersuchung nur Kohortenstudien herangezogen.

Prinzipiell wären auch für die Quantifizierung der **Morbidität** Kohortenstudien zu bevorzugen. Da viele Krankheitsendpunkte, beispielsweise der Zusammenhang zwischen Hospitalisierungen und Luftschadstoffen, bisher aber noch nicht in Kohortenstudien untersucht wurden, müssen wir zur Quantifizierung der Morbidität auf Zeitreihenstudien zurückgreifen. Dies hat zur Folge, dass allfällige chronische Auswirkungen der Luftbelastung auf die Morbidität, die zu erwarten sind, nicht erfasst werden.

4.2.7 Auswahl der relevanten Studien

Auf der Basis der relevanten epidemiologischen Studien wurde für jeden berücksichtigten Gesundheitsendpunkt ein möglichst valider Effektschätzer abgeleitet. Potentiell relevante Studien wurden mit Hilfe der Online-Literaturdatenbanken ‚Medline‘ und ‚ISI Web of Science‘ herausgesucht.⁴² Zusätzlich wurden neuere Monographien und Berichte berücksichtigt sowie das Wissen von Experten. Eine wissenschaftliche Studie musste folgende Kriterien erfüllen, um in die engere Wahl zu kommen:

- Es muss eine Assoziation zwischen dem untersuchten Gesundheitsendpunkt und einer Schwebstaubfraktion (PM_{2.5}, PM₁₀, PM₁₅, TSP, Black Smoke) quantifiziert worden sein. Zudem muss ein Mass für die Präzision des Schätzers vorliegen (Vertrauensintervall, Standardfehler, t-Statistik)
- Als Qualitätskriterium muss die Studie vor der Publikation den normalen wissenschaftlichen Begutachtungsprozess („peer review“) durchlaufen haben.

Einige Gesundheitsendpunkte sind noch kaum untersucht worden, andere dagegen deutlich häufiger. Für gut untersuchte Endpunkte wurden bei der Studienauswahl restriktivere Kriterien angewendet:

⁴¹ Katsouyanni et al. (2001), Confounding and effect modification in the short-term effects of ambient particles on total mortality: results from 29 European cities within the APHEA2 project.

⁴² siehe <http://www.ncbi.nlm.nih.gov/entrez/query.fcgi> bzw. <http://wos.isiglobalnet.com/>

- Wenn zu einem Krankheitsbild mindestens drei europäische Studien vorhanden waren, wurden nur diese berücksichtigt. Es ist anzunehmen, dass europäische Studien die Verhältnisse in der Schweiz besser repräsentieren als Arbeiten aus anderen Erdteilen.
- Wenn insgesamt mindestens drei Studien vorlagen, wurden nur Untersuchungen berücksichtigt, bei denen die Studienpopulation konsistent mit der Zielpopulation war. Studien zur Zunahme von Asthmaanfällen bei Asthmatikern beispielsweise müssen explizit an einem solchen Kollektiv durchgeführt worden sein. Auswirkungen der Luftschadstoffbelastung auf die Gesundheit der Allgemeinbevölkerung (z.B. Hospitalisierungen) müssen an der Allgemeinbevölkerung untersucht worden sein. Studien, die nur an Nichtrauchern oder anderen speziellen Bevölkerungsgruppen durchgeführt wurden, sind für die Schweizer Gesamtbevölkerung nicht repräsentativ. Es hat sich gezeigt, dass die Übertragung von Effektschätzern zwischen Populationen mit unterschiedlichem Gesundheitsrisikoprofil problematisch ist und das Ergebnis einer Risikoabschätzung verzerren kann.⁴³
- Für Krankheitsbilder, bei denen mehrere Studien zur Herleitung eines Effektschätzers zur Verfügung standen, wurde mittels metaanalytischer Methoden ein mittlerer Effektschätzer berechnet (siehe folgendes Kapitel 4.2.8a)).

4.2.8 Quantifizierung des Effektschätzers

a) Berechnung eines mittleren Effektschätzers mittels Meta-Analyse

Zur Berechnung des mittleren (gepoolten) Effektschätzers aus den Ergebnissen mehrerer Studien werden standardisierte metaanalytische Techniken angewendet.⁴⁴ Je nach Übereinstimmung der Studienresultate kommen dabei verschiedene Berechnungskonzepte zum Einsatz. Ausserdem werden die Studien gewichtet, um zu erreichen, dass grosse Untersuchungen den mittleren Effektschätzer stärker beeinflussen als kleine. Dieses Vorgehen wird in Anhang A (Schritt 3) am Beispiel der Mortalitätsstudien detailliert erläutert.

b) Extrapolation

Aus methodischen Gründen werden Effekte in epidemiologischen Studien meistens als relative Risiken ausgedrückt. Relative Risiken basieren auf einer exponentiellen Belastungswirkungsfunktion. Für kleine Risiken ist die Differenz zwischen exponentieller und linearer Funktion minim. In der Risikoabschätzung hat es sich etabliert, für Extrapolationen eine lineare Approximation zu verwenden, üblicherweise in Form der Anzahl Fälle pro Anstieg der PM10-Konzentration um 10 µg/m³ (D10). Das wird auch in der vorliegenden Arbeit so gehandhabt.

⁴³ Rössli et al. (2003), Which effect measure should be used for impact assessment in a new population context?

⁴⁴ Petitti (1994), Meta-analysis, decision analysis, and cost-effectiveness analysis.

4.2.9 Häufigkeiten der Gesundheitsendpunkte in der Bevölkerung

Um berechnen zu können, wie viele Krankheits- oder Todesfälle auf die Luftschadstoffbelastung zurückzuführen sind, muss man wissen, wie häufig der jeweilige Gesundheitsendpunkt in der Bevölkerung tatsächlich ist (vgl. Kapitel 4.2.2). Diese Häufigkeiten werden auch als beobachtete Häufigkeiten bezeichnet und in Form von Prävalenzen oder Inzidenzen angegeben. Gemäss dem Prinzip der konservativen Annahme wird für die hier vorgenommenen Berechnungen jeweils nur die Häufigkeit derjenigen Altersgruppe berücksichtigt, die auch in den zugrundeliegenden Studien untersucht wurde. Beispielsweise sind nur die Todesfälle der über 30-Jährigen berücksichtigt, da in den Kohortenstudien nur die Sterblichkeitsrate dieser Altersgruppe erhoben wurde. Es gibt aber bisher keine Studie, die belegen würde, dass sich die Luftschadstoffbelastung bei unter 30-Jährigen nicht auf die Sterblichkeit auswirkt.

Die Krankheits- und Todesfallhäufigkeiten in der Schweiz werden entsprechend der Alterszusammensetzung der Schweizer Bevölkerung in Anzahl Fälle pro 100'000 Einwohner umgerechnet. Für die vorliegende Risikoabschätzung werden die Häufigkeitsdaten aus folgenden Quellen verwendet:

- Gesamtmortalität und Lungenkrebsmortalität der Erwachsenen (≥ 30 Jahre) sowie Mortalität im ersten Lebensjahr: Volkszählung 2000⁴⁵
- Spitaleintritte wegen Atemwegs- resp. Herz-/Kreislaufkrankungen: Schweizerische Spitalstatistik⁴⁶
- Chronische Bronchitis bei Erwachsenen (> 25 Jahre): AHSMOG-Studie⁴⁷
- Akute Bronchitis bei Kindern (< 15 Jahre): SCARPOL-Querschnittserhebungen 1999-2002
- Asthmaanfälle bei Erwachsenen (≥ 15 Jahre): Daten der European Community Respiratory Health Survey (ECRHS) und der Schweizer SAPALDIA-Studie von 1991/1992
- Asthmaanfälle bei Kindern (< 15 Jahre): SCARPOL-Querschnittserhebungen 1999-2002
- Tage mit eingeschränkter Aktivität (≥ 20 Jahre): amerikanische Studie von Ostro⁴⁸

Die Bevölkerungsdaten der verschiedenen Altersgruppen stammen aus der Volkszählung 2000 (siehe Tabelle 4-2).

⁴⁵ Bundesamt (2003), Annual Statistics Report for Switzerland (Statistisches Jahrbuch).

⁴⁶ BFS (2003), BFS aktuell, 14 Gesundheit: Medizinische Statistik der Krankenhäuser.

⁴⁷ Abbey et al. (1998), Long-term particulate and other air pollutants and lung function in nonsmokers.

⁴⁸ Ostro (1990), Associations between morbidity and alternative measures of particulate matter.

Tabelle 4-2: Verwendete Bevölkerungsdaten aus der Volkszählung 2000 in den verschiedenen Altersgruppen

Altersgruppe	Männer	Frauen	Total
0-1	39'980	37'775	77'755
1-14	601'891	568'911	1'170'802
15-19	214'877	202'264	417'141
20-24	212'080	207'872	419'952
25-29	239'420	243'300	482'720
30-64	1'772'036	1'767'174	3'539'210
>64	446'749	654'713	1'101'462
Total	3'527'033	3'682'009	7'209'042

4.2.10 Referenzkonzentration

Das Resultat der Quantifizierung der Gesundheitseffekte durch die gesamte Luftbelastung hängt davon ab, welche Schadstoffkonzentration als Referenzzustand gewählt wird. Die bisherigen epidemiologischen Studien haben zwar keine Evidenz für einen Schwellenwert geliefert, unterhalb dessen keine Effekte mehr zu erwarten sind. Es gibt aber bisher noch keine Untersuchung an Personen, die in Gebieten mit sehr niedriger Luftbelastung leben (< 5 bis $10 \mu\text{g}/\text{m}^3$). Über diesen Konzentrationsbereich können daher nur beschränkt Aussagen gemacht werden. Deshalb wird im Sinne einer konservativen Annahme eine Referenzkonzentration von $7.5 \mu\text{g}/\text{m}^3$ gewählt. Mögliche Effekte der Luftbelastung unterhalb dieser Referenzkonzentration werden nicht quantifiziert. Dies entspricht auch dem international üblichen und von der Weltgesundheitsorganisation empfohlenen Vorgehen.

Zu beachten ist, dass die Höhe der Referenzkonzentration in erster Linie das Resultat der Risikoabschätzung für alle luftschadstoffbedingten Erkrankungs- und Sterbefälle zusammen beeinflusst. Auf die Zuordnung der attributablen Fälle zu den verschiedenen Schadstoffverursachern hat sie kaum einen Einfluss, da diese nach dem Prinzip der **Grenzkosten** erfolgt. Dabei wird die tatsächliche Expositionssituation der Schweizer Bevölkerung mit einer hypothetischen Situation ohne die Immissionen der entsprechenden Quellen verglichen. Bei allen diesen Vergleichen wird die Referenzkonzentration nie unterschritten.

Die Anwendung des Grenzkostenprinzips hat jedoch zur Folge, dass die Summe der gesundheitlichen Auswirkungen aller Immissionsverursacher (Verkehr, Haushalt, Industrie etc.) grösser wäre als die Effekte der gesamten Luftschadstoffbelastung. Dieses auf den ersten Blick paradoxe Resultat rührt daher, dass die Beiträge aller Emittenten (ohne natürliches $\text{PM}_{10} = 1.3 \mu\text{g}/\text{m}^3$) zusammen zu einer mittleren Exposition von rund $17.8 \mu\text{g}/\text{m}^3$ führen ($19.1 \mu\text{g}/\text{m}^3 - 1.3 \mu\text{g}/\text{m}^3$). Dies ist höher als die Immissionen, die man bei der Berechnung der Gesamtschadstoffbelastung der Luft berücksichtigt: Dabei wird die Referenzkonzentration von $7.5 \mu\text{g}/\text{m}^3$ von $19.1 \mu\text{g}/\text{m}^3$ abgezogen, woraus eine Schadstoffexposition von $11.6 \mu\text{g}/\text{m}^3$ resultiert. Anhand dieses Wertes werden dann die gesundheitlichen Auswirkungen der Luftschadstoffbelastung berechnet.

Dieses Vorgehen ist gerechtfertigt, weil es in Analogie zur Realität steht, wie sie in Langzeitkohortenstudien beobachtet wird. Auch in diesen Studien werden verschiedene Orte mit Immissionen von unterschiedlichen Emittenten verglichen. Beispielsweise kann an Ort A die PM₁₀-Belastung 5 µg/m³ höher sein als in Ort B, weil es dort mehr Verkehr gibt. Entsprechend kann der Effekt der zusätzlichen Verkehrsimmissionen aus den Unterschieden in den Sterberaten der beiden Orte abgeschätzt werden. Wir wissen aber nicht, was passieren würde, wenn in einem Ort überhaupt keine Schadstoffimmissionen auftreten würden. Wie bereits erwähnt, gibt es zwar keine Hinweise, dass die Luftschadstoffbelastung unterhalb einer bestimmten Konzentration unschädlich wird. Für Konzentrationen unter 7.5 µg/m³ kann aber auf wissenschaftlicher Basis kein Effektschätzer abgeleitet werden.

4.2.11 Berechnungskonzept der verlorenen Lebensjahre

Bei den Sterberaten bezeichnen die attributablen Fälle die Anzahl vorzeitiger Todesfälle aufgrund der Exposition. Mit dem Begriff „vorzeitige Todesfälle“ sind allerdings Interpretationsschwierigkeiten verbunden. Insbesondere stösst man bei der ökonomischen Bewertung eines vorzeitigen Todesfallrisikos auf Probleme. Aus diesen Gründen hat sich in den letzten Jahren die Bewertung der Gesundheitsschäden anhand der verlorenen Lebensjahre durchgesetzt. Die Anzahl der verlorenen Lebensjahre kann aber nicht direkt aus den vorzeitigen Todesfällen abgeleitet werden. Vielmehr wird sie aus dem relativen Risiko und der Überlebensfunktionskurve (abgeleitet aus Sterbetafeln) berechnet. Das Prinzip der Berechnung besteht darin, das zusätzliche Sterberisiko durch die Luftschadstoffbelastung in der altersabhängigen Überlebenswahrscheinlichkeit zu berücksichtigen und mit einem Referenzszenario zu vergleichen. Detaillierte Erläuterungen und eine Beispielberechnung sind in Anhang B oder in der entsprechenden Fachliteratur⁴⁹ zu finden.

Die Schadstoffbelastung der Luft ist sowohl kurz- als auch langfristig mit einer erhöhten Mortalität assoziiert (siehe Kapitel 4.2.6). Mit Hilfe von Kohortenstudien lassen sich diese beiden Zusammenhänge quantifizieren. Bei einer plötzlichen, permanenten Abnahme der Schwebstaubkonzentration würde die Mortalitätsrate kontinuierlich abnehmen und sich nach einer gewissen Zeit auf einem niedrigeren Niveau stabilisieren (siehe Grafik 4-2).

Der zeitliche Verlauf dieser Risikofunktion lässt sich aus den Kohortenstudien nicht ableiten. Daher muss bei der Berechnung der verlorenen Lebensjahre eine Annahme getroffen werden, wie lange das Risiko der jetzigen Luftschadstoffexposition in die Zukunft hinein nachwirkt. Zur Abschätzung des zeitlichen Verlaufs dieser Risikofunktion wurden in der vorliegenden Arbeit zwei Interventionsstudien herangezogen, die den Effekt einer plötzlichen, permanenten Abnahme der Luftschadstoffbelastung auf die Mortalität untersuchten.^{50,51} Aus den

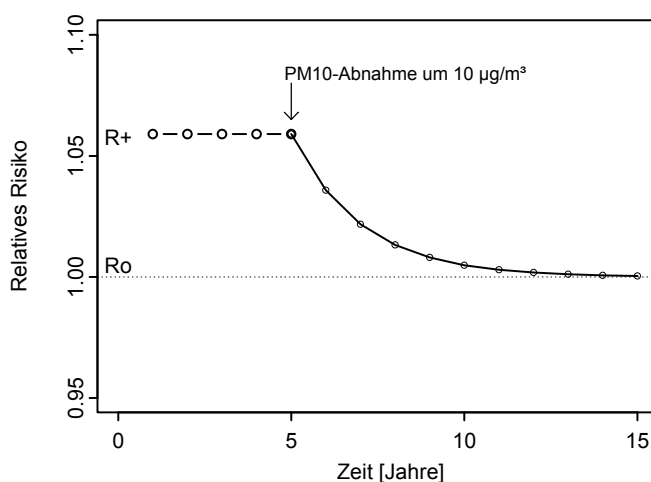
⁴⁹ Leksell et al. (2001), Air pollution and mortality: quantification and valuation of years of life lost; Miller et al. (2003), Life table methods for quantitative impact assessments in chronic mortality; Rabl (2003), Interpretation of air pollution mortality: number of deaths or years of life lost?

⁵⁰ Pope et al. (1992), Daily mortality and PM₁₀ pollution in Utah Valley.

⁵¹ Clancy et al. (2002), Effect of air-pollution control on death rates in Dublin, Ireland: an intervention study.

Ergebnissen dieser beiden Studien lässt sich die zeitliche Veränderung der Mortalität nach dem Rückgang der Exposition ableiten. Die Herleitung dieser exponentiell abnehmenden Risikofunktion ist in Anhang C wiedergegeben.

Grafik 4-2: Hypothetisches Beispiel für den zeitlichen Verlauf der Risikofunktion bei Abnahme der PM10-Belastung um $10 \mu\text{g}/\text{m}^3$



Der zeitliche Verlauf dieser Risikofunktion ist in Tabelle 4-3 dargestellt. Daraus ist ersichtlich, dass 39% der gesamten Wirkungen der Luftbelastung im ersten Jahr auftreten, 24% im zweiten Jahr usw. In den ersten zwei Jahren ist also mit dem Auftreten von rund 63% der Effekte der Schadstoffbelastung zu rechnen. $RR(t)$ bezeichnet das entsprechende relative Risiko für das jeweilige Jahr unter der Annahme eines gesamten relativen Risikos von 1.059 (siehe Kapitel b). Ein exponentieller zeitlicher Verlauf der Risikofunktion bedeutet im Prinzip, dass die Auswirkungen der Schadstoffbelastung der Luft unendlich lange anhalten. Aus praktischen Gründen wurde die Wirkung der Luftbelastung bei der Berechnung auf zehn Jahre beschränkt und $RR(t)$ entsprechend geeicht. Den Gesamteffekt der Luftschadstoffbelastung erhält man also, wenn man die $RR(t)$ für die zehn Jahre miteinander multipliziert.

Tabelle 4-3: Zeitlicher Verlauf der langfristigen Effekte der Luftbelastung auf die Gesamtmortalität

Zeit t [Jahre]	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10
Anteil an der Gesamtwirkung	39.3%	23.9%	14.5%	8.8%	5.3%	3.2%	2.0%	1.2%	0.7%	0.4%
$RR(t)$	1.0229	1.0139	1.0084	1.0051	1.0031	1.0019	1.0011	1.0007	1.0004	1.0003

4.3 Ergebnisse zu den luftverschmutzungsbedingten Krankheits- und Todesfällen

4.3.1 Einleitung

In diesem Kapitel werden die Ergebnisse der Risikoabschätzung zu den zwölf untersuchten Gesundheitsendpunkten dargestellt, die in Zusammenhang mit der Schadstoffbelastung der Luft stehen. Neben den attributablen Fällen und ihrer Zuordnung zu den verschiedenen Schadstoffverursachern werden die Ergebnisse der einzelnen Berechnungsschritte nach folgendem Schema dargestellt:

- a) Studienauswahl
- b) Berechnung des mittleren Effektschätzers
- c) Beobachtete Häufigkeit in der Schweizer Bevölkerung
- d) Attributable Fälle und Zuordnung zu den Schadstoffverursachern

4.3.2 Mortalität bei Erwachsenen

a) Studienauswahl

Insgesamt gibt es vier Kohortenstudien, welche die Langzeiteffekte von Schwebstaubexpositionen auf die Gesamtmortalität⁵² sowie auf die Lungenkrebssterblichkeit untersucht haben. Drei Studien wurden in den USA durchgeführt⁵³, eine in den Niederlanden⁵⁴.

Eine der amerikanischen Studien, die Adventist Health Study of Smog (AHSMOG)⁵⁵, wurde in der vorliegenden Risikoabschätzung bei der Bestimmung des Effektschätzers nicht berücksichtigt, da sie ein sehr spezielles Kollektiv untersucht hat. Adventisten verzichten aus religiösen Gründen auf das Rauchen und auf das Trinken von Alkohol. Zudem ist die Luftbelastungssituation in Kalifornien mit der Situation in der Schweiz am wenigsten vergleichbar: Einerseits wird die Luftschadstoffbelastung in Kalifornien stark durch Sommersmogepisoden charakterisiert, andererseits ist der Anteil an mineralischen Elementen in der PM10-Fraktion deutlich höher als in der Schweiz (Aufwirbelung in ariden Gebieten). Es hat sich gezeigt,

⁵² Mit Gesamtmortalität ist im Folgenden die gesamte Sterblichkeit abzüglich der Todesfälle durch Unfall und Gewalteinwirkungen gemeint.

⁵³ Abbey et al. (1999), Long-term inhalable particles and other air pollutants related to mortality in nonsmokers; Dockery et al. (1993), An association between air pollution and mortality in six U.S. cities; Pope et al. (2002), Lung cancer, cardiopulmonary mortality, and long-term exposure to fine particulate air pollution.

⁵⁴ Hoek et al. (2002), Association between mortality and indicators of traffic-related air pollution in the Netherlands: a cohort study.

⁵⁵ AHSMOG, Abbey et al. (1999), Long-term inhalable particles and other air pollutants related to mortality in non-smokers.

dass Studien, welche an speziellen Populationen durchgeführt wurden, für die Abschätzung von Risiken in der Allgemeinbevölkerung problematisch sind.⁵⁶

Die niederländische Studie NLCS (the **N**etherlands **C**ohort **S**tudy on Diet and Cancer) dürfte für die Situation in der Schweiz am repräsentativsten sein. Dennoch erscheint es nicht sinnvoll, den Effektschätzer nur von dieser Studie abzuleiten. Erstens ist die NLCS die kleinste der vier Studien und der Effektschätzer entsprechend unpräzise. Zweitens umfasste die Altersverteilung im untersuchten Kollektiv nur einen bestimmten Anteil der Erwachsenen, nämlich die 55- bis 69-Jährigen. Neben der holländischen Studie wurden daher die beiden anderen amerikanischen Untersuchungen, die ACS-Studie⁵⁷ und die Sechs-Städte-Studie⁵⁸, ausgewählt. Bei der Sechs-Städte-Studie wurden dabei die neuen, verfeinerten Analysen berücksichtigt.⁵⁹

b) Effektschätzer

Der Heterogenitätstest ergibt keine statistisch signifikanten Unterschiede zwischen den drei ausgewählten Studien zur Gesamtmortalität ($p=0.13$). Zur Berechnung des mittleren Effektschätzers wird daher das Modell mit festen Effekten gewählt („fixed effect model“, vgl. Anhang A). Der mittlere Effektschätzer für die drei Studien ergibt für die Gesamtmortalität ein relatives Risiko von 1.059 (95%-KI: 1.031-1.088) pro Zunahme der mittleren PM10-Konzentration um $10 \mu\text{g}/\text{m}^3$ (siehe Grafik 4-3). Das Zentrum der Raute in Grafik 4-3 entspricht dem mittleren Effektschätzer, die Ecken links und rechts markieren den Bereich des Vertrauensintervalls. Die Grösse der Quadrate in Grafik 4-3 ist proportional zur Gewichtung der einzelnen Studien bei der Berechnung des varianzgewichteten Mittelwertes. Es ist ersichtlich, dass der mittlere Effektschätzer in erster Linie durch die ACS-Studie bestimmt wird (73%). Die niederländische Studie hat nur einen kleinen Einfluss auf die Berechnung (<1%).

c) Sterbehäufigkeit

Die Anzahl der Todesfälle für das Jahr 2000 stammt vom Bundesamt für Statistik.⁶⁰ Ohne Berücksichtigung der Todesfälle durch Unfälle und Gewalteinwirkungen traten bei den über 30-jährigen Frauen insgesamt 30'429 Todesfälle auf, bei den Männern 27'553. Damit ergeben sich für die gesamte Schweizer Bevölkerung 805 Todesfälle pro 100'000 Einwohnern.

⁵⁶ Rösli et al. (2003), Which effect measure should be used for impact assessment in a new population context?

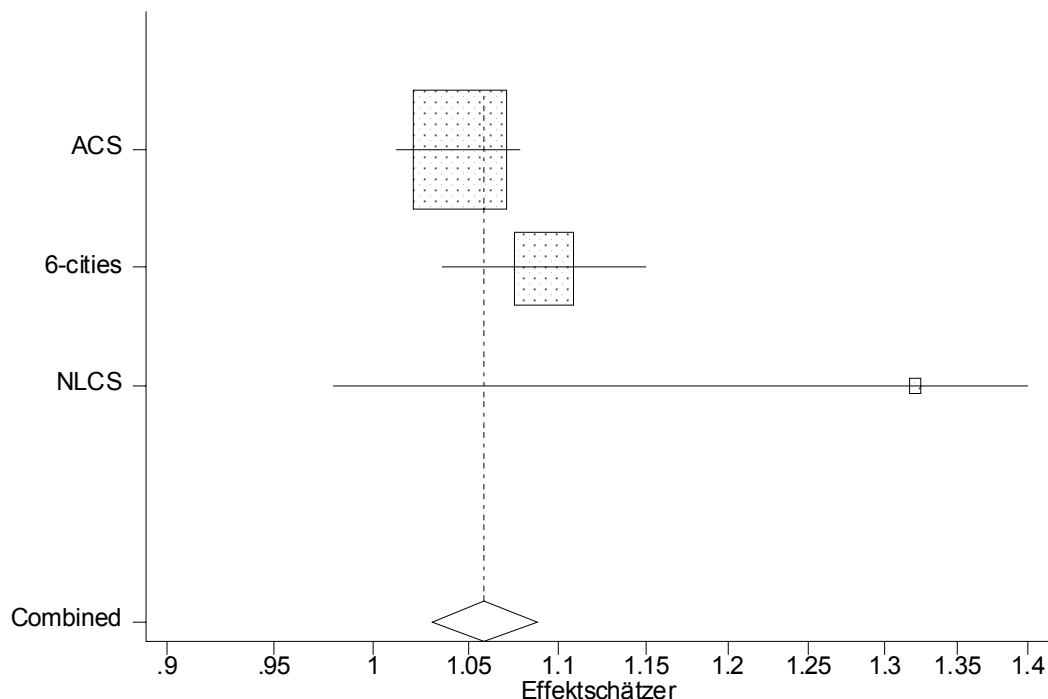
⁵⁷ Pope et al. (2002), Lung cancer, cardiopulmonary mortality, and long-term exposure to fine particulate air pollution.

⁵⁸ Dockery et al. (1993), An association between air pollution and mortality in six U.S. cities.

⁵⁹ Krewski et al. (2000), Reanalysis of the Harvard Six Cities Study and American Cancer Society Study of Particulate Air Pollution and Mortality: Special Report.

⁶⁰ Bundesamt (2003), Annual Statistics Report for Switzerland (Statistisches Jahrbuch).

Grafik 4-3: Graphische Darstellung der studienspezifischen Effektschätzer sowie des mittleren Effektschätzers (combined) für die Gesamtmortalität bei Erwachsenen (>30 Jahre)⁶¹. Aus darstellerischen Gründen ist die Grafik rechts abgeschnitten: Das Vertrauensintervall der NLCS-Studie umfasst das Intervall von 0.98 bis 1.78.



d) Attributable Fälle

Die Berechnungen ergeben für die Gesamtmortalität 44 attributable Todesfälle (95%-KI: 23-66) pro 100'000 Einwohnern und Anstieg der mittleren PM10-Konzentration um $10 \mu\text{g}/\text{m}^3$. Für die ganze Schweiz resultieren daraus 3'746 Todesfälle (95%-KI: 1'968-5'587), die auf die Wirkung der Luftschadstoffbelastung zurückzuführen sind. Kohortenstudien haben gezeigt, dass der Zusammenhang zwischen der Schwebstaubbelastung und der Gesamtmortalität auf eine Zunahme der Todesfälle aufgrund von Atemwegserkrankungen (inkl. Lungenkrebs) und aufgrund von Herz-/Kreislaufkrankungen zurückzuführen ist. In Tabelle 4-4 ist die Anzahl der Todesfälle nach Immissionsverursacher dargestellt.

⁶¹ Lesehilfe: Auf der vertikalen Achse sind die berücksichtigten Studien angeordnet, zuunterst der mittlere Effektschätzer aller Studien zusammen („Combined“). Das Zentrum der Quadrate markiert den Effektschätzer der jeweiligen Studie, die horizontale Linie das Vertrauensintervall. Der mittlere Effektschätzer wird durch das Zentrum der Raute dargestellt, die Ecken der Raute bezeichnen sein Vertrauensintervall. Die Grösse der Quadrate ist proportional zur Gewichtung der einzelnen Studie bei der Mittelwertbildung.

Tabelle 4-4: Berechnete Anzahl Todesfälle nach Verursachern mit 95%-Vertrauensintervall (95%-KI)⁶²

Gesamte Mortalität durch...	Anzahl Fälle	unteres 95%-KI	oberes 95%-KI
...gesamte Luftbelastung	3'746	1'968	5'587
...Strassenverkehr	1'359	714	2'027
...Strassenverkehr Personen	776	408	1'157
...Strassenverkehr Güter	583	307	870
...Schienenverkehr	89	47	133
...Schienenverkehr Personen	41	21	61
...Schienenverkehr Güter	48	25	72

4.3.3 Lungenkrebsmortalität

a) Studienauswahl

Da die Quantifizierung der Lungenkrebsmortalität bereits in der Gesamtmortalität enthalten ist, stellt dieses Kapitel lediglich eine Präzisierung des vorhergehenden dar. Der mittlere Effektschätzer für die Lungenkrebssterblichkeit wurde auf der Basis derselben drei Studien berechnet wie derjenige für die Gesamtmortalität.⁶³

b) Effektschätzer

Der Heterogenitätstest ergibt keinen statistisch signifikanten Unterschied zwischen den drei ausgewählten Studien zur Lungenkrebsmortalität ($p=0.96$). Daher wird das Modell mit festen Effekten gewählt. Der mittlere Effektschätzer für die drei Studien ergibt für die Lungenkrebsmortalität ein relatives Risiko von 1.106% (95%-KI: 1.042-1.174) pro Zunahme der mittleren PM10-Konzentration um 10 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ (siehe Grafik 4-4). Es ist ersichtlich, dass der Effektschätzer in erster Linie durch die ACS-Studie bestimmt wird (90%).

c) Häufigkeit

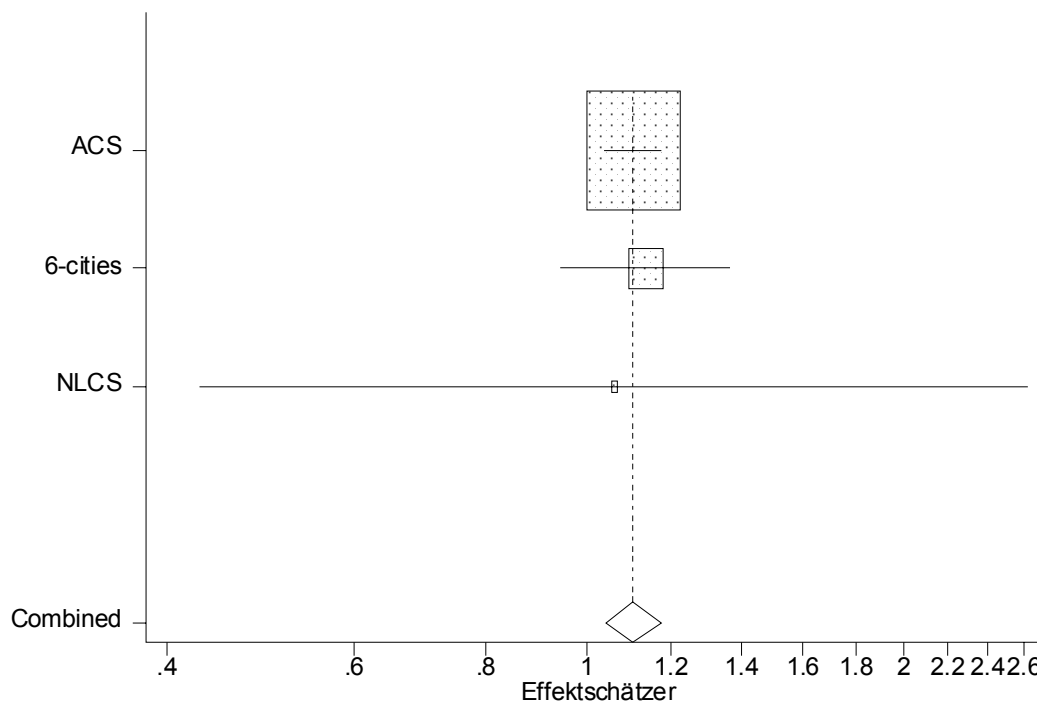
Die Anzahl der Todesfälle aufgrund von Lungenkrebs im Jahr 2000 stammt vom Bundesamt für Statistik.⁶⁴ Im Jahr 2000 starben 2'041 Männer und 778 Frauen an Lungenkrebs. Die Rate pro 100'000 Schweizer Einwohnern beträgt demnach 39 Fälle.

⁶² Rundungsfehler können dazu führen, dass die Aufteilung der Verkehrsemissionen nach Güter- und Personenverkehr nicht exakt mit den entsprechenden Summen übereinstimmen.

⁶³ Pope et al. (2002), Lung cancer, cardiopulmonary mortality, and long-term exposure to fine particulate air pollution; Krewski et al. (2000), Reanalysis of the Harvard Six Cities Study and American Cancer Society Study of Particulate Air Pollution and Mortality: Special Report; Hoek et al. (2002), Association between mortality and indicators of traffic-related air pollution in the Netherlands: a cohort study.

⁶⁴ Bundesamt (2003), Annual Statistics Report for Switzerland (Statistisches Jahrbuch).

Grafik 4-4: Graphische Darstellung der studienspezifischen Effektschätzer sowie des mittleren Effektschätzers (combined) für die Lungenkrebsmortalität bei Erwachsenen (>30 Jahre)⁶⁵



d) Attributable Fälle

Die Berechnungen ergeben für die Lungenkrebsmortalität 4 Todesfälle (95%-KI: 1-6) pro 100'000 Einwohner und 10 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ Anstieg in der mittleren PM10-Konzentration. Damit resultieren für die ganze Schweiz 311 Lungenkrebstodesfälle (95%-KI: 123-511), die auf die Wirkung der Luftschadstoffbelastung zurückzuführen sind. Aus Tabelle 4-5 ist die Anzahl der Todesfälle nach Immissionsverursachern ersichtlich.

⁶⁵ Lesehilfe: Auf der vertikalen Achse sind die berücksichtigten Studien angeordnet, zuunterst der mittlere Effektschätzer aller Studien zusammen („Combined“). Das Zentrum der Quadrate markiert den Effektschätzer der jeweiligen Studie, die horizontale Linie das Vertrauensintervall. Der mittlere Effektschätzer wird durch das Zentrum der Raute dargestellt, die Ecken der Raute bezeichnen sein Vertrauensintervall. Die Grösse der Quadrate ist proportional zur Gewichtung der einzelnen Studie bei der Mittelwertbildung.

Tabelle 4-5: Berechnete Anzahl Lungenkrebstodesfälle nach Verursacher mit 95%-Vertrauensintervall (95%-KI)⁶⁶

Lungenkrebsmortalität durch...	Anzahl Fälle	unteres 95%-KI	oberes 95%-KI
...gesamte Luftbelastung	311	123	511
...Strassenverkehr	113	45	185
...Strassenverkehr Personen	64	26	106
...Strassenverkehr Güter	48	19	80
...Schienenverkehr	7	3	12
...Schienenverkehr Personen	3	1	6
...Schienenverkehr Güter	4	2	7

4.3.4 Säuglingssterblichkeit

a) Studienauswahl

Der Einfluss der Schwebstaubbelastung auf die Säuglingssterblichkeit wurde in fünf Studien untersucht.⁶⁷ Häufig wurde zwischen neonataler Mortalität (Alter der Säuglinge: 0 bis 28 Tage) und postneonataler Mortalität (28 Tage bis 1 Jahr) unterschieden. Generell ergaben diese Studien mit zunehmender Schwebstaubexposition eine erhöhte Sterblichkeit im ersten Lebensjahr. Dies war insbesondere auf eine erhöhte Mortalität aufgrund von Atemwegserkrankungen und plötzlichem Kindstod zurückzuführen. Die einzige europäische Studie wurde in der Tschechischen Republik durchgeführt.⁶⁸ Eine Ableitung des mittleren Effektschätzers auf der Basis dieser einen Studie wird nicht als sinnvoll erachtet. Daher werden für die Bestimmung des mittleren Effektschätzers alle fünf Studien verwendet. In drei Studien wurde explizit ein Effektschätzer für die Alterskategorie 0 bis 1 Jahr berechnet, bei zwei Untersuchungen⁶⁹ wird der postneonatale Effektschätzer verwendet, da kein Effektschätzer für das ganze erste Lebensjahr publiziert wurde.

⁶⁶ Rundungsfehler können dazu führen, dass die Aufteilung der Verkehrsemissionen nach Güter- und Personen nicht exakt mit den entsprechenden Summen übereinstimmen.

⁶⁷ Bobak et al. (1999), The effect of air pollution on infant mortality appears specific for respiratory causes in the postneonatal period; Ha et al. (2003), Infant susceptibility of mortality to air pollution in Seoul, South Korea; Lipfert et al. (2000), Infant mortality and air pollution: a comprehensive analysis of U.S. data for 1990; Loomis et al. (1999), Air pollution and infant mortality in Mexico City; Woodruff et al. (1997), The relationship between selected causes of postneonatal infant mortality and particulate air pollution in the United States.

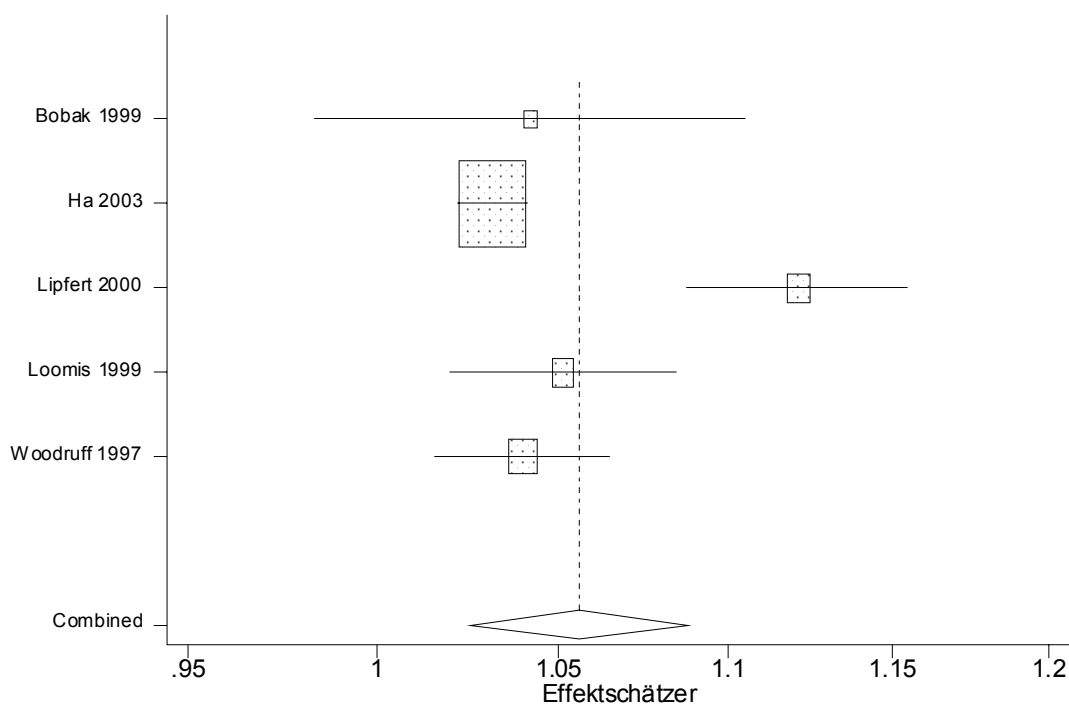
⁶⁸ Bobak et al. (1999), The effect of air pollution on infant mortality appears specific for respiratory causes in the postneonatal period.

⁶⁹ Woodruff et al. (1997), The relationship between selected causes of postneonatal infant mortality and particulate air pollution in the United States; Ha et al. (2003), Infant susceptibility of mortality to air pollution in Seoul, South Korea.

b) Effektschätzer

Der Heterogenitätstest ergibt deutliche Hinweise auf statistisch signifikante Unterschiede zwischen den fünf Studien ($p < 0.001$). Daher wird das Modell mit zufälligen Effekten gewählt. Der mittlere Effektschätzer der fünf Studien ergibt für die Säuglingssterblichkeit ein relatives Risiko von 1.056 (95%-KI: 1.026-1.088) pro Zunahme der mittleren PM₁₀-Konzentration um 10 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ (siehe Grafik 4-5). Bemerkenswert ist, dass der berechnete Effektschätzer praktisch identisch mit dem geschätzten Effektschätzer für die Gesamtmortalität bei Erwachsenen ist (1.059, 95%-KI: 1.031-1.088).

Grafik 4-5: Graphische Darstellung der studienspezifischen Effektschätzer sowie des mittleren Effektschätzers (combined) für die Säuglingssterblichkeit (<1 Jahr)⁷⁰



c) Sterbehäufigkeit

Die Daten zur Säuglingssterblichkeit für das Jahr 2000 stammen vom Bundesamt für Statistik.⁷¹ Bei den unter einjährigen Kindern traten 383 Todesfälle auf. Damit liegt die Todesfallrate bezogen auf die gesamte Schweizer Bevölkerung bei 5.3 Fällen pro 100'000 Einwohnern.

⁷⁰ Lesehilfe: Auf der vertikalen Achse sind die berücksichtigten Studien angeordnet, zuunterst der mittlere Effektschätzer aller Studien zusammen („Combined“). Das Zentrum der Quadrate markiert den Effektschätzer der jeweiligen Studie, die horizontale Linie das Vertrauensintervall. Der mittlere Effektschätzer wird durch das Zentrum der Raute dargestellt, die Ecken der Raute bezeichnen sein Vertrauensintervall. Die Grösse der Quadrate ist proportional zur Gewichtung der einzelnen Studie bei der Mittelwertbildung.

⁷¹ Bundesamt (2003), Annual Statistics Report for Switzerland (Statistisches Jahrbuch).

d) Attributable Fälle

Die Berechnungen ergeben 0.3 Säuglingstodesfälle (95%-KI: 0.1-0.4) pro 100'000 Einwohnern und Anstieg in der mittleren PM10-Konzentration um $10 \mu\text{g}/\text{m}^3$. Damit resultieren für die ganze Schweiz 23 Todesfälle (95%-KI: 10-36) bei Säuglingen unter einem Jahr, die auf die Wirkung der Luftschadstoffbelastung zurückzuführen sind. Die Anzahl der Todesfälle nach Immissionsverursachern ist aus Tabelle 4-6 ersichtlich.

Tabelle 4-6: Berechnete Anzahl Säuglingssterbefälle (< 1 Jahr) nach Verursacher mit 95%-Vertrauensintervall (95%-KI)⁷²

Säuglingssterblichkeit durch...	Anzahl Fälle	unteres 95%-KI	oberes 95%-KI
...gesamte Luftbelastung	23	10	36
...Strassenverkehr	8	4	13
...Strassenverkehr Personen	5	2	7
...Strassenverkehr Güter	4	2	6
...Schienenverkehr	1	0	1
...Schienenverkehr Personen	0	0	0
...Schienenverkehr Güter	0	0	0

4.3.5 Verlorene Lebensjahre und verlorene Erwerbsjahre

Die Berechnung der verlorenen Lebensjahre hat ergeben, dass in der Schweiz 36'327 verlorene Lebensjahre (95%-KI: 19'308–54'457) mit einer Zunahme der mittleren PM10-Exposition um $10 \mu\text{g}/\text{m}^3$ während eines Jahres assoziiert sind. Damit resultieren 42'449 verlorene Lebensjahre (95%-KI: 22'565-63'632) aufgrund der gesamten Luftbelastung in der Schweiz. Vier Prozent dieser Lebensjahre gehen zu Lasten der unter einjährigen Kinder, die restlichen 96% beziehen sich auf die Erwachsenen ab 30 Jahre. Tabelle 4-7 gibt einen Überblick über die verursacherspezifischen Effekte.

Aufgrund der genauen Grundlagen zur Berechnung der verlorenen Lebensjahre (vgl. Anhang B) ist auch eine genaue Ermittlung der verlorenen *Erwerbsjahre* möglich.⁷³ Durch die gesamte Luftverschmutzung errechnen sich 5'267 verlorene Erwerbsjahre der 30-65-Jährigen (das erwerbsfähige Alter beträgt 17-65 Jahre, der Effekt der Luftverschmutzung auf die Sterblichkeit ist jedoch nur für über 30-Jährige gesichert). Damit entsprechen die verlorenen Erwerbsjahre nur 12.4% der verlorenen Lebensjahre, weil die meisten verlorenen Lebensjahre bei den über 65-Jährigen anfallen.

⁷² Rundungsfehler können dazu führen, dass die Aufteilung der Verkehrsemissionen nach Güter- und Personenverkehr nicht exakt mit den entsprechenden Summen übereinstimmen.

⁷³ Dazu werden zuerst die verlorenen Lebensjahre der 30-65-Jährigen berechnet. Dann werden die verlorenen Lebensjahre für diese Altersklassen (1-Jahresklassen) mit dem Anteil der Erwerbstätigen an der Gesamtbevölkerung in der entsprechenden Altersklasse multipliziert (Quelle: Volkszählung 2000).

Tabelle 4-7: Berechnete Anzahl verlorene Lebensjahre nach Verursachern mit 95%-Vertrauensintervall (95%-KI)⁷⁴

Verlorene Lebensjahre durch...	Anzahl Jahre	unteres 95%-KI	oberes 95%-KI
...gesamte Luftbelastung	42'449	22'565	63'632
...Strassenverkehr	15'399	8'186	23'084
...Strassenverkehr Personen	8'787	4'671	13'172
...Strassenverkehr Güter	6'612	3'515	9'912
...Schienenverkehr	1'011	537	1'515
...Schienenverkehr Personen	462	246	693
...Schienenverkehr Güter	548	291	788

Tabelle 4-8: Berechnete Anzahl verlorene Erwerbsjahre nach Verursachern mit 95%-Vertrauensintervall (95%-KI)

Verlorene Erwerbsjahre durch...	Anzahl Jahre	unteres 95%-KI	oberes 95%-KI
...gesamte Luftbelastung	5'267	2'812	7'890
...Strassenverkehr	1'911	1'020	2'863
...Strassenverkehr Personen	1'091	582	1'634
...Strassenverkehr Güter	820	438	1'229
...Schienenverkehr	126	67	188
...Schienenverkehr Personen	58	31	86
...Schienenverkehr Güter	68	36	102

4.3.6 Spitaltage wegen Atemwegserkrankungen

a) Studienauswahl

Spitaleintritte wegen Atemwegserkrankungen gehören zu den am besten untersuchten Wirkungen der Luftschadstoffbelastung. Als potentiell für die Herleitung des Effektschätzers geeignet wurden alle Studien angesehen, die explizit Spitaleintritte wegen Atemwegserkrankungen (das entspricht bei der international gebräuchlichen ICD10-Fallkodierung den Codes: J00-J98) untersuchten. Nicht berücksichtigt wurden Endpunkte wie Arztbesuche, Besuche der Notfallstation etc. Häufig wurden die Daten aus einem Spital oder einer Stadt sowohl als Einzelstudie als auch als Multicenterstudie oder Meta-Analyse publiziert. Wenn beides zur Verfügung stand, wurde den Multicenterstudien und den Meta-Analysen der Vorzug gegeben. Dabei wurde genau geprüft, dass jeder Datensatz nur einmal in unsere Berechnungen einfließen konnte. In einer methodischen Untersuchung wurde vor Kurzem festgestellt, dass Studien, die mit einer bestimmten Routinemethode des Statistikprogramms „S-Plus“ analy-

⁷⁴ Rundungsfehler können dazu führen, dass die Aufteilung der Verkehrsemissionen nach Güter- und Personenverkehr nicht exakt mit den entsprechenden Summen übereinstimmen.

siert wurden, den Effekt der Luftschadstoffbelastung möglicherweise überschätzt haben.⁷⁵ Für diese Studien wurden daher die neuen Effektschätzer verwendet, die in einem Bericht des 'Health Effect Institute' publiziert wurden⁷⁶.

Insgesamt liessen sich 23 Publikationen aus verschiedenen Erdteilen eruieren, die prinzipiell für die Bestimmung des Effektschätzers geeignet sind. Einige davon sind Meta- oder Multi-centeranalysen, so dass Effektschätzer von insgesamt über 50 Studien vorliegen.

Eine Metaregression hat gezeigt, dass die Effektschätzer in europäischen Studien signifikant tiefer sind als in den restlichen Studien. Die Gründe dafür sind nicht bekannt. Da aber anzunehmen ist, dass die europäischen Studien die Situation in der Schweiz am besten repräsentieren, wird der Effektschätzer nur von diesen 8 europäischen Studien abgeleitet.⁷⁷ Aus Grafik 4-6 ist ersichtlich, dass die Studie von Atkinson et al. (2001) bei der Mittelwertberechnung am stärksten gewichtet wird. Dabei handelt es sich um die APHEA2-Studie, die in mehreren Städten Europas nach dem gleichen Protokoll durchgeführt wurde: Barcelona, Birmingham, London, Mailand, Paris, Rom, Stockholm sowie in mehreren niederländischen Städten. Die wissenschaftliche Qualität dieser Studie wird als sehr hoch bewertet.

b) Effektschätzer

Der Heterogenitätstest ergibt keine statistisch signifikante Heterogenität zwischen den ausgewählten 8 Studien ($p=0.36$). Daher wird das Modell mit festen Effekten angewendet. Der mittlere Effektschätzer für die Spitaleintritte wegen Atemwegserkrankungen ergibt für die zehn Studien ein relatives Risiko von 1.009 (95%-KI: 1.006-1.011) pro Zunahme der mittleren PM10-Konzentration um $10 \mu\text{g}/\text{m}^3$ (siehe Grafik 4-6).

c) Häufigkeit der Spitaleintritte

Die Häufigkeit und die Dauer der Hospitalisierungen wegen Atemwegserkrankungen für das Jahr 2000 wurden der Schweizerischen Spitalstatistik entnommen.⁷⁸ Im Jahr 2000 waren in der Schweiz 54'831 Hospitalisierungen wegen Atemwegserkrankungen zu verzeichnen, also

⁷⁵ Dominici et al. (2002), On the use of generalized additive models in time-series studies of air pollution and health.

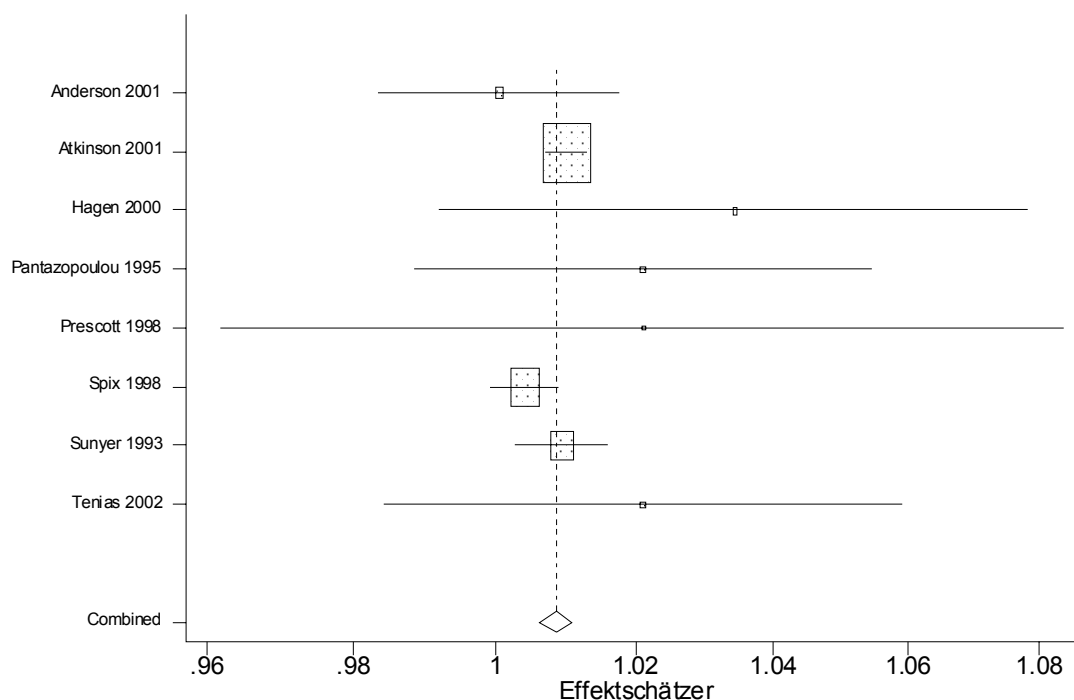
⁷⁶ Health (2003), Revised Analyses of Time-Series Studies of Air Pollution and Health.

⁷⁷ Anderson et al. (2001), Particulate matter and daily mortality and hospital admissions in the west midlands conurbation of the United Kingdom: associations with fine and coarse particles, black smoke and sulphate; Atkinson et al. (2001), Acute effects of particulate air pollution on respiratory admissions - Results from APHEA 2 project; Hagen et al. (2000), Associations between outdoor air pollutants and hospitalization for respiratory diseases; Pantazopoulou et al. (1995), Short-term effects of air pollution on hospital emergency outpatient visits and admissions in the greater Athens, Greece area; Prescott et al. (1998), Urban air pollution and cardiopulmonary ill health: a 14.5 year time series study; Spix et al. (1998), Short-term effects of air pollution on hospital admissions of respiratory diseases in Europe: a quantitative summary of APHEA study results. Air Pollution and Health: a European Approach; Sunyer et al. (1993) Air pollution and emergency room admissions for chronic obstructive pulmonary disease: a 5-year study. Tenias et al. (2002), Air pollution and hospital emergency room admissions for chronic obstructive pulmonary disease in Valencia, Spain.

⁷⁸ BFS (2003), BFS aktuell, 14 Gesundheit: Medizinische Statistik der Krankenhäuser.

761 Spitalaufenthalte pro 100'000 EinwohnerInnen. Da die durchschnittliche Hospitalisierungsdauer 10.9 Tage betrug, ergeben sich für die ganze Schweiz 599'000 Spitaltage wegen Atemwegserkrankungen und 8'313 Spitaltage pro 100'000 EinwohnernInnen.

Grafik 4-6: Graphische Darstellung der studienspezifischen Effektschätzer sowie des mittleren Effektschätzers (combined) für Spitaleintritte wegen Atemwegserkrankungen⁷⁹



d) Attributable Fälle

Aus den Berechnungen resultieren 70 Spitaltage (95%-KI: 51-90) wegen Atemwegserkrankungen pro 100'000 Einwohner und Anstieg der mittleren PM10-Konzentration um 10 $\mu\text{g}/\text{m}^3$. Damit ergeben sich für die ganze Schweiz 5'858 im Spital verbrachte Tage wegen Atemwegserkrankungen (95%-KI: 4'273-7'512), die auf die Wirkung der Luftschadstoffbelastung zurückzuführen sind. Die Zuordnung zu den Immissionsverursachern ist in Tabelle 4-9 aufgeführt.

⁷⁹ Lesehilfe: Auf der vertikalen Achse sind die berücksichtigten Studien angeordnet, zuunterst der mittlere Effektschätzer aller Studien zusammen („Combined“). Das Zentrum der Quadrate markiert den Effektschätzer der jeweiligen Studie, die horizontale Linie das Vertrauensintervall. Der mittlere Effektschätzer wird durch das Zentrum der Raute dargestellt, die Ecken der Raute bezeichnen sein Vertrauensintervall. Die Grösse der Quadrate ist proportional zur Gewichtung der einzelnen Studie bei der Mittelwertbildung.

Tabelle 4-9: Berechnete Anzahl Spittage wegen Atemwegserkrankungen nach Verursachern mit 95%-Vertrauensintervall (95%-KI)⁸⁰

Spittage wegen Atemwegserkrankungen durch...	Anzahl Fälle	unteres 95%-KI	oberes 95%-KI
...gesamte Luftbelastung	5'858	4'273	7'512
...Strassenverkehr	2'127	1'551	2'728
...Strassenverkehr Personen	1'213	885	1'556
...Strassenverkehr Güter	914	666	1'172
...Schienenverkehr	140	102	179
...Schienenverkehr Personen	64	47	82
...Schienenverkehr Güter	76	55	97

4.3.7 Spittage wegen Herz-/Kreislauferkrankungen

a) Studienauswahl

Die Spitaleintritte wegen Herz-/Kreislauferkrankungen sind ebenfalls mehrfach untersuchte Wirkungen der Luftschadstoffbelastung. Die Studienauswahl erfolgte nach den gleichen Kriterien wie bei den Studien zur Hospitalisierung wegen Atemwegserkrankungen.

Insgesamt wurden 14 Publikationen eruiert, die prinzipiell für die Bestimmung des Effektschätzers geeignet sind, davon einige Meta- oder Multicenter-Analysen. Der mittlere Effektschätzer wurde anhand der vier europäischen Studien abgeleitet. In einer griechischen Studie wurden für Sommer und Winter separate Schätzer berechnet.⁸¹

b) Effektschätzer

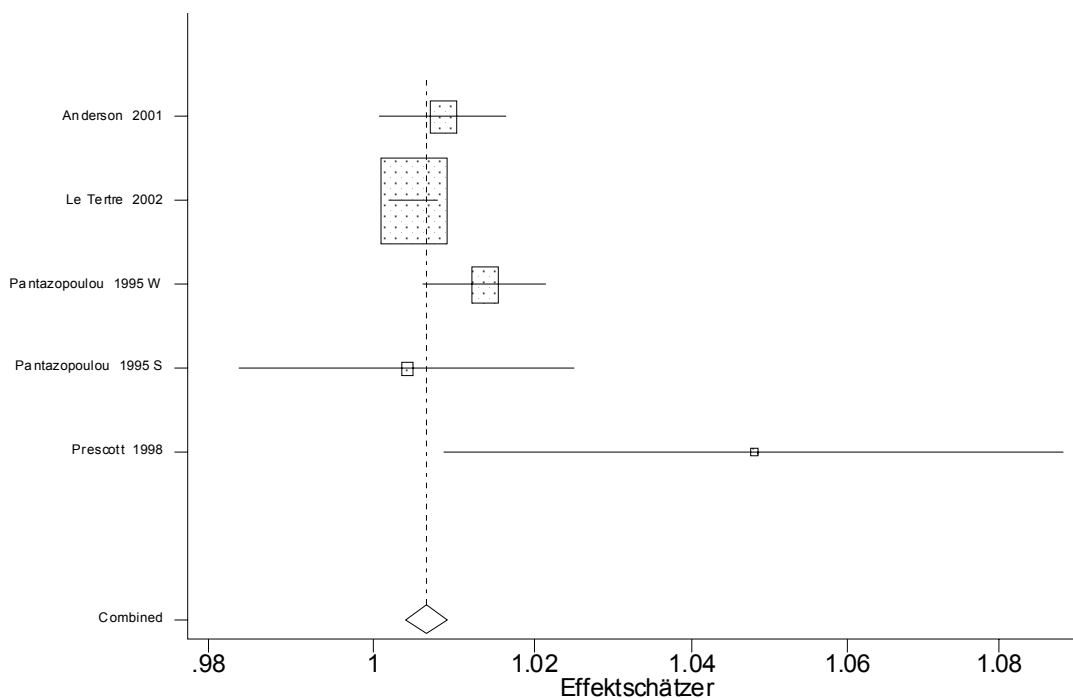
Der Heterogenitätstest ergibt (knapp) keine statistisch signifikante Heterogenität zwischen den vier ausgewählten Studien ($p=0.06$). Daher wird das Modell mit festen Effekten gewählt. Der Mittelwert der fünf Effektschätzer aus den vier Studien ergibt ein relatives Risiko von 1.007 (95%-KI: 1.004-1.009) pro Zunahme der mittleren PM₁₀-Konzentration um 10 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ (siehe Grafik 4-7). Es ist ersichtlich, dass die Höhe des Effektschätzers hauptsächlich durch die Studie von Le Tertre et al. (2002) bestimmt wird. Dabei handelt es sich um die APHEA2-

⁸⁰ Rundungsfehler können dazu führen, dass die Aufteilung der Verkehrsemissionen nach Güter- und Personenverkehr nicht exakt mit den entsprechenden Summen übereinstimmen.

⁸¹ Le Tertre et al. (2002), Short-term effects of particulate air pollution on cardiovascular diseases in eight European cities; Anderson et al. (2001), Particulate matter and daily mortality and hospital admissions in the west midlands conurbation of the United Kingdom: associations with fine and coarse particles, black smoke and sulphate; Pantazopoulou et al. (1995), Short-term effects of air pollution on hospital emergency outpatient visits and admissions in the greater Athens, Greece area; Prescott et al. (1998), Urban air pollution and cardiopulmonary ill health: a 14.5 year time series study.

Studie, die in mehreren Städten Europas nach dem gleich Protokoll durchgeführt wurde und deren wissenschaftliche Qualität als sehr hoch beurteilt wird.

Grafik 4-7: Graphische Darstellung der studienspezifischen Effektschätzer sowie des mittleren Effektschätzers (combined) für Spitaleintritte wegen Herz-/Kreislaferkrankungen⁸²



c) Häufigkeit der Spitaleintritte

Die Häufigkeit und die Dauer der Hospitalisierungen wegen Herz-/Kreislaferkrankungen (ICD10 I00-I99) im Jahr 2000 stammen aus der Schweizerischen Spitalstatistik.⁸³ In diesem Jahr waren in der Schweiz 106'386 Hospitalisierungen wegen Herz-/Kreislaferkrankungen zu verzeichnen, d.h. 1'477 pro 100'000 EinwohnerInnen. Die durchschnittliche Hospitalisierungsdauer betrug 12.1 Tage. Damit ergaben sich für die ganze Schweiz 1'285'000 Spitaltage wegen Herz-/Kreislaferkrankungen bzw. 17'837 Spitaltage pro 100'000 Einwohner.

⁸² Lesehilfe: Auf der vertikalen Achse sind die berücksichtigten Studien angeordnet, zuunterst der mittlere Effektschätzer aller Studien zusammen („Combined“). Das Zentrum der Quadrate markiert den Effektschätzer der jeweiligen Studie, die horizontale Linie das Vertrauensintervall. Der mittlere Effektschätzer wird durch das Zentrum der Raute dargestellt, die Ecken der Raute bezeichnen sein Vertrauensintervall. Die Grösse der Quadrate ist proportional zur Gewichtung der einzelnen Studie bei der Mittelwertbildung.

⁸³ BFS (2003), BFS aktuell, 14 Gesundheit: Medizinische Statistik der Krankenhäuser.

d) Attributable Fälle

Aus den Berechnungen ergeben sich 117 Spitaltage (95%-KI: 71-163) aufgrund von Herz-/Kreislaufkrankungen pro 100'000 EinwohnerInnen und Anstieg der mittleren PM10-Konzentration um 10 µg/m³. Damit resultieren für die ganze Schweiz 9'780 wegen Herz-/Kreislaufkrankungen im Spital verbrachte Tage, die auf die Wirkung der Luftbelastung zurückzuführen sind (95%-KI: 5'927-13'633). Aus Tabelle 4-10 ist die Zuordnung zu den Immissionsverursachern ersichtlich.

Tabelle 4-10: Berechnete Anzahl Spitaltage wegen Herz-/Kreislaufkrankungen nach Verursacher mit 95%-Vertrauensintervall (95%-KI)⁸⁴

Spitaltage wegen Herz-/Kreislaufkrankungen durch...	Anzahl Fälle	unteres 95%-KI	oberes 95%-KI
...gesamte Luftbelastung	9'780	5'927	13'633
...Strassenverkehr	3'551	2'152	4'950
...Strassenverkehr Personen	2'026	1'228	2'824
...Strassenverkehr Güter	1'525	924	2'126
...Schienenverkehr	233	141	325
...Schienenverkehr Personen	107	65	149
...Schienenverkehr Güter	126	76	176

4.3.8 Chronische Bronchitis bei Erwachsenen

a) Studienauswahl

Das Neuauftreten von chronischer Bronchitis bei Erwachsenen aufgrund der Luftbelastung (=Inzidenz) wurde bisher nur in der kalifornischen AHSMOG-Studie untersucht.⁸⁵ In dieser Kohortenstudie wurden 1977, 1987 und 1992 Befragungen zu Atemwegserkrankungen bei den gleichen Personen durchgeführt und im Hinblick auf Effekte durch Luftschadstoffe analysiert. Diese Studie ist nicht sehr gut geeignet, um Effekte für die Schweizer Bevölkerung zu quantifizieren, da nur Personen untersucht wurden, die nicht rauchen und keinen Alkohol trinken. Zudem ist die Luftbelastungssituation in Kalifornien nur bedingt mit den schweizerischen Verhältnissen vergleichbar. Da aber keine andere Studie zur Verfügung steht, muss auf diese Studie zurückgegriffen werden. Das Transferieren von Risikofunktionen zwischen Populationen mit unterschiedlichen Gesundheitsrisikoprofil ist problematisch und kann das Ergebnis verzerren. Es hat sich gezeigt, dass die Problematik verringert werden kann, wenn

⁸⁴ Rundungsfehler können dazu führen, dass die Aufteilung der Verkehrsemissionen nach Güter und Personen nicht exakt mit den entsprechenden Summen übereinstimmen.

⁸⁵ Abbey et al. (1998), Long-term particulate and other air pollutants and lung function in nonsmokers.

sowohl der Effekt- als auch der Häufigkeitsschätzer aus der gleichen Populationen stammen.⁸⁶

b) Effektschätzer

Die AHSMOG-Studie fand eine Zunahme der Bronchitisinzidenz um 1.05 (95%-KI: 0.96-1.15) pro Anstieg der mittleren PM10-Konzentration um 10 µg/m³. Die untere Grenze des Vertrauensintervalls (0.96) würde eine Abnahme der Bronchitisinzidenz mit zunehmender Schadstoffbelastung bedeuten. Dieses Resultat ist auf eine zu kleine Studienpopulation zurückzuführen und macht biologisch keinen Sinn. Deshalb wird als untere Schätzung für die weitere Berechnung angenommen, dass die Luftbelastung die Bronchitisinzidenz nicht erhöht, d.h. die untere Grenze wird als 1 gesetzt.

c) Krankheitshäufigkeit

In der Schweiz wurde die Bronchitisinzidenz bei Erwachsenen älter als 25 Jahre bisher noch nie erhoben. Zudem ist es aus Konsistenzgründen sinnvoller, zur Berechnung der attributablen Fälle die Inzidenz aus der AHSMOG-Studie⁸⁷ zu verwenden. Das Neuauftreten einer chronischen Bronchitis wurde in der AHSMOG-Studie dann angenommen, wenn eine Person, die im Jahr 1977 noch keine Bronchitis hatte, sowohl 1987 als auch 1992 angab, unter Bronchitis zu leiden. Das war bei 2.98% der Frauen und 3.93% der Männer der Fall. Unter Berücksichtigung der Geschlechteranteile und des Anteils der über 25-Jährigen an der Schweizer Bevölkerung lässt sich daraus eine Inzidenz von 0.25% pro Jahr für die Schweizer Gesamtbevölkerung ableiten. Das bedeutet 17'800 jährliche Neuerkrankungen.

d) Attributable Fälle

Pro Jahr ergaben die Berechnungen zwölf neue Fälle von chronischer Bronchitis (95%-KI: 0-35) pro 100'000 Schweizer EinwohnerInnen und Anstieg der mittleren PM10-Konzentration um 10 µg/m³. Daraus resultieren für die ganze Schweiz 999 Neuerkrankungen an chronischer Bronchitis bei Erwachsenen, die auf die Wirkung der Luftbelastung zurückzuführen sind (oberes 95%-KI: 2'954). Die Zuordnung der Fallzahlen zu den Immissionsverursachern ist aus Tabelle 4-11 ersichtlich.

⁸⁶ Rösli et al. (2003), Which effect measure should be used for impact assessment in a new population context?

⁸⁷ Abbey et al. (1998), Long-term particulate and other air pollutants and lung function in nonsmokers.

Tabelle 4-11: Berechnete Anzahl neuer Fälle mit chronischer Bronchitis bei Erwachsenen (>25 Jahre) mit 95%-Vertrauensintervall (95%-KI)⁸⁸

Neue Fälle chronischer Bronchitis bei Erwachsenen durch...	Anzahl Fälle	untere Schätzung	oberes 95%-KI
...gesamte Luftbelastung	999	0	2'954
...Strassenverkehr	363	0	1'072
...Strassenverkehr Personen	207	0	612
...Strassenverkehr Güter	156	0	460
...Schienenverkehr	24	0	70
...Schienenverkehr Personen	11	0	32
...Schienenverkehr Güter	13	0	38

4.3.9 Akute Bronchitis bei Kindern

a) Studienauswahl

Der Zusammenhang zwischen der Schwebstaubexposition und der Häufigkeit der akuten Bronchitis bei Kindern (<15 Jahre) wurde in sechs Studien untersucht.⁸⁹ Drei davon wurden in Europa durchgeführt. Diese drei Studien wurden zur Bestimmung des Effektschätzers herangezogen.

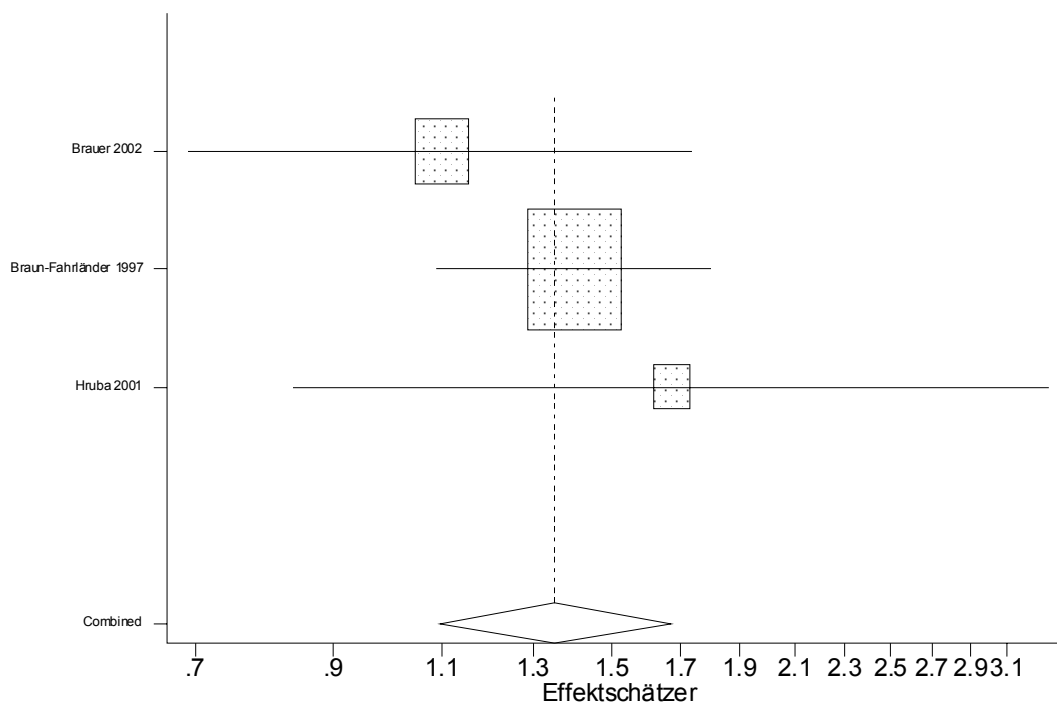
b) Effektschätzer

Der Heterogenitätstest ergab keine statistisch signifikante Heterogenität zwischen den ausgewählten drei Studien ($p=0.54$). Daher wurde das Modell mit festen Effekten gewählt. Der mittlere Effektschätzer für die drei Studien ergab für akute Bronchitis bei Kindern ein relatives Risiko von 1.35 (95%-KI: 1.10-1.67) pro Zunahme der mittleren PM₁₀-Konzentration um 10 µg/m³ (siehe Grafik 4-8). Die Höhe des Effektschätzers wird hauptsächlich durch die Studie von Braun-Fahrlander et al. (1997) bestimmt. Da diese Studie in der Schweiz durchgeführt wurde, ist sie für die hiesige Situation am repräsentativsten.

⁸⁸ Rundungsfehler können dazu führen, dass die Aufteilung der Verkehrsemissionen nach Güter- und Personenverkehr nicht exakt mit den entsprechenden Summen übereinstimmen.

⁸⁹ Brauer et al. (2002), Air pollution from traffic and the development of respiratory infections and asthmatic and allergic symptoms in children; Braun-Fahrlander et al. (1997), Respiratory health and long-term exposure to air pollutants in Swiss schoolchildren. SCARPOL Team. Swiss Study on Childhood Allergy and Respiratory Symptoms with Respect to Air Pollution, Climate and Pollen; Dockery et al. (1989), Effects of inhalable particles on respiratory health of children; Dockery et al. (1996), Health effects of acid aerosols on North American children: respiratory symptoms; Hrubá et al. (2001), Childhood respiratory symptoms, hospital admissions, and long-term exposure to airborne particulate matter; Zhang et al. (2002), Children's respiratory morbidity prevalence in relation to air pollution in four Chinese cities.

Grafik 4-8: Graphische Darstellung der studienspezifischen Effektschätzer sowie des mittleren Effektschätzers (combined) für akute Bronchitis bei Kindern (<15 Jahre)⁹⁰



c) Krankheitshäufigkeit

Die Häufigkeit der akuten Bronchitis bei Kindern wurde im Rahmen der SCARPOL-Studie an zehn Standorten in der Schweiz erhoben. Jedes Jahr wurde jeweils eine andere Jahrgangsstufe untersucht. Bei der Befragung von 1999/2000 wurde bei den 13- bis 15-Jährigen eine Prävalenz von 6.8% festgestellt. Die Untersuchung von 2000/2001 ergab bei den 9- bis 11-Jährigen eine Prävalenz von 9%, in der Erhebung von 2001/2002 bestand bei den 6- bis 7-Jährigen eine Prävalenz von 13%. Unter Berücksichtigung der altersabhängigen Prävalenz ergab sich damit bei den unter 15-Jährigen eine durchschnittliche Prävalenz von 11%. Insgesamt resultieren daraus für die Schweiz 138'000 Fälle akuter Bronchitis bei Kindern. Unter Berücksichtigung des Kinderanteils an der Bevölkerung liegt die Häufigkeit bezogen auf die Schweizer Gesamtbevölkerung damit bei 1.9%.

⁹⁰ Lesehilfe: Auf der vertikalen Achse sind die berücksichtigten Studien angeordnet, zuunterst der mittlere Effektschätzer aller Studien zusammen („Combined“). Das Zentrum der Quadrate markiert den Effektschätzer der jeweiligen Studie, die horizontale Linie das Vertrauensintervall. Der mittlere Effektschätzer wird durch das Zentrum der Raute dargestellt, die Ecken der Raute bezeichnen sein Vertrauensintervall. Die Grösse der Quadrate ist proportional zur Gewichtung der einzelnen Studie bei der Mittelwertbildung.

d) Attributable Fälle

Die Berechnungen ergaben eine Zunahme der Häufigkeit von akuter Bronchitis bei Kindern um 484 Fälle (95%-KI: 130-920) pro 100'000 Schweizer EinwohnerInnen und 10 µg/m³-Anstieg in der mittleren PM₁₀-Konzentration. Für die ganze Schweiz ergeben sich damit 39'049 Fälle (95%-KI: 10'509-74'227) von akuter Bronchitis bei Kindern, die auf die Wirkung der Luftschadstoffbelastung zurückzuführen sind. Die Zuordnung der Fallzahlen zu den Immissionsverursachern ist in Tabelle 4-12 angegeben.

Tabelle 4-12: Berechnete Zunahme der Häufigkeit von akuter Bronchitis bei Kindern (<15 Jahre) mit 95%-Vertrauensintervall (95%-KI)⁹¹

Akute Bronchitis bei Kindern durch...	Anzahl Fälle	unteres 95%-KI	oberes 95%-KI
...gesamte Luftbelastung	39'049	10'509	74'227
...Strassenverkehr	14'088	3'792	26'780
...Strassenverkehr Personen	7'980	2'148	15'169
...Strassenverkehr Güter	6'108	1'644	11'611
...Schienenverkehr	900	242	1'711
...Schienenverkehr Personen	403	108	766
...Schienenverkehr Güter	497	134	945

4.3.10 Asthmaanfälle bei Erwachsenen**a) Studiaauswahl**

Der Effektschätzer wurde auf der Basis der sechs europäischen Studien bestimmt, die den Zusammenhang zwischen dem Auftreten von Asthmaanfällen bei Asthmatikern und der Schwebstaubbelastrung untersuchten.⁹² Die Studien wurden in Holland, Paris, Erfurt und Helsinki durchgeführt. Es handelt sich um Daten, die zwischen 1992 und 1997 gesammelt wurden.

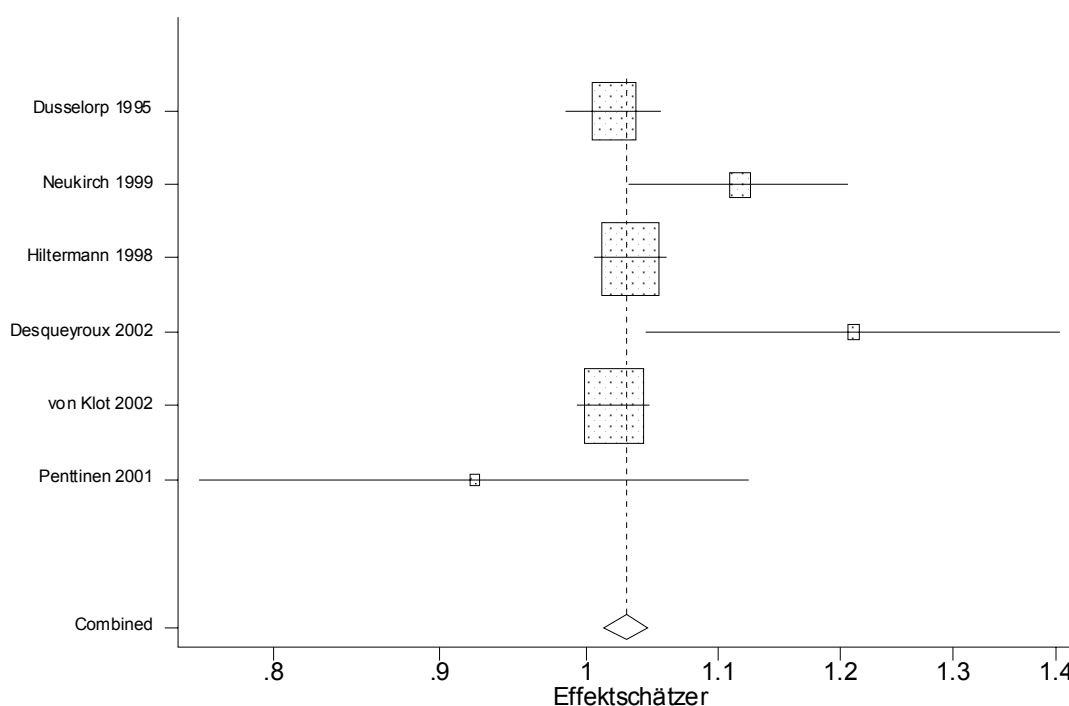
⁹¹ Rundungsfehler können dazu führen, dass die Aufteilung der Verkehrsemissionen nach Güter- und Personenverkehr nicht exakt mit den entsprechenden Summen übereinstimmen.

⁹² Desqueyroux et al. (2002), Short-term effects of low-level air pollution on respiratory health of adults suffering from moderate to severe asthma; Dusseldorp et al. (1995), Associations of PM₁₀ and airborne iron with respiratory health of adults living near a steel factory; Hiltermann et al. (1998), Asthma severity and susceptibility to air pollution; Neukirch et al. (1998), Short-term effects of low-level winter pollution on respiratory health of asthmatic adults; Penttinen et al. (2001), Ultrafine particles in urban air and respiratory health among adult asthmatics; von Klot et al. (2002), Increased asthma medication use in association with ambient fine and ultrafine particles.

b) Effektschätzer

Der Heterogenitätstest ergibt (knapp) keine statistisch signifikante Heterogenität zwischen den sechs Studien ($p=0.06$). Daher wird das Modell mit festen Effekten gewählt. Der mittlere Effektschätzer für die sechs Studien ergibt für Asthmaanfälle bei Erwachsenen ein relatives Risiko von 1.029 (95%-KI: 1.013-1.045) pro Anstieg der mittleren PM₁₀-Konzentration um 10 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ (siehe Grafik 4-9).

Grafik 4-9: Graphische Darstellung der studienspezifischen Effektschätzer sowie des mittleren Effektschätzers (combined) für das Auftreten von Asthmaanfällen bei Erwachsenen (≥ 15 Jahre)⁹³



c) Krankheitshäufigkeit

Es gibt keine genaue Definition für Asthmaanfälle. Entsprechend wurden in verschiedenen Studien unterschiedliche Definitionen verwendet. In den oben zitierten Studien sind im Allgemeinen nur ungenaue Angaben über die Häufigkeit der Asthmaanfälle gegeben. Auf diesen Angaben basierende Schätzungen ergeben im Durchschnitt eine ungefähre Häufigkeit

⁹³ Lesehilfe: Auf der vertikalen Achse sind die berücksichtigten Studien angeordnet, zuunterst der mittlere Effektschätzer aller Studien zusammen („Combined“). Das Zentrum der Quadrate markiert den Effektschätzer der jeweiligen Studie, die horizontale Linie das Vertrauensintervall. Der mittlere Effektschätzer wird durch das Zentrum der Raute dargestellt, die Ecken der Raute bezeichnen sein Vertrauensintervall. Die Grösse der Quadrate ist proportional zur Gewichtung der einzelnen Studie bei der Mittelwertbildung.

von rund 70 Anfällen (25-157) bei Asthmatikern pro Jahr. Der weite Streuungsbereich reflektiert wahrscheinlich, dass in den Studien Asthmatiker unterschiedlichen Schweregrades untersucht wurden. Die grosse Anfallshäufigkeit lässt aber auch vermuten, dass es sich häufig nicht um eigentliche Asthmaanfälle handelte, sondern lediglich um Asthmasymptome wie pfeifende Atmung oder Keuchen. Die Krankheitshäufigkeit hat einen sehr grossen Einfluss auf die Berechnung der attributablen Fälle. Es hat sich gezeigt, dass tendenziell höhere Effektschätzer gefunden wurden, wenn die Anfallshäufigkeit im untersuchten Kollektiv gering war (d.h. wenn eine spezifische Definition für Asthmaanfälle vorlag). Diese Tendenz war aber nicht sehr ausgeprägt und statistisch nicht signifikant (lineare Regression, ungewichtet: $p=0.16$, gewichtet: $p=0.075$). Im Sinne einer konservativen Annahme wird daher angenommen, dass der Effektschätzer unabhängig von der Definition eines Asthmaanfalls ist. Für die Berechnung bedeutet dies, dass es primär wichtig ist, eine Anfallshäufigkeit festzulegen, die mit der ökonomischen Quantifizierung konsistent ist. Eine unspezifische Definition (z.B. Hustenanfall), aus der sich eine sehr hohe Häufigkeit ergeben würde, würde zu einer ökonomischen Überbewertung führen.

Seit der trinationalen Studie (1996) gibt es für die Schweiz keine neuen Untersuchungen zur Häufigkeit von Asthmaanfällen bei Erwachsenen. Daher wurde in der vorliegenden Abschätzung dieselbe Häufigkeit von 0.21 Asthmaanfällen pro Erwachsenen pro Jahr verwendet. Das entspricht rund 3 bis 4 Anfällen pro Jahr bei Asthmatikern. Diese Abschätzung beruht auf den unpublizierten Daten der European Community Respiratory Health Survey (ECRHS) und der Schweizer SAPALDIA-Studie von 1991/1992. Da diese Zahl deutlich kleiner ist als diejenigen der oben genannten europäischen Studien, handelt sich um eine sehr konservative Schätzung.

d) Attributable Fälle

Die Berechnungen ergaben eine Zunahme der Häufigkeit von Asthmaanfällen bei Erwachsenen um 487 Fälle (95%-KI: 218-756) pro 100'000 Schweizer EinwohnerInnen und Anstieg in der mittleren PM₁₀-Konzentration um 10 $\mu\text{g}/\text{m}^3$. Damit ergeben sich für die ganze Schweiz 41'073 Asthmaanfälle bei Erwachsenen (95%-KI: 18'412-63'735), die auf die Wirkung der Luftschadstoffbelastung zurückzuführen sind. Die Zuordnung der Zahlen zu den Immissionsverursachern ist aus Tabelle 4-13 ersichtlich.

Tabelle 4-13: Berechnete Zunahme der Häufigkeit von Asthmaanfällen bei Erwachsenen (≥ 15 Jahre) mit 95%-Vertrauensintervall (95%-KI)⁹⁴

Asthmaanfälle bei Erwachsenen durch...	Anzahl Fälle	unteres 95%-KI	oberes 95%-KI
...gesamte Luftbelastung	41'073	18'412	63'735
...Strassenverkehr	14'904	6'681	23'127
...Strassenverkehr Personen	8'507	3'813	13'200
...Strassenverkehr Güter	6'397	2'868	9'926
...Schienenverkehr	979	439	1'519
...Schienenverkehr Personen	448	201	696
...Schienenverkehr Güter	531	238	823

4.3.11 Asthmaanfälle bei Kindern

a) Studiaauswahl

Der Zusammenhang zwischen dem Auftreten von Asthmaanfällen bei Kindern und der Schwebstaubbelaugung ist schon mehrfach untersucht worden. Weltweit sind uns insgesamt 12 Studien mit auswertbaren Ergebnissen bekannt.⁹⁵ Die Resultate dieser Studien sind sehr heterogen (siehe unten).

b) Effektschätzer

Es gibt fünf Studien zum Asthma bei Kindern, die mit zunehmender Schwebstaubbelaugung signifikant häufiger Asthmaanfälle beobachteten.⁹⁶ Drei Studien fanden Hinweise für ein er-

⁹⁴ Rundungsfehler können dazu führen, dass die Aufteilung der Verkehrsemissionen nach Güter- und Personenverkehr nicht exakt mit den entsprechenden Summen übereinstimmen.

⁹⁵ Gielen et al. (1997), Acute effects of summer air pollution on respiratory health of asthmatic children; Just et al. (2002), Short-term health effects of particulate and photochemical air pollution in asthmatic children; Lee et al. (2002), Air pollution and asthma among children in Seoul, Korea; Mortimer et al. (2002), The effect of air pollution on inner-city children with asthma; Ostro et al. (1995), Air-Pollution and Asthma Exacerbations among African-American Children in Los-Angeles; Peters et al. (1997), Short-term effects of particulate air pollution on respiratory morbidity in asthmatic children; Pope et al. (1991), Respiratory health and PM10 pollution. A daily time series analysis; Roemer et al. (1993), Effect of ambient winter air pollution on respiratory health of children with chronic respiratory symptoms; Roemer et al. (1998), Daily variations in air pollution and respiratory health in a multicentre study: the PEACE project. Pollution Effects on Asthmatic Children in Europe; Romieu et al. (1996), Effects of air pollution on the respiratory health of asthmatic children living in Mexico City; Segala et al. (1998), Short-term effect of winter air pollution on respiratory health of asthmatic children in Paris; Tiittanen et al. (1999), Fine particulate air pollution, resuspended road dust and respiratory health among symptomatic children; Timonen et al. (1997), Air pollution and respiratory health among children with asthmatic or cough symptoms.

⁹⁶ Gielen et al. (1997), Acute effects of summer air pollution on respiratory health of asthmatic children; Mortimer et al. (2002), The effect of air pollution on inner-city children with asthma; Tiittanen et al. (1999), Fine particulate air pollution, resuspended road dust and respiratory health among symptomatic children; Romieu et al. (1996), Effects of air pollution on the respiratory health of asthmatic children living in Mexico City; Pope et al. (1991), Respiratory health and PM10 pollution. A daily time series analysis.

höhtes Risiko; die Assoziationen waren jedoch statistisch nicht signifikant.⁹⁷ Vier Studien fanden keinen Zusammenhang zwischen dem Auftreten von Asthmaanfällen und der Luftbelastung.⁹⁸ Bemerkenswert ist das Resultat der Studie von Roemer et al. (1998): Diese grosse Studie wurde in 14 europäischen Städten durchgeführt (Amsterdam, Kuopio, Oslo, Berlin, Hettstedt, Pisa, Athen, Krakau, Katowice, Prag, Teplice, Budapest, Umea, Malmö). Es wurde kein Zusammenhang zwischen der Schwebstaubbelastrung und der Häufigkeit von Asthmaanfällen bei Kindern festgestellt (RR für einen PM10-Anstieg um 100 µg/m³: 1.00, 95%-KI: 0.91-1.10).

Diese sehr heterogenen Resultate spiegeln die methodischen Probleme der Asthmastudien wider. Einerseits werden sehr unterschiedliche Definitionen von Asthmaanfällen verwendet, andererseits unterscheidet sich der Schweregrad der Krankheit bei den untersuchten Personen deutlich. Gerade in der Studie von Roemer et al. (1998) sind wahrscheinlich nicht nur asthmakranke Kinder untersucht worden, sondern auch Kinder mit anderen Atemswegserkrankungen. Das Hauptproblem dürfte aber sein, dass Asthmakranke viele Anfälle verhindern, indem sie rechtzeitig auf Medikamente zurückgreifen. Möglicherweise gehen auch Kinder, die sich an einer Studie beteiligen, besonders verantwortungsvoll mit ihrer Krankheit um.

Insgesamt wird es als plausibel erachtet,⁹⁹ dass zwischen Asthma bei Kindern und der Luftschadstoffbelastung ein Zusammenhang besteht. So gibt es eine Reihe von Studien, die bei steigender Luftbelastung eine Zunahme von Spitaleintritten wegen Asthmaanfällen bei Kindern festgestellt haben.¹⁰⁰ Andere Studien zeigten bei zunehmender Luftbelastung eine Abnahme der Lungenfunktion asthmakranker Kinder¹⁰¹. In einer kürzlich publizierten Studie wurde nachgewiesen, dass die Atemwegssymptome von asthmakranken Kindern mit der Luftschadstoffbelastung (NO₂ und Ozon) assoziiert waren.¹⁰² Die Quantifizierung der Asthmaanfälle in Abhängigkeit von der Luftbelastung erscheint jedoch aufgrund methodischer

⁹⁷ Just et al. (2002), Short-term health effects of particulate and photochemical air pollution in asthmatic children; Peters et al. (1997), Short-term effects of particulate air pollution on respiratory morbidity in asthmatic children; Segala et al. (1998), Short-term effect of winter air pollution on respiratory health of asthmatic children in Paris.

⁹⁸ Delfino et al. (1996), Daily asthma severity in relation to personal ozone exposure and outdoor fungal spores; Ostro et al. (1995), Air-Pollution and Asthma Exacerbations among African-American Children in Los-Angeles; Timonen et al. (1997), Air pollution and respiratory health among children with asthmatic or cough symptoms; Roemer et al. (1998), Daily variations in air pollution and respiratory health in a multicentre study: the PEACE project. Pollution Effects on Asthmatic Children in Europe.

⁹⁹ USEPA (2002), Third External Review Draft of Air Quality Criteria for Particulate Matter (April, 2002) - Volume 2 - Draft.

¹⁰⁰ Linn et al. (2000), Air pollution and daily hospital admissions in metropolitan Los Angeles; Atkinson et al. (2001), Acute effects of particulate air pollution on respiratory admissions - Results from APHEA 2 project; Anderson et al. (2001), Particulate matter and daily mortality and hospital admissions in the west midlands conurbation of the United Kingdom: associations with fine and coarse particles, black smoke and sulphate; Lee et al. (2002), Air pollution and asthma among children in Seoul, Korea.

¹⁰¹ Romieu et al. (1996), Effects of air pollution on the respiratory health of asthmatic children living in Mexico City; Pekkanen et al. (1997), Effects of ultrafine and fine particles in urban air on peak expiratory flow among children with asthmatic symptoms.

¹⁰² McConnell et al. (2003), Prospective Study of Air Pollution and Bronchitic Symptoms in Children with Asthma.

Probleme schwierig. Es ist zu hoffen, dass diese methodischen Probleme in zukünftigen Studien gelöst werden können.

Gemäss dem Prinzip des konservativen Ansatzes („at least approach“) wurde der Effektschätzer in dieser Risikoabschätzung auf 1.0 festgesetzt und keine Zunahme der Häufigkeit von Asthmaanfällen bei Kindern in Abhängigkeit von der Luftschadstoffbelastung berechnet.

4.3.12 Tage mit eingeschränkter Aktivität

a) Studienauswahl

Den Einfluss der Luftschadstoffbelastung auf Tage mit eingeschränkter Aktivität wurde in einer kanadischen¹⁰³ und einer amerikanischen Studie¹⁰⁴ untersucht. Da keine europäischen Daten zur Verfügung stehen, wurden diese beiden Studien für die Bestimmung des Effektschätzers verwendet.

b) Effektschätzer

Für diese beiden Studien führt das Modell mit festen Effekten zu den gleichen Ergebnissen wie das Modell mit zufälligen Effekten (Modelldefinition siehe Anhang A, 3. Schritt). Der mittlere Effektschätzer ergibt ein relatives Risiko für Tage mit eingeschränkter Aktivität von 1.094 (95%-KI: 1.080-1.110) pro 10 µg/m³-Zunahme der mittleren PM10-Konzentration (siehe Grafik 4-10). Es ist ersichtlich, dass die Höhe des Effektschätzers hauptsächlich durch die Studie von Ostro (1990) bestimmt wird.

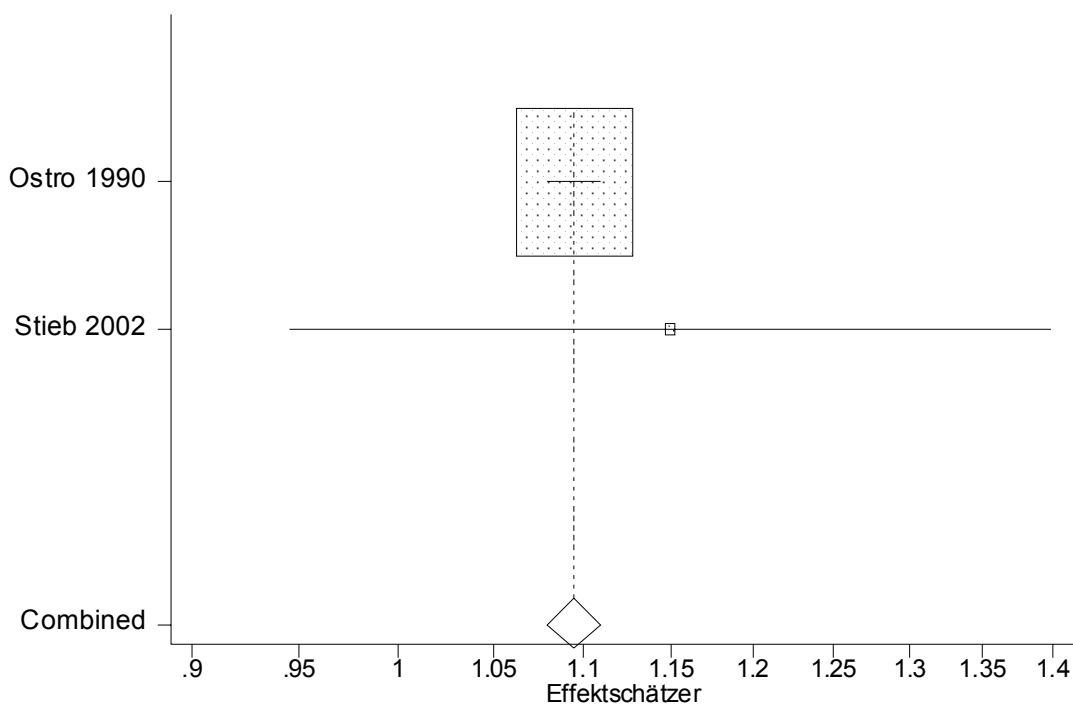
c) Krankheitshäufigkeit

Die Definition der Tage mit eingeschränkter Aktivität ist relativ vage. In der Studie von Ostro et al. (1990) wurde folgende Definition verwendet: „Tage, an denen man die normale Tätigkeit nicht ausüben konnte“. Da für die Schweiz keine Daten zur Häufigkeit der Tage mit eingeschränkter Aktivität zur Verfügung stehen, wird aus Konsistenzgründen die in der amerikanischen Studie beobachtete Häufigkeit verwendet. Diese betrug jährlich 3.23 Tage pro Erwachsenen. Bezogen auf die Schweizer Gesamtbevölkerung (nicht nur Erwachsene) ergeben sich damit 2.5 Tage mit eingeschränkter Aktivität pro Person bzw. insgesamt 18'000'000 Tage pro Jahr in der Schweiz.

¹⁰³ Stieb et al. (2002), Air pollution and disability days in Toronto: results from the national population health survey.

¹⁰⁴ Ostro (1990), Associations between morbidity and alternative measures of particulate matter.

Grafik 4-10: Graphische Darstellung der studienspezifischen Effektschätzer sowie des mittleren Effektschätzers (combined) für Tage mit eingeschränkter Aktivität bei Erwachsenen (Alter ≥ 20 Jahre)¹⁰⁵



d) Attributable Fälle

Aus den Berechnungen resultiert eine Zunahme von 21'033 Tagen mit eingeschränkter Aktivität bei Erwachsenen (95%-KI: 17'900-24'613) pro 100'000 Schweizer EinwohnerInnen und Anstieg der mittleren PM10-Konzentration um $10 \mu\text{g}/\text{m}^3$. Für die ganze Schweiz ergeben sich daraus 1'774'000 Tage mit eingeschränkter Aktivität bei Erwachsenen (95%-KI: 1'510'000-2'076'000), die auf die Wirkung der Luftbelastung zurückzuführen sind. Tabelle 4-14 gibt einen Überblick über die Zuordnung der Fallzahlen zu den Immissionsverursachern.

¹⁰⁵ Lesehilfe: Auf der vertikalen Achse sind die berücksichtigten Studien angeordnet, zuunterst der mittlere Effektschätzer aller Studien zusammen („Combined“). Das Zentrum der Quadrate markiert den Effektschätzer der jeweiligen Studie, die horizontale Linie das Vertrauensintervall. Der mittlere Effektschätzer wird durch das Zentrum der Raute dargestellt, die Ecken der Raute bezeichnen sein Vertrauensintervall. Die Grösse der Quadrate ist proportional zur Gewichtung der einzelnen Studie bei der Mittelwertbildung.

Tabelle 4-14: Berechnete Zunahme der Tage mit eingeschränkter Aktivität bei Erwachsenen (≥ 20 Jahre) mit 95%-Vertrauensintervall (95%-KI)¹⁰⁶

Tage mit eingeschränkter Aktivität bei Erwachsenen durch...	Anzahl Fälle	unteres 95%-KI	oberes 95%-KI
...gesamte Luftbelastung	1'773'821	1'509'635	2'075'748
...Strassenverkehr	643'647	547'785	753'204
...Strassenverkehr Personen	367'387	312'670	429'921
...Strassenverkehr Güter	276'260	235'115	323'283
...Schienenverkehr	42'283	35'986	49'480
...Schienenverkehr Personen	19'367	16'483	22'664
...Schienenverkehr Güter	22'916	19'503	26'816

4.4 Diskussion und Sensitivitätsanalysen

4.4.1 Überblick über die Resultate der Gesundheitsrisikoabschätzung

Tabelle 4-15 gibt einen Überblick über die Resultate der Gesundheitsrisikoabschätzung. Der berechnete Effektschätzer ist ein varianzgewichteter Mittelwert der verfügbaren geeigneten Studien zum jeweiligen Gesundheitsendpunkt.¹⁰⁷ Die beobachtete Prävalenz entspricht der tatsächlichen Häufigkeit des entsprechenden Gesundheitsendpunkts in der Schweiz. In Klammern ist jeweils die Basisprävalenz angegeben, die man aufgrund des mittleren Effektschätzers bei einer Referenzkonzentration für PM10 von 7.5 µg/m³ erwarten würde. Die attributablen Fälle sind die bei einem Anstieg der mittleren PM10-Konzentration um 10 µg/m³ zusätzlich zu erwartenden Fälle pro 100'000 Einwohnern. In der letzten Tabellenkolonne ist die Anzahl Fälle bzw. Tage für den entsprechenden Gesundheitsendpunkt beziffert, die in der Schweiz jährlich durch die gesamte Luftschadstoffbelastung verursacht wird. Zu beachten ist, dass die Lungenkrebsmortalität in der Gesamtmortalität der Erwachsenen enthalten ist, die Säuglingssterblichkeit hingegen nicht.

In Tabelle 4-16 sind die jährlichen luftschadstoffbedingten verlorenen Lebensjahre für die verschiedenen Verursacher dargestellt. In Tabelle 4-17 sind die Krankheits- und Todesfälle verursacherspezifisch aufgeführt. Die Effekte der Strassen- und Schienenverkehrsimmissionen werden jeweils separat für den Personen- und Güterverkehr ausgewiesen.

¹⁰⁶ Rundungsfehler können dazu führen, dass die Aufteilung der Verkehrsemissionen nach Güter- und Personenverkehr nicht exakt mit den entsprechenden Summen übereinstimmen.

¹⁰⁷ Als Gesundheitsendpunkt wird die Zielgrösse (Mortalität, Art der Morbidität) der Studie bezeichnet.

Tabelle 4-15: Überblick die berechneten Effektschätzer, die Krankheitshäufigkeiten, die attributablen Fälle und die Anzahl Fälle aufgrund der Luftschadstoffbelastung. In Klammern ist jeweils das 95%-Vertrauensintervall bzw. die Basisprävalenz angegeben.

Gesundheitseffekt	Effektschätzer (95%-Vertrauensintervall)	Beob. Prävalenz (Basisprävalenz)	Attributable Fälle pro 10 µg/m³ PM10 und 100'000 Einwohner (95%-KI)	Anzahl Fälle wegen der Luftbelastung (95%-KI)
Langzeitmortalität	1.059 (1.031-1.088)	805 (753)	44 (23-66)	3'746 (1'968-5'587)
Lungenkrebsmortalität	1.106 (1.042-1.174)	39 (35)	4 (1-6)	311 (123-511)
Säuglingssterblichkeit	1.056 (1.026-1.088)	5 (5)	0.3 (0.1-0.4)	23 (10-36)
Spittage wegen Atemwegserkrankungen	1.0085 (1.0062-1.0109)	8'313 (8'243)	70 (51-90)	5'858 (4'273-7'512)
Spittage wegen Herz-/Kreislaufkrankungen	1.0066 (1.004-1.0092)	17'837 (17'701)	117 (71-163)	9'780 (5'927-13'633)
Chronische Bronchitis bei Erwachsenen	1.051 (1-1.15)	247 (233)	12 (0-35)	999 (0-2954)
Akute Bronchitis bei Kindern	1.353 (1.095-1.671)	1'914 (1'372)	479 (129-911)	3'9049 (10'509-74'227)
Asthmaanfälle bei Erwachsenen (>14 Jahre)	1.029 (1.013-1.045)	17'364 (16'794)	486 (218-755)	41'073 (18'412-63'735)
Tage mit eingeschränkter Aktivität (Erw. >19 Jahre)	1.094 (1.08-1.11)	248'377 (223'755)	20'954 (17'833-24'521)	1'773'821 (1'509'635-2'075'748)

Tabelle 4-16: Überblick über die berechneten verlorenen Lebensjahre aufgrund der Luftschadstoffbelastung (inkl. 95%-Vertrauensintervalle)¹⁰⁸

Verlorene Lebensjahre durch...	Anzahl Jahre	unteres 95%-KI	oberes 95%-KI
...gesamte Luftbelastung	42'449	22'565	63'632
...Strassenverkehr	15'399	8'186	23'084
...Strassenverkehr Personen	8'787	4'671	13'172
...Strassenverkehr Güter	6'612	3'515	9'912
...Schienenverkehr	1'011	537	1'515
...Schienenverkehr Personen	462	246	693
...Schienenverkehr Güter	548	291	788

¹⁰⁸ Rundungsfehler können dazu führen, dass die Aufteilung der Verkehrsemissionen nach Güter- und Personenverkehr nicht exakt mit den entsprechenden Summen übereinstimmen.

Tabelle 4-17: Überblick über die berechnete Anzahl Sterbe- und Krankheitsfälle in der Schweiz für verschiedene Verursacher.

Anzahl Fälle für verschiedene Emissionsquellen (95% Vertrauensintervall)							
	Gesamte Luftbelastung	Strassen- verkehr	Strassenver- kehr Personen	Strassenver- kehr Güter	Schienen- verkehr	Schienenver- kehr Personen	Schienenver- kehr Güter
Gesundheitseffekt							
Langzeitmortalität	3'746 (1'968-5'587)	1'359 (714-2'027)	776 (408-1'157)	583 (307-870)	89 (47-133)	41 (21-61)	48 (25 - 72)
Lungenkrebsmortalität	311 (123-511)	113 (45-185)	64 (26-106)	48 (19-80)	7 (3-12)	3 (1-6)	4 (2 - 7)
Säuglingssterblichkeit	23 (10-36)	8 (4-13)	5 (2-7)	4 (2-6)	1 (0-1)	0 (0-0)	0 (0 - 0)
Spitaltage wegen Atemwegserkrankungen	5,858 (4'273-7'512)	2'127 (1'551-2'728)	1'213 (885-1'556)	914 (666-1,172)	140 (102-179)	64 (47-82)	76 (55 - 97)
Spitaltage wegen Herz-/ Kreislaufkrankungen	9'780 (5'927-13'633)	3'551 (2'152-4'950)	2'026 (1'228-2'824)	1'525 (924-2'126)	233 (141-325)	107 (65-149)	126 (76 - 176)
Chronische Bronchitis bei Erwachsenen	999 (0-2954)	363 (0-1072)	207 (0-612)	156 (0-460)	24 (0-70)	11 (0-32)	13 (0 - 38)
Akute Bronchitis bei Kindern	39'049 (10'509-74'227)	14'088 (3'792-26'780)	7'980 (2'148-15'169)	6'108 (1'644-11'611)	900 (242-1'711)	403 (108-766)	497 (134 - 945)
Asthmaanfälle bei Erwachsenen	41'073 (18'412-63'735)	14'904 (6'681-23'127)	8'507 (3'813-13'200)	6'397 (2'868-9'926)	979 (439-1'519)	448 (201-696)	531 (238 - 823)
Tage mit eingeschränkter Aktivität bei Erwachsenen	1'773'821 (1'509'635- 2'075'748)	643'647 (547'785- 753'204)	367'387 (312'670- 429'921)	276'260 (235'115- 323'283)	42'283 (35'986-49'480)	19'367 (16'483-22'664)	22'916 (19'503-26'816)

4.4.2 Sensitivitätsanalysen

Das Resultat einer Risikoabschätzung ist mit einer Reihe von Unsicherheiten behaftet. Beispielsweise untersucht jede epidemiologische Studie nur eine Bevölkerungsstichprobe. Die Übertragung der Resultate auf die ganze Bevölkerung führt dann zwangsläufig zu einem statistischen Fehler. Ein Mass für diesen Fehler ist das Vertrauensintervall, das bei allen Berechnungen quantifiziert wurde. Weitere Unsicherheiten erwachsen aus der Tatsache, dass bei jeder Risikoabschätzung eine Reihe von Annahmen getroffen werden muss. Für einen Teil der Annahmen lässt sich berechnen, welchen Einfluss diese auf die Berechnungen haben. Am Beispiel der luftschadstoffbedingten vorzeitigen Todesfälle sind im Folgenden einige Sensitivitätsanalysen dargestellt (siehe Tabelle 4-18).

Tabelle 4-18: Einfluss verschiedener Annahmen auf die Berechnung der Anzahl vorzeitiger Todesfälle

Szenario	Anzahl Fälle	unteres 95%-KI	oberes 95%-KI
Referenz (Berechnung für Jahr 2000)	3'746	1'968	5'587
Mit Effektschätzer trinationale (1997)	2'779	1'680	3'942
Mit Berücksichtigung der ASHMOG-Studie	3'327	1'600	4'991
Nur mit der ACS-Studie	2'881	965	5'252
Nur mit der NCLS-Studie	15'801	-988	38'516
Referenzkonzentration=0 µg/m ³	5'902	3'101	8'803
Effekt bei 1-30 Jährigen berücksichtigt	3'899	2'048	5'815

Aus diesen Zahlen ist ersichtlich, dass rund 1000 luftschadstoffbedingte Todesfälle weniger resultieren würden, wenn man den Effektschätzer der trinationalen Studie von 1997 verwenden würde. Durch die zusätzliche Berücksichtigung der ASHMOG-Studie¹⁰⁹ bei der Herleitung des Effektschätzers ergäbe sich eine rund 10% tiefere Schätzung der Gesamtmortalität.

In einigen Risikoabschätzungen, z.B. in den EU-Projekten ExterneE und UNITE, wird der Einfluss auf die Mortalität nur auf Basis der ACS-Studie¹¹⁰ geschätzt. Wie Tabelle 4-18 zeigt, würden damit rund 2'900 vorzeitige Todesfälle in der Schweiz erwartet. Würde man nur die holländische NLCS-Studie¹¹¹ berücksichtigen, die die Schweizer Verhältnisse wahrscheinlich am besten repräsentiert und die genaueste Expositionsabschätzung besitzt, erhielte man einen deutlich höheren Effektschätzer. Das Vertrauensintervall wäre jedoch sehr gross.

Anhand der Werte in Tabelle 4-18 ist ebenfalls zu erkennen, wie stark die Höhe der Referenzkonzentration das Ergebnis beeinflusst. Bei Festlegung der Referenzkonzentration auf 0 ergäben sich rund 65% mehr Todesfälle.

¹⁰⁹ Abbey et al. (1999), Long-term inhalable particles and other air pollutants related to mortality in nonsmokers.

¹¹⁰ Pope et al. (2002), Lung cancer, cardiopulmonary mortality, and long-term exposure to fine particulate air pollution.

¹¹¹ Hoek et al. (2002), Association between mortality and indicators of traffic-related air pollution in the Netherlands: a cohort study.

Aufgrund der ähnlich hohen Effekte der Luftschadstoffbelastung auf die Säuglingsmortalität und die Mortalität bei Erwachsenen könnte man spekulieren, dass sich die Exposition auch bei den Ein- bis 29-Jährigen ähnlich auswirkt. Unter dieser Annahme wären in Zusammenhang mit der gesamten Luftschadstoffbelastung 3900 vorzeitige Todesfälle zu erwarten.

Zudem gibt es eine Reihe von Annahmen in den Berechnungen, deren Einfluss auf das Resultat nicht oder nur grob quantifizierbar ist. Diese sind im Folgenden aufgelistet.

- Verschiedene Auswirkungen der Luftschadstoffbelastung auf die Gesundheit, zu denen es keine verlässlichen epidemiologischen Studien gibt oder deren Monetarisierung problematisch ist, werden nicht berücksichtigt (siehe Kapitel 4.2.5). Dabei handelt es sich zum Beispiel um Hausarztkonsultationen und Medikamentenverordnungen wegen Atemwegs- und Herz-/Kreislaufkrankungen, Selbstmedikation, Vermeidungsverhalten sowie akute und chronische physiologische Veränderungen (z.B. Lungenfunktion).
- Die Extrapolation des Effektschätzers erfolgt linear (siehe Kapitel b). Bei den vorliegenden Schadstoffkonzentrationen ist der Effekt auf die Fallzahlen im Vergleich zu einer Berechnung mit einer exponentiellen Modellierung sehr klein.
- Es wurde nur ein Leitschadstoff (PM10) gewählt. Auswirkungen auf die Gesundheit durch andere Schadstoffe, die unabhängig von PM10 auftreten (z.B. Ozon), sind daher nicht quantifiziert (siehe Kapitel 4.2.3).
- Die Zuordnung der Effekte zu den Verursachern erfolgt proportional zu ihren jeweiligen Immissionsbeiträgen (siehe Kapitel 4.2.4). Dabei wird nicht berücksichtigt, dass sich die Immissionen verschiedener Verursacher möglicherweise in ihrer Toxizität unterscheiden. Bisher wurde nicht untersucht, ob Partikel vom Schienenverkehr tendenziell weniger toxisch oder toxischer sind als durchschnittliche PM10- oder Verbrennungspartikel.
- Chronische Auswirkungen der Luftbelastung werden explizit nur bei der Mortalität berücksichtigt. Die Effekte der Luftschadstoffbelastung auf Spitaleintritte wegen Atemwegs- oder Herz-/Kreislaufkrankungen sowie auf Asthmaanfälle bei Erwachsenen und Tage mit eingeschränkter Aktivität wurden von Zeitreihenstudien abgeleitet und umfassen daher nur akute Effekte. Falls – als Extremannahme – bei diesen Krankheitsbildern die chronischen Auswirkungen wie bei der Mortalität zehnmal bedeutender wären als die akuten Effekte, müsste man im Prinzip von rund zehnmal höheren Effektschätzern ausgehen.
- Die Häufigkeit der Asthmaanfälle bei Erwachsenen wird sehr konservativ geschätzt. Auf dem Hintergrund der ausgewählten Studien wäre die Annahme einer rund zehnmal so hohen Prävalenz ebenfalls vertretbar. Entsprechend höher wären die berechneten Fallzahlen.
- Die luftschadstoffbedingten Asthmaanfälle bei Kindern werden nicht quantifiziert, da die dazu vorliegenden Studien aus methodischen Gründen nicht konsistent sind. Möglicherweise unterscheidet sich aber die Auswirkung der Schadstoffbelastung auf asthmakranke Kinder nicht von derjenigen auf erwachsene Asthmatiker. Damit würde man bei Kindern mit Asthma rund 13'000 luftschadstoffbedingte Asthmaanfälle erwarten.

4.4.3 Vergleich der Resultate mit anderen Abschätzungen

a) Trinationale Studie

In der trinationalen Studie wurden die luftschadstoffbedingten Todes- und Krankheitsfälle mit der gleichen Methodik quantifiziert wie in dieser Studie. Unterschiedliche Ergebnisse können daher auf drei Arten zustande kommen:

- Die Expositionssituation hat sich seit 1997 geändert. Dabei kann es sich einerseits um einen wahren Rückgang der Luftschadstoffbelastung handeln. Andererseits können auch veränderte Modellierungen zu einer anderen Expositionsabschätzung für die Allgemeinbevölkerung führen. Letzteres trifft beispielsweise für die Abriebpartikel des Verkehrs zu. Neue Studien haben tiefere Abriebfaktoren ergeben als frühere. Dies führte dazu, dass der berechnete Anteil der Strassenverkehrsimmissionen an der gesamten Schadstoffbelastung der Luft kleiner wurde.
- Die Belastungs-Wirkungsbeziehung hat sich verändert. Aufgrund neuer Studien verändert sich das Wissen über die Auswirkungen der Luftschadstoffbelastung laufend. Die Berücksichtigung neuer Studienergebnisse führt im Allgemeinen zu veränderten Effektschätzern, da bei Studienresultaten eine gewisse statistische Streubreite zu erwarten ist.
- Die Häufigkeit des Gesundheitsendpunkts hat sich verändert. Da dem Effektschätzer ein relatives Risiko zugrunde liegt, führt eine Veränderung der beobachteten Häufigkeit zu unterschiedlichen Fallzahlen auf der absoluten Skala. Dabei kann sich entweder die Häufigkeit des Gesundheitsendpunkts tatsächlich verändert haben oder ihre Erhebung ist anders geworden, so dass verbesserte Statistiken zur Verfügung stehen.

Seit 1997 reduzierte sich die berechnete bevölkerungsgewichtete PM₁₀-Exposition in der Schweiz von 21.4 µg/m³ auf 19.1 µg/m³. Das bedeutet, dass bei gleichem Effektschätzer und gleicher Krankheitshäufigkeit ein Rückgang der gesundheitlichen Auswirkungen um 11% zu erwarten ist. Beim Anteil des Strassenverkehrs an der Gesamtexposition ist der Unterschied zwischen der Abschätzung 2000 zur Abschätzung 1997 noch deutlicher (4.2 µg/m³ versus 7.4 µg/m³). Ohne sonstige Veränderungen erwartet man daher eine Verminderung der strassenverkehrsbedingten Gesundheitseffekte um 43%. Der Grund für den Rückgang der Strassenverkehrsimmissionen liegt in erster Linie in veränderten Emissionsfaktoren, die bei der Modellierung als Grundlage dienen.

Aus Tabelle 4-19 ist ersichtlich, dass der Schätzbereich dieser Studie für die Gesamtmortalität weitgehend mit demjenigen der trinationalen Studie übereinstimmt. Die mittlere Berechnung für die Anzahl luftschadstoffbedingter vorzeitiger Todesfälle ist um 13% höher. Bei den strassenverkehrsbedingten Fällen liegt die Berechnung rund 23% unter dem alten Wert. Der Grund für diese Unterschiede ist neben der unterschiedlichen Bevölkerungsexposition eine veränderte Belastungs-Wirkungsbeziehung – mit den neuen Studien ist die Auswirkung der Luftschadstoffbelastung auf die Mortalität um 37% höher als 1997.

Tabelle 4-19: Vergleich der Resultate dieser Studie (Berechnung 2000) mit der trinationalen Studie (1996). In Klammern sind die 95%-Vertrauensintervalle angegeben.

Gesundheitsendpunkt	Berechnung für 2000		Berechnung für 1996	
	Gesamte Luftbelastung	Anteil Strassenverkehr	Gesamte Luftbelastung	Anteil Strassenverkehr
Langzeitmortalität (insgesamt)	3'746 (1'968-5'587)	1'359 (714-2'027)	3'314 (1'986-4'651)	1'762 (1'056-2'472)
Lungenkrebsmortalität	311 (123-511)	113 (45-185)	-	-
Säuglingssterblichkeit	23 (10-36)	8 (4-13)	-	-
Spittage wegen Atemwegserkrankungen ¹	5'858 (4'273-7'512)	2'127 (1'551-2'728)	14'519 (1'532-27'617)	7'703 (810-14'652)
Spittage wegen Herz-/Kreislaufkrankungen ¹	9'780 (5'927-13'633)	3'551 (2'152-4'950)	40'514 (20'998-60'180)	21'488 (11'138-31'933)
Chronische Bronchitis bei Erwachsenen	999 (0-2954)	363 (0-1072)	4'238 (374-8'436)	2'248 (199-4'475)
Akute Bronchitis bei Kindern	39'049 (10'509-74'227)	14'088 (3'792-26'780)	45'446 (20'029-82'121)	24'109 (10'626-43'565)
Asthmaanfälle bei Erwachsenen (≥15 Jahre)	41'073 (18'412-63'735)	14'904 (6'681-23'127)	62'593 (30'490-95'345)	33'205 (16'175-50'580)
Tage mit eingeschränkter Aktivität (Erw. ≥20 Jahre)	1'773'821 (1'509'635-2'075'748)	643'647 (547'785-753'204)	2'762'682 (2'325'699-3'205'536)	1'465'600 (1'233'782-1'700'534)

¹ Im trinationalen Projekt wurden statt der Spittage die Anzahl der Hospitalisationen ausgewiesen. Die Umrechnung erfolgte aufgrund der Angaben zur durchschnittlichen Hospitalisationsdauer (Sommer et al. 1999, S. 53).

In der Studie von 1997 wurden Auswirkungen der Luftbelastung auf Lungenkrebsmortalität und Säuglingssterblichkeit nicht quantifiziert. Bei der Neuberechnung der luftverschmutzungsbedingten Spittage aufgrund von Atemwegserkrankungen ergab sich eine rund 2.5 Mal tiefere berechnete Zahl. Die Neuberechnung ist im Vertrauensbereich der trinationalen Studie enthalten. Der tiefere Wert ist in erster Linie auf den neu evaluierten Effektschätzer zurückzuführen, der deutlich tiefer als derjenige aus der trinationalen Studie ist. Das Gleiche gilt für die Spitalaufenthalte wegen Herz-/Kreislaufkrankheiten: Die berechneten Spittage sind rund viermal tiefer als in der trinationalen Studie. Der neue Effektschätzer ist rund halb so gross wie 1997. Seit 1998 gibt es eine obligatorische Spitalstatistik. Gemäss dieser verbesserten Datenquelle zu Hospitalisierungen ist die beobachtete Häufigkeit von kardiovaskulären Hospitalisierungen geringer als 1997 angenommen.

Für die chronische Bronchitis bei Erwachsenen ergab sich in der aktuellen Berechnung ein deutlich kleinerer Effekt der Luftschadstoffbelastung als 1997. Dies ist in erster Linie darauf zurückzuführen, dass in der AHSMOG-Studie in der Zwischenzeit neue Analysen unter Berücksichtigung einer zweiten Erhebung im Studienkollektiv durchgeführt wurden. Eine Neuerkrankung an chronischer Bronchitis wurde nur dann als gegeben erachtet, wenn Personen, die bei der Befragung von 1977 noch keine Bronchitis hatten, sowohl 1987 als auch 1992 unter Bronchitis litten. Diese restriktivere Definition führte im Vergleich zu den ersten Analy-

sen (ohne die Daten von 1992) dazu, dass Bronchitisinzidenz deutlich niedriger geschätzt wurde als vorher. Auch der Effekt der Luftschadstoffbelastung wurde mit dieser restriktiveren Definition in der Studie kleiner geschätzt.

Wenig Unterschiede bestehen zwischen 1997 und 2000 in Hinsicht auf die akute Bronchitis bei Kindern. Die Datenlage zur Bronchitishäufigkeit bei Kindern hat sich wenig geändert. Für die aktuelle Abschätzung wurde eine etwas geringere Prävalenz angenommen als 1997, dafür ergab die Meta-Analyse einen geringfügig höheren Effektschätzer.

Bezüglich der luftschadstoffbedingten Asthmaanfälle bei Erwachsenen ergaben die Berechnungen für das Jahr 2000 rund 30% weniger Asthmaanfälle als die Berechnungen für 1997. Unter Annahme der gleichbleibenden Häufigkeit von Asthmaanfällen in der Bevölkerung ist dies auf eine weniger starke Belastungs-Wirkungsbeziehung und auf die rückgängige PM10-Exposition zurückzuführen.

Die Auswirkung der Luftschadstoffbelastung auf die Häufigkeit von Asthmaanfällen bei Kindern wurde aus methodischen Gründen nicht quantifiziert. Für Tage mit eingeschränkter Aktivität kommt der im Vergleich zur trinationalen Studie niedrigere Schätzwert der neuen Berechnung bei gleicher Belastungs-Wirkungsbeziehung durch eine tiefer geschätzte Häufigkeit in der Bevölkerung und durch die reduzierte Exposition zustande.

b) Vergleich mit UNITE

Berechnungen unter Verwendung des UNITE-Ansatzes kommen zu deutlich niedrigeren Zahlen für die Auswirkung der Luftschadstoffbelastung auf die Mortalität in der Schweiz. Im epidemiologischen Teil, d.h. in Bezug auf die gesundheitlichen Wirkungen, kommen die Unterschiede aus folgenden Gründen zustande:

- Der Effektschätzer für die Langzeitmortalität wurde nur von der ACS-Studie abgeleitet. Damit erhält man einen rund 25% tieferen Effektschätzer.
- Der ACS-Effektschätzer wurde noch um den Faktor 3 reduziert. Als Begründung dafür wurden Unterschiede in den Effektschätzern von Zeitreihenstudien zwischen Nordamerika und Europa sowie zeitlich abnehmende Schadstoffkonzentrationen angegeben. Mittlerweile ist man in der Projektgruppe von diesen Modifizierungen wieder abgekommen und plant, diese bei künftigen Schätzungen nicht mehr anzuwenden.
- Für die Umrechnung von PM2.5 zu PM10 wurden unterschiedliche Faktoren verwendet. In UNITE wurden Umrechnungsfaktoren auf der Basis nordamerikanischer Daten abgeleitet, während bei dieser Risikoabschätzung die schweizerischen Verhältnisse massgebend waren.

5 Kosten der luftverschmutzungsbedingten Gesundheitsschäden

5.1 Einleitung

Im dritten Teilgebiet „Ökonomie“ geht es um die monetäre Bewertung der Gesundheitsschäden. Die monetäre Bewertung dient dabei verschiedenen Zwecken. Erst mit der Kenntnis über Höhe und Verlauf der sogenannten externen Kosten ist es möglich,

- verschiedene Folgekosten des Verkehrs (Unfälle, Lärm, Gesundheitsschäden usw.) miteinander zu vergleichen und deren Bedeutung einzuschätzen,
- eine umfassende Verkehrsträgerrechnung zu erstellen und Vergleiche zur Kosteneffizienz verschiedener Verkehrsträger vorzunehmen,
- das Nutzen-Kosten-Verhältnis von Massnahmen zu ermitteln, welche zu einer Verminderung der Folgekosten führen (z.B. Sanierung von gefährlichen Unfallstellen, Einbau von Katalysatoren zur Verminderung der Schadstoffemissionen, Geschwindigkeitsbeschränkungen zur Reduktion der Lärmbelastung usw.),
- eine verursachergerechte Ausgestaltung der Benutzungspreise im privaten und öffentlichen Verkehr festzulegen.

Dieses Kapitel ist wie folgt aufgebaut: In Kapitel 5.2 werden die verschiedenen Bewertungskonzepte und Kostenbestandteile vorgestellt. In Kapitel 5.3 werden die in dieser Studie verwendeten Kostensätze bestimmt. In Kapitel 5.4 werden dann die Ergebnisse für die Kosten der Luftverschmutzung präsentiert.

5.2 Die Bewertungskonzepte im Überblick

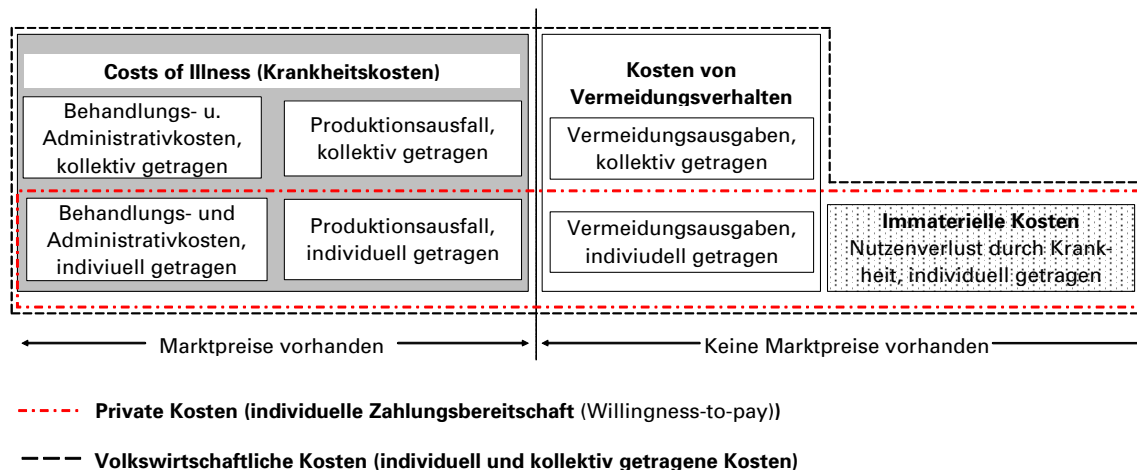
5.2.1 Überblick über die Kostenbestandteile

In der Grafik 5-1 ist aufgezeigt, welche Kosten im Zusammenhang mit Gesundheitsschäden grundsätzlich anfallen können. Die gesamten sozialen oder volkswirtschaftlichen Kosten der Gesundheitsschäden setzen sich aus folgenden Bestandteilen zusammen:

- **Medizinische Behandlungskosten:** Darunter sind sowohl die Kosten der stationären Behandlung im Spital (Infrastruktur, Arzt, Medikamente etc.) als auch die Kosten der ambulanten Behandlung (Arztbesuche, Medikamente etc.) zu verstehen. Bei den Behandlungskosten lässt sich unterscheiden, ob sie individuell (also von der betroffenen Person selbst) oder von der Gesellschaft (z.B. in Form einer Übernahme von Spitaldefiziten) getragen werden.
- **Administrativkosten von Personenversicherungen:** Die Gesundheitsschädigung durch die Luftverschmutzung führt ausserdem zu zusätzlichen Aufwendungen bei den Versicherungen: Der Zahlungsverkehr zwischen Patient, Spital und Krankenkasse muss abgewi-

ckelt werden und zusätzliche oder wegfallende Rentenleistungen führen zu administrativem Aufwand bei AHV, IV und Pensionskassen.¹¹²

Grafik 5-1: Überblick über die Kostenbestandteile



- **Produktionsausfall:** Die durch die Luftverschmutzung beeinträchtigte Gesundheit führt dazu, dass Personen vorübergehend oder dauerhaft nicht als Arbeitskräfte zur Verfügung stehen. Auch hier kann unterschieden werden, ob der Ausfall von der betroffenen Person getragen wird oder bei der Gesellschaft (z.B. in Form von entgangenem Sparbeitrag) anfällt.
- **Vermeidungskosten:** Damit sind jene Kosten gemeint, welche in Form von Vermeidungsmassnahmen anfallen (z.B. Freizeitaufenthalt in wenig belasteten Gebieten, Wechsel des Wohnorts usw.). Zuverlässige Schätzungen zu diesen Kosten gibt es bisher kaum. Allgemein besteht aber die Ansicht, dass sie eher von untergeordneter Bedeutung sind.
- **Immaterielle Kosten:** Zu den immateriellen Kosten zählen wir den Verlust an Wohlbefinden, Schmerz und Leid bei der betroffenen Person. Die immateriellen Kosten können insbesondere bei Todesfällen oder chronischen Erkrankungen wesentlich grösser sein als die materiellen Kosten (Behandlungskosten, Produktionsausfall, Vermeidungskosten).

Die Summe all dieser Kostenbestandteile entspricht den **volkswirtschaftlichen Kosten**. Davon wird jedoch nur ein Teil privat getragen (die **privaten Kosten** sind in Grafik 5-1 dargestellt).

Für die Erfassung und Monetarisierung (oder Bewertung) der in Grafik 5-1 aufgezeigten Gesundheitsschäden kommen im Wesentlichen zwei Ansätze in Frage, der Krankheitskosten-Ansatz und der Zahlungsbereitschaftsansatz. Diese werden im Folgenden erläutert.

¹¹² Ecoplan (1996), Monetarisierung der verkehrsbedingten externen Gesundheitskosten, S. 71.

5.2.2 Krankheitskosten-Ansatz (COI: Cost of Illness)

Bei diesem Ansatz werden die materiellen Kosten von Krankheitsfällen und vorzeitigen Todesfällen bestimmt, wobei ein Schadenskostenansatz verwendet wird, der auf Marktpreisen beruht. Beim COI-Ansatz werden die folgenden Bestandteile berücksichtigt (in Grafik 5-1 grau hinterlegt, es werden immer die von der ganzen Gesellschaft getragenen, nicht nur die individuellen Kosten bewertet):

- Bruttonerzeugnisausfall: Wie bereits erläutert können Personen infolge einer luftverschmutzungsbedingten Krankheit vorübergehend oder dauerhaft nicht als Arbeitskräfte zur Verfügung stehen. Mit dem Bruttonerzeugnisausfall wird der gesamte Lohn der ausfallenden Person berücksichtigt. Der Eigenkonsum des Individuums wird also miteinbezogen, da er ebenfalls einen (entgangenen) Nutzen darstellt.¹¹³
- Medizinische Behandlungskosten
- Administrativkosten von Personenversicherungen

Der Vorteil dieses Ansatzes liegt in der einfachen und transparenten Berechnung der Kosten.¹¹⁴ Der Nachteil ist aus der Darstellung in Grafik 5-1 zu erkennen: Neben den Vermeidungskosten werden insbesondere die immateriellen Kosten vernachlässigt.

In der praktischen Anwendung wird dieser Ansatz daher oft mit einer Hilfskonstruktion zur Teilerfassung der immateriellen Kosten (Leid, Schmerz usw.) ergänzt. Als Hilfsindikator werden anhand exemplarischer Fälle die gerichtlich zugesprochenen Genugtuungsleistungen ermittelt, die als Wiedergutmachung immaterieller Unbill (Schmerz, Leid, Beeinträchtigung der Lebensfreude) gedacht sind.¹¹⁵ Gerichtlich zugesprochene Genugtuungsleistungen weisen grosse Bandbreiten auf, weil im Einzelfall die zugesprochene Genugtuungsleistung nicht nur von der Dauer und Intensität der gesundheitlichen Beeinträchtigung abhängt, sondern auch von den folgenden Faktoren:¹¹⁶

- Verschuldungsgrad des Haftpflichtigen
- Vermögensverhältnisse des Haftpflichtigen
- Verhältnis zwischen Opfer und Empfänger der Genugtuungsleistung (z.B. gemeinsame Wohnung oder nicht)
- Reuegrad des Haftpflichtigen

Für die von einem Unglück betroffenen Personen oder ihre Angehörigen hängen die immateriellen Kosten nicht von obigen Faktoren ab. Trotzdem fällt in der Tendenz die Genugtuungsleistung umso kleiner aus, je geringer der Verschuldungsgrad und das Vermögen des Haftpflichtigen sind, je grösser die Reue ist und je enger die Beziehungen sind. Da die Höhe der

¹¹³ Ecoplan (1996), Monetarisierung der verkehrsbedingten externen Gesundheitskosten, S. 59.

¹¹⁴ Sommer et al. (1999), Health Costs due to Road Traffic-related Air Pollution, S. 23.

¹¹⁵ Hütte und Duksch (2003), Die Genugtuung, S. I/1999/10.

¹¹⁶ Schwab und Soguel (1995), Le prix de la souffrance et du chagrin, S. 7, Ecoplan (1991), Soziale Kosten von Verkehrsunfällen in der Schweiz, S. 89 und Hütte und Duksch (2003), Die Genugtuung, S. XIII, 1.

immateriellen Kosten letztlich unabhängig von diesen Faktoren ist, führt dies dazu, dass eine Abschätzung der immateriellen Kosten über die gerichtlich zugesprochenen Genugtuungsleistungen in aller Regel zu einer deutlichen Kostenunterschätzung führt.

5.2.3 Zahlungsbereitschaft (Willingness to pay)

Als Alternative zum COI-Ansatz hat sich in den letzten Jahren der Zahlungsbereitschaftsansatz (WTP: Willingness to pay) durchgesetzt. Gemessen wird mit diesem Ansatz die Zahlungsbereitschaft der Bevölkerung für die Verminderung des Risikos einer gesundheitlichen Gefährdung durch die Luftverschmutzung. Mittels ausgeklügelter Befragungstechnik wird erfragt, wie viel man zu zahlen bereit wäre, um die Sicherheit zu verbessern bzw. das Gesundheitsrisiko zu vermindern.

Es kann davon ausgegangen werden, dass in die Antwort der Individuen alle individuell getragenen Kosten einfließen, also auch ein Teil der Vermeidungskosten und insbesondere die immateriellen Kosten (vgl. Grafik 5-1). Ein weiterer Vorteil dieses Ansatzes besteht darin, dass die Bewertung eines verringerten Gesundheitsrisikos anhand der individuellen Präferenzen und Wünsche erfolgt. Damit erfüllt der Zahlungsbereitschafts-Ansatz eine wichtige Bedingung der ökonomischen Wohlfahrtstheorie, welche beim COI-Ansatz verletzt ist.

Schwierigkeiten bietet dieser Ansatz jedoch vor allem hinsichtlich zweier Aspekte:

- **Zuverlässigkeit der Antworten:** Von verschiedenen Autoren wurde kritisiert, dass die Befragungen unter einer hypothetischen Situation stattfinden und die Befragten die angegebenen Beträge gar nicht bezahlen müssten. Damit bestehe die Gefahr, dass bewusst oder unbewusst eine zu hohe Zahlungsbereitschaft geäußert wird. Weitere Kritikpunkte, auf die hier nicht im Detail eingegangen wird, sind z.B. Abhängigkeit der Zahlungsbereitschaft von den vorgeschlagenen Antworten der Befragten, Umgang mit Extremwerten. Deshalb führen Zahlungsbereitschaftsstudien zu relativ stark streuenden Ergebnissen.¹¹⁷ In neueren empirischen Erhebungen zur Zahlungsbereitschaft werden jedoch viele Kritikpunkte aufgenommen. Denn mit immer ausgeklügelteren Befragungsverfahren und zusätzlichen Kontrollfragen ist es möglich, vielen dieser Kritikpunkten zu begegnen.
- **Berücksichtigte Kostenbestandteile in den Antworten:** Wie in Grafik 5-1 dargestellt ist davon auszugehen, dass in die Antworten der Befragten in erste Linie die individuell getragenen Kosten einfließen. In den Antworten sind also die immateriellen Kosten und die individuell getragenen Behandlungskosten und Lohnausfälle enthalten.

Es ist allerdings zu erwähnen, dass im EU Projekt UNITE davon ausgegangen wird, dass bei Todesfällen der Eigenkonsum (der individuell getragenen Teil des Produktionsausfalls) in der Zahlungsbereitschaft enthalten ist, bei Krankheitsfällen hingegen nicht.¹¹⁸ Konkret heisst dies, dass bei den Todesfällen neben der Zahlungsbereitschaft der Netto-

¹¹⁷ Sommer et al. (1999), Health Costs due to Road Traffic-related Air Pollution, S. 24.

¹¹⁸ Persönliche Kommunikation mit Peter Bickel (Universität Stuttgart, Mitautor der UNITE-Studie) am 20.3.2004.

produktionsausfall¹¹⁹ berücksichtigt wird, bei den Krankheitsfällen hingegen der Bruttoproduktionsausfall. Im Sinne des at least Ansatzes nehmen wir in der vorliegenden Studie an, dass der Eigenkonsum in der Zahlungsbereitschaft enthalten ist, so dass neben der Zahlungsbereitschaft nur der Netto-, nicht der Bruttoproduktionsausfall miteinzubeziehen ist – und zwar bei Todes- und Krankheitsfällen.

Bei den medizinischen Behandlungskosten besteht aber das Problem, dass je nach Sozialversicherungssystem, nur noch ein geringer Teil der Behandlungskosten direkt von den betroffenen Personen getragen wird. Das Ausmass der in der Zahlungsbereitschaft berücksichtigten Kosten hängt also von der Ausgestaltung des Sozialversicherungssystems und von der exakten Fragestellung ab.¹²⁰ Die Prämienzahlung für die Versicherungen (bzw. eine Minderung dieser Prämien bei einem verminderten Luftverschmutzungsrisiko) dürfte in den Zahlungsbereitschaften der befragten Personen meist nicht einfließen. Fließen diese Prämien nicht ein, so werden die medizinischen Kosten bei einer reinen Verwendung des Zahlungsbereitschaftsansatzes in einem bedeutenden Ausmass unterschätzt.

5.2.4 Wahl des Bewertungskonzeptes

Da der COI-Ansatz den grössten Kostenbestandteil – die immateriellen Kosten – deutlich unterschätzt, steht in dieser Studie der **WTP-Ansatz im Zentrum. Im Rahmen der Sensitivitätsanalyse** werden jedoch auch die Kosten gemäss dem **COI-Ansatz** berechnet, um die Ergebnisse der vorliegenden Studie besser mit bisherigen Ergebnissen vergleichen zu können (vgl. Kapitel 5.4.4). Dieses Vorgehen wird durch die Literatur bestätigt: Es ist wohlbekannt, dass der WTP-Ansatz die beste Wahl ist¹²¹ und für die Ermittlung von Umwelt- und Gesundheitskosten eine breite Anerkennung hat. Frühere Studien, die auf eine Verwendung des WTP-Ansatzes verzichtet haben, taten dies meist nicht aus Überzeugung, sondern aufgrund mangelnder Daten zum WTP-Ansatz.¹²² Diese Daten sind aber mittlerweile verfügbar. Ein weiteres Indiz dafür, dass der WTP-Ansatz den gerichtlichen Genugtuungsleistungen vorzuziehen ist, ist die Tatsache, dass in den USA Ergebnisse von WTP-Studien vermehrt auch als Grundlage für Gerichtsurteile Verwendung finden.¹²³

¹¹⁹ Der Nettoproduktionsausfall ergibt sich aus dem Bruttoproduktionsausfall abzüglich dem Eigenkonsum. Der Nettoproduktionsausfall spiegelt damit die verminderte Kapitalbildung in der Volkswirtschaft, wenn eine Person durch gesundheitliche Folgen vorübergehend oder dauernd erwerbsunfähig ist.

¹²⁰ Bei vielen in der Literatur angegebenen Zahlungsbereitschaften wird auf diese Aspekte nicht oder kaum eingegangen, so dass oft unklar bleibt, welche Kostenbestandteile mit der ausgewiesenen Zahlungsbereitschaft genau abgedeckt werden.

¹²¹ Dionne und Lanoie (2004), Public Choice about the Value of a Statistical Life for Cost-Benefit Analyses, S. 258.

¹²² Ecoplan (1991), Soziale Kosten von Verkehrsunfällen in der Schweiz, S. 90 und Ecoplan (1996), Monetarisierung der verkehrsbedingten externen Gesundheitskosten, S. 64-66. In der trinationalen Studie stehen ebenfalls die WTP-Resultate im Vordergrund, obwohl auch Ergebnisse mit dem COI-Ansatz ermittelt wurden (Sommer et al. 1999, Health Costs due to Road Traffic-related Air Pollution, S. 27).

¹²³ Das Paradebeispiel ist der Unfall des Tankers Exxon Valdez im Jahr 1989 in Alaska: Um vor dem Gericht den Schaden der Ölverschmutzung auf die Umwelt zu bestimmen, wurden mehrere WTP-Studien verwendet. Im Anschluss daran hat ein hochkarätiges Expertengremium bestätigt, dass WTP-Werte geeignet sind, in Gerichten als

Es wird nun noch genau festgelegt, welche Kostenbestandteile in die beiden Ansätze genau aufgenommen werden (ein Vergleich der berücksichtigten Kostenbestandteile mit bisherigen Studien befindet sich im Anhang D):

- Der **WTP-Ansatz** mit der Zahlungsbereitschaft für die individuell getragenen Kosten soll mit jenen medizinischen Heilungskosten ergänzt werden, die von den Krankenkassen oder der öffentlichen Hand (Spitaldefizite) getragen werden. Ausserdem werden auch die von der Gesellschaft getragenen Nettoproduktionsausfälle mitberücksichtigt.¹²⁴
- Im **COI-Ansatz** werden der Bruttoproduktionsausfall und die medizinischen Behandlungskosten berücksichtigt. Um die immateriellen Kosten nicht ganz zu vernachlässigen, werden auftragsgemäss auch die gerichtlich zugesprochenen Genugtuungsleistungen – eine absolute Untergrenze der immateriellen Kosten – miteinbezogen.

Die Administrativkosten der Versicherungen können in beiden Ansätzen vernachlässigt werden, da gezeigt wurde, dass die Administrativkosten weniger als 0.5% der gesamten Kosten ausmachen.¹²⁵ Ebenfalls verzichten wir auf eine Berücksichtigung der Vermeidungskosten, sofern der individuell getragene Anteil nicht bereits in der Zahlungsbereitschaft enthalten ist.

Die beiden Ansätze unterscheiden sich also dadurch, dass ausgehend vom COI-Ansatz im WTP-Ansatz der Bruttoproduktionsausfall und die Genugtuungsleistungen durch den Nettoproduktionsausfall und die Zahlungsbereitschaft ersetzt werden.

5.3 Zahlungsbereitschaften und Kostensätze pro Krankheits- oder Todesfall

5.3.1 Zahlungsbereitschaften zur Vermeidung von Todesfällen

a) Verlorene Lebensjahre versus frühzeitige Todesfälle

Die Bewertung des Todesfallrisikos stösst ausserhalb der Ökonomie häufig auf Kritik, weil nach Ansicht vieler Betroffener der Wert eines Menschenlebens nicht in Geldeinheiten bewertet werden darf oder kann. Bei dieser Kritik handelt es sich u.E. um ein Missverständnis: Die Ökonomie unternimmt nicht den Versuch, den Wert eines bestimmten Lebens zu bestimmen. Es geht vielmehr darum, den Nutzen der Risikoverminderung zu bewerten, wenn z.B. infolge vermehrter Verkehrssicherheit die Zahl der tödlichen Strassenverkehrsunfälle abnimmt. Es geht also um die Bewertung von verminderten Risiken bevor die negativen Fol-

Grundlage für die Bemessung von Schäden zu dienen (Environmental Institute 1998, Environmental policy targets and non-market valuation, S. 8).

¹²⁴ Die Wiederbesetzung von Arbeitsstellen (nach Todesfällen) verursacht weitere Kosten, die jedoch in dieser Studie nicht berücksichtigt werden, einerseits weil sie nur 4% der Nettoproduktionsausfälle betragen (vgl. Ecoplan 2002, Unfallkosten im Strassen- und Schienenverkehr der Schweiz 1998, S. 41-43.) und andererseits weil die grosse Mehrheit der durch die Luftverschmutzung verursachten Todesopfer das Alter 65 bereits überschritten hat.

¹²⁵ Ecoplan (1996), Monetarisierung der verkehrsbedingten externen Gesundheitskosten, S. 71-74.

gen bereits eingetreten sind und nicht um den Wert eines bestimmten Menschenlebens, nachdem ein Verkehrsunfall zum Tod dieses Menschen geführt hat.

Es gibt zwei verschiedene Möglichkeiten, Todesfälle bzw. das Todesfallrisiko zu bewerten: Einerseits das Konzept der frühzeitigen Todesfälle (VOSL = value of statistical life, manchmal auch „value of preventing a statistical fatality“ genannt) und andererseits das Konzept der verlorenen Lebensjahre (VLYL = value of a life year lost). Diese beiden Konzepte werden im Folgenden genauer beschrieben.

Beim VOSL-Konzept wird jeder Todesfall mit einem monetären Wert belegt. Im VLYL wird hingegen nicht der eigentliche Todesfall bewertet, sondern die durch den Todesfall verlorenen Lebensjahre. Im VOSL-Konzept führt also der Tod eines 40- bzw. eines 80-Jährigen prinzipiell zu denselben Kosten.¹²⁶ Nach dem VLYL hingegen ist der Tod eines 40-Jährigen höher zu bewerten, da er noch eine grössere Lebenserwartung hat als ein 80-Jähriger. Im VLYL ist also die Bewertung der Todesfälle besser auf die Alterstruktur der Todesopfer angepasst.

Mittels einer Umfrage kann die Zahlungsbereitschaft für eine Reduktion des Todesfallrisikos ermittelt werden. Durch die Division dieser Zahlungsbereitschaft mit der Risikoreduktion wird dann der VOSL berechnet.¹²⁷ Diese Methode wird meist bei der Bewertung von Todesfällen bei Unfällen verwendet.¹²⁸ Auch Studien zur Luftverschmutzung wurden teilweise nach diesem Konzept erarbeitet (wie z.B. Sommer et al. 1999).

Für die Bewertung der Todesfälle aufgrund der Luftverschmutzung steht immer mehr das VLYL-Konzept im Vordergrund (so in den EU-Projekten ExterneE und UNITE¹²⁹) und soll deshalb auch in diesem Projekt Verwendung finden. Grund dafür ist, dass mit diesem Ansatz die durch die Luftverschmutzung gesunkene Lebenserwartung besser abgebildet werden kann,¹³⁰ während der VOSL, der meist aus Unfallstudien abgeleitet wird, angepasst werden müsste, da sich die meisten Opfer der Luftverschmutzung in einem relativ hohen Alter befinden. Ausserdem unterstellt das Konzept der frühzeitigen Todesfälle, dass die positiven Effekte der Schadstoffreduktion sofort anfallen und vernachlässigt damit die Zeitverzögerung (die Todesfälle geschehen z.T. erst in 10 Jahren, vgl. Exkurs in Kapitel 5.4.1).¹³¹ Als Sensitivität werden die Ergebnisse auch nach der Methode der frühzeitigen Todesfälle berechnet.

Da Schätzungen des VLYL fehlen, wird der VLYL aus dem VOSL berechnet (die abdiskontierte Summe der verlorenen Lebensjahre entspricht dem VOSL, vgl. Anhang E).

¹²⁶ Der VOSL wird jedoch häufig an die typische Alterstruktur der Opfer (z.B. von Unfällen bzw. von Luftverschmutzung) angepasst.

¹²⁷ Nellthorp et al. (2001), Valuation Convention for UNITE, S. 21.

¹²⁸ Nellthorp et al. (2001), Valuation Convention for UNITE, S. 5-6.

¹²⁹ Nellthorp et al. (2001), Valuation Convention for UNITE, S. 10.

¹³⁰ Rabl (2003), Interpretation of Air Pollution Mortality.

¹³¹ Chanel et al. (2003), Long-term health effects and economic valuation of public policies, S. 10. Dadurch wird der Effekt der Schadstoffreduktion überschätzt (um 18% in einem Beispiel von Chanel et al. (2003, S. 20 und 33)).

Aus der Literatur muss also ein VOSL abgeleitet werden, der dann in den VLYL umgerechnet werden kann. Um die vielen Studien zum VOSL bzw. zum VLYL vergleichbar zu machen, sind teilweise Anpassungen nötig, z.B. an das Alter und an den Gesundheitszustand der betroffenen Personen und unter Umständen auch an den Risikokontext. Im Folgenden werden diese Anpassungen besprochen, anschliessend wird ein Ausgangswert für den VOSL festgelegt.

b) Anpassung an das Alter

Theoretische Arbeiten zeigen, dass der VOSL sich mit dem Alter verändern kann: Zuerst nimmt mit zunehmendem Alter die Ausbildung, die Konsumausgaben und das Vermögen zu. Entsprechend steigt auch der VOSL.¹³² Dann macht sich jedoch immer mehr die sinkende Lebenserwartung bemerkbar und der VOSL sinkt wieder. Deshalb zeigt der VOSL einen umgekehrt U-förmigen Zusammenhang mit dem Alter. Erwachsene werden auch deshalb am stärksten gewichtet, weil sie eine wichtige Rolle in Familie (als Eltern von (Klein-) Kindern) und Gesellschaft einnehmen. Ausserdem sind es meist auch junge Erwachsene und Personen mittleren Alters, die sich um ältere und behinderte Personen kümmern.¹³³ Empirische Analysen finden ein Maximum des VOSL bei 30 – 45 Jahren.¹³⁴ Dieses Ergebnis – vor allem, dass der VOSL in fortgeschrittenem Alter mit dem Alter abnimmt – wird auch in weiteren Studien bestätigt.¹³⁵

In der vorliegenden Studie ist nur der fallende Ast relevant, weil fast alle Todesfälle durch Luftverschmutzung bei älteren Menschen auftreten (vgl. Anhang F). Indem die verlorenen Lebensjahre bewertet werden, wird genau die Abnahme des VOSL mit dem Alter wiedergegeben.¹³⁶ So zeigt z.B. die Studie von Aldy und Viscusi,¹³⁷ dass ein 60-Jähriger einen etwa halb so grossen VOSL wie ein 30-40-Jähriger hat. Dies stimmt ziemlich genau mit der Lebenserwartung überein: Die Lebenserwartung eines 60-Jährigen ist ziemlich genau halb so gross wie die Lebenserwartung eines 35-Jährigen (dies gilt für Männer und Frauen).

Werden hingegen die **frühzeitigen Todesfälle** bewertet, so ist zu berücksichtigen, dass die meisten Ergebnisse für den VOSL aus Unfallstudien stammen. Die Todesopfer eines Unfalls haben jedoch ein deutlich tieferes Alter als die Todesfälle der Luftverschmutzung. Um dies zu berücksichtigen, wird in der EU der VOSL aus dem Unfallbereich mit ein Faktor von 0.7 an-

¹³² Aldy und Viscusi (2003), Age Variation in Workers Value of Statistical Life, S. 1.

¹³³ Hofstetter (1998), Perspectives in Life Cycle Impact Assessment, S. 157.

¹³⁴ 30 – 35 Jahre in Aldy und Viscusi (2003), Age Variation in Workers Value of Statistical Life, S. 42, 43 und 24 und ca. 45 Jahre in Anhang F.

¹³⁵ DG Environment (2000), Recommended Interim Values for the Value of Preventing a Fatality in DG Environment Cost Benefit Analysis, S. 2 und Sommer et al. (1999), Health Costs due to Road Traffic-related Air Pollution, S. 32.

¹³⁶ Allerdings wird mit dem VLYL die Säuglingssterblichkeit sehr stark gewichtet. Diese ist jedoch im Vergleich zu den Todesfällen der älteren Personen sehr klein, so dass wir keinen grossen Fehler machen.

¹³⁷ Aldy und Viscusi (2003), Age Variation in Workers Value of Statistical Life, abstract.

gepasst.¹³⁸ In der trinationalen Studie wurde – basierend auf der Alterstruktur der durch Luftverschmutzung verursachten Todesfälle und auf der Altersgewichtung des VOSL – ein Anpassungsfaktor von 0.595 berechnet (vgl. Anhang F).¹³⁹ In dieser Studie folgen wir dieser genauen Berechnung für die Schweiz und verwenden einen **Anpassungsfaktor von 0.595**. Werden hingegen die verlorenen Lebensjahre berechnet, ist keine Anpassung nötig (vgl. Anhang F).

c) Anpassung an den Gesundheitszustand

Man könnte vermuten, dass die Zahlungsbereitschaft einer Person, die sich (dauerhaft) in einem schlechten Gesundheitszustand befindet, kleiner ist als diejenige einer gesunden Person. Der schlechte Gesundheitszustand der Sterbenden könnte aber gerade auf die Luftverschmutzung zurückzuführen sein und eine Anpassung des VOSL würde deshalb zu einer Verzerrung führen. Ausserdem deutet die empirische Evidenz darauf hin, dass die Zahlungsbereitschaft nicht vom Gesundheitszustand der betroffenen Person abhängt.¹⁴⁰ Deshalb wird – wie auch in der EU und in der trinationalen Studie¹⁴¹ – **auf eine Anpassung des VOSL und des VLYL an den Gesundheitszustand verzichtet**.

d) Anpassung an den Risikokontext

Auch der Risikokontext kann einen Einfluss auf die Zahlungsbereitschaft für ein vermiedenes Risiko haben. Folgende Faktoren sind dabei von Bedeutung:

- Freiwilligkeit
- Kontrolle
- Verantwortung
- Direkter persönlicher Nutzen während man dem Risiko ausgesetzt ist.

Studien zeigen, dass Risiken, denen man sich freiwillig stellt und die man selbst kontrollieren kann (wie z.B. Bergsteigen), weniger hoch bewertet werden als nicht beeinflussbare Risiken (wie z.B. Atomunfälle, Luftverschmutzung).¹⁴² Im Vergleich mit einem Autounfall (für welche die meisten Studien für den VOSL vorliegen) ist das Risiko durch die Luftverschmutzung

¹³⁸ EU (2000), Workshop on the value of reducing the risk of ill health or a fatal illness, S. 4 und DG Environment (2000), Recommended Interim Values for the Value of Preventing a Fatality in DG Environment Cost Benefit Analysis, S. 1 und 2.

¹³⁹ Sommer et al. (1999, Health Costs due to Road Traffic-related Air Pollution, S. 31-34) benutzen einen Faktor von 0.61, der auf den Daten von Frankreich, Österreich und der Schweiz beruht. Für die Schweiz allein ergibt sich 0.595 (vgl. Anhang F).

¹⁴⁰ EU (2000), Workshop on the value of reducing the risk of ill health or a fatal illness, S. 4.

¹⁴¹ DG Environment (2000), Recommended Interim Values for the Value of Preventing a Fatality in DG Environment Cost Benefit Analysis, S. 3 sowie EU (2000), Workshop on the value of reducing the risk of ill health or a fatal illness, S. 4 und Sommer et al. (1999), Health Costs due to Road Traffic-related Air Pollution, S. 34.

¹⁴² Sommer et al. (1999), Health Costs due to Road Traffic-related Air Pollution, S. 30 und Friedrich und Bickel (2001), Environmental External Costs of Transport, S. 91.

- unfreiwillig
- ausserhalb der Verantwortung und der Kontrolle derjenigen, die unter der Luftverschmutzung leiden, und
- meist ohne direkten persönlichen Nutzen.

Deshalb kann die Zahlungsbereitschaft für eine Reduktion des Luftverschmutzungsrisikos höher sein als für eine Reduktion des Unfallrisikos. Die Unterschiede können bis zu einem Faktor 3 betragen.¹⁴³ Während im Projekt ExternE noch auf eine Anpassung verzichtet wurde,¹⁴⁴ wird im Projekt UNITE – das teilweise von denselben Autoren verfasst wurde – ein Anpassungsfaktor von 2 verwendet, um den Wert vom Unfallkontext auf den Luftverschmutzungskontext umzurechnen.¹⁴⁵ Dieser Anpassungsfaktor beruht auf Arbeiten von Jones-Lee et al. (1998).¹⁴⁶ In der trinationalen Studie wird jedoch auf eine Anpassung verzichtet, da die empirische Evidenz als nicht ausreichend erachtet wurde, um die Höhe der Anpassungsfaktors zu bestimmen.¹⁴⁷ Im Sinne des at least Ansatzes wird in dieser Studie ebenfalls **keine Anpassung** vorgenommen. Im Rahmen der Sensitivitätsanalyse wird jedoch wie im Projekt UNITE ein Anpassungsfaktor von 2 verwendet.

Dass keine Anpassung an den Risikokontext vorgenommen wird, ist eine der kritischen Annahmen in diesem Projekt. Dies führt wahrscheinlich zu einer Unterschätzung der tatsächlichen Kosten. Die Frage nach dem korrekten Anpassungsfaktor ist jedoch mit dem heutigen Forschungsstand nicht zu beantworten. Hier herrscht folglich dringlicher Forschungsbedarf.

e) Anpassung ausländischer Werte auf die Schweiz

Ausländische Werte können nicht unbesehen vom Ausland auf die Schweiz übertragen werden. Einerseits ist das durchschnittliche Einkommen in der Schweiz höher als in den meisten anderen Ländern. Andererseits können auch kulturelle Faktoren dazu führen, dass der Wert eines verlorenen Lebensjahres nicht überall gleich bewertet wird.¹⁴⁸ Dieser zweite Effekt kann jedoch nicht berücksichtigt werden, da keine Daten vorliegen. Wie im EU-Projekt UNITE werden jedoch die Werte aus dem Ausland **mit der Kaufkraftparität** (purchasing power parity

¹⁴³ Kenkel (2000), Using Estimates of the Value of Statistical Life in Evaluating regulatory Effects, S. 8.

¹⁴⁴ Friedrich und Bickel (2001), Environmental External Costs of Transport, S. 92.

¹⁴⁵ Metroeconomica (2001), Monetary valuation of noise effects, S. 8 und Nellthorp et al. (2001), Valuation Convention for UNITE, S. 11.

¹⁴⁶ Jones-Lee et al. (1998), Valuation of Deaths from Air Pollution.

¹⁴⁷ Sommer et al. (1999), Health Costs due to Road Traffic-related Air Pollution, S. 31.

¹⁴⁸ DG Environment (2000), Recommended Interim Values for the Value of Preventing a Fatality in DG Environment Cost Benefit Analysis, S. 3.

PPP) **angepasst**.¹⁴⁹ Die verwendeten Daten für die Kaufkraftparitäten stammen von Nellthorp et al. (Umrechnung € in CHF) und von der OECD (Umrechnung \$ in CHF).¹⁵⁰

f) Bewertung mit Faktorkosten oder Marktpreisen

Die Bewertung kann entweder nach Marktpreisen oder nach Faktorkosten geschehen. Bei den Faktorkosten werden die indirekten Steuern (MWST, Benzinzoll, Zollzuschlag und Fahrzeugsteuer) herausgerechnet.¹⁵¹ Da international die Höhe der indirekten Steuern stark streut (7.7% bis 32%),¹⁵² wird meist mit Faktorkosten gerechnet, um die internationale Vergleichbarkeit der Resultate zu gewährleisten. Ausserdem stellen Steuern keine volkswirtschaftlichen Kosten dar – es handelt sich lediglich um Transferleistungen. Wie in der Unfallkostenstudie und im UNITE-Projekt¹⁵³ wird deshalb der **Faktorkostenansatz** angewendet. Folglich müssen die Zahlungsbereitschaften, bei denen es sich um Marktpreise handelt, durch **1.077** dividiert werden.¹⁵⁴ Würden die in Kapitel 5.4 dargestellten Ergebnisse in Marktpreisen ausgedrückt, würden sie um 7.7% höher ausfallen.

g) Verwendeter Kostensatz für einen frühzeitigen Todesfall (VOSL)

Für die weiteren Berechnungen wird ein Kostensatz zur Bewertung eines verlorenen Lebensjahres (VLYL) benötigt. In der internationalen Literatur lassen sich dazu praktisch keine direkten Angaben finden, vielmehr werden fast alle publizierten Werte zum VLYL aus Werten für einen frühzeitigen Todesfall abgeleitet. Wir folgen diesem Ansatz und werden daher in diesem Abschnitt vorerst den VOSL festlegen. Dieser wird dann in Abschnitt h) in einen VLYL umgerechnet.

In der Literatur werden die VOSL in verschiedenen Einheiten (US\$, € zu Preisen verschiedener Jahre) ermittelt, was einen Vergleich der Ergebnisse erschwert. Im Folgenden werden deshalb alle Ergebnisse der Literatur auf eine einheitliche Basis umgerechnet: Es wird der **VOSL in Mio. CHF für einen Todesfall durch Unfall zu Faktorkosten des Jahres 2000** verwendet. Die in der Literatur gefunden Werte werden wie folgt angepasst (vgl. vorangehende Abschnitte):

¹⁴⁹ Nellthorp et al. (2001), Valuation Convention for UNITE, S. 12 und 23.

¹⁵⁰ Nellthorp et al. (2001), Valuation Convention for UNITE, S. 23 und OECD (2004), PPPs for GDP – Historical series. Bei der Umrechnung von € in CHF wird zusätzlich der offizielle Wechselkurs von 1998 der europäischen Zentralbank von 1.62 CHF/€ verwendet (EZB Europäische Zentralbank 2001, Monatsbericht Oktober 2001), da sich auch die PPP-Werte €/CHF auf das Jahr 1998 beziehen.

¹⁵¹ Sommer et al. (1999), Health Costs due to Road Traffic-related Air Pollution, S. 35.

¹⁵² Nellthorp et al. (2001), Valuation Convention for UNITE, S. 18.

¹⁵³ Ecoplan (2002), Unfallkosten im Strassen- und Schienenverkehr der Schweiz 1998, S. 35 und Nellthorp et al. (2001), Valuation Convention for UNITE, S. 2-4.

¹⁵⁴ Die durchschnittliche Rate der indirekten Besteuerung von Konsumausgaben in der Schweiz beträgt 7.7% (Ecoplan 2002, Unfallkosten im Strassen- und Schienenverkehr der Schweiz 1998, S. 35 und Nellthorp et al. (2001), Valuation Convention for UNITE, S. 18).

- Anpassung ausländischer Werte auf die Schweiz mit der Kaufkraftparität.
- Umrechnung auf Preise des Jahres 2000 mit dem Nominallohnwachstum.¹⁵⁵
- Umrechnung der Marktpreise in Faktorkosten durch Division mit 1.077.
- Falls es sich um einen VOSL für eine Opfer der Luftverschmutzung handelt, Anpassung an das Alter mit einem Faktor 1/0.595.

Aus der Schweiz sind uns nur zwei Studien zum VOSL bekannt:¹⁵⁶

- In einer ersten Studie aus dem Jahre 1995 wurde die Zahlungsbereitschaft (WTP willingness to pay) für eine Risikoreduktion im Strassenverkehr untersucht. Als Resultat ergab sich ein VOSL von 1.7 Mio. CHF.¹⁵⁷
- In einer aktuelleren Untersuchung aus dem Jahr 2001 wurde aus statistischen Lohndifferenzen der Betrag ermittelt, der zur Kompensation eines höheren Unfallrisikos am Arbeitsplatz geleistet werden müsste. Die Autoren kommen bei dieser unterschiedlichen Fragestellung zu einem deutlich höheren VOSL von 9.3 – 13.9 Mio. CHF zu Faktorkosten (bzw. 10-15 Mio. CHF zu Marktpreisen).¹⁵⁸

Der grosse Unterschied ist (zumindest teilweise) darauf zurückzuführen, dass in der ersten Studie die WTP abgefragt wurde, in der zweiten Studie jedoch die WTA (willingness to accept): Bei der WTP wird gefragt, wie viel man zu bezahlen bereit ist, um das vorhandene Risiko zu reduzieren. Bei der WTA wird untersucht, wie hoch eine Entschädigung sein muss, damit ein höheres Risiko akzeptiert wird. Sowohl theoretisch als auch empirisch sind WTA-Werte höher als WTP-Werte. Man ist sich jedoch einig, dass für die vorliegende Fragestellung die WTP-Zahlen den WTA-Zahlen vorzuziehen sind.¹⁵⁹

Aus demselben Grund – weil sie auf WTA-Zahlen auf dem Arbeitsmarkt beruhen – werden deshalb auch andere, neuere Ergebnisse oder in der Literatur verwendete Werte hier nicht weiter berücksichtigt. Diese Studien führen z.T. zu sehr hohen Ergebnissen bis zu 25.3 Mio. CHF für den VOSL.¹⁶⁰

¹⁵⁵ Es ist davon auszugehen, dass sich die Zahlungsbereitschaft mit dem Nominallohnwachstum entwickelt. Entsprechend wird in Anhang E das Reallohnwachstum verwendet um die Werte zu Preisen des Jahres 2000 in die Zukunft fortzuschreiben. Quelle für das Nominallohnwachstum: Seco (2002), Aktuelle Wirtschaftsdaten, S. 93.

¹⁵⁶ Eine weitere aktuelle Studie kommt zu keinen klaren Aussagen zum VOSL (Frei und Jud 2004, Was ist ein verhinderter Verkehrstoter den Schweizer Gemeinden wert?, S. 43). Zudem ist fraglich, ob Abstimmungsergebnisse von Schweizer Gemeinden über Projekte mit Einfluss auf die Verkehrsicherheit wirklich zur Bestimmung des VOSL herangezogen werden können, weil in der Abstimmung immer auch weitere Punkte hineinspielen. Eine Abstützung auf Studien, die auf speziellen Umfragen zum VOSL basieren, scheint sinnvoller.

¹⁵⁷ Schwab und Soguel (1995), Le prix de la souffrance et du chagrin. Gemäss Angabe der Autoren ist eine Verwendung dieser Ergebnisse für weitergehende Berechnungen nicht zu empfehlen, da die Erhebung auf einer Stichprobe beruht, welche für die schweizerischen Verhältnisse nicht repräsentativ ist.

¹⁵⁸ Baranzini und Luzzi (2001), The Economic Value of Risks to Life.

¹⁵⁹ EU (2000), Workshop on the value of reducing the risk of ill health or a fatal illness, S. 5 und Nellthorp et al. (2001), Valuation Convention for UNITE, S. 20-21.

¹⁶⁰ So basiert der VOSL von 13.9 Mio. CHF (oder 8.9 Mio. CHF zu Marktpreisen für ein Opfer der Lärmbelastung), den Müller-Wenk und Hofstetter (2003, Monetarisierung verkehrslärmbedingter Gesundheitsschäden, S. 72) be-

In der folgenden Tabelle werden im oberen Teil die Resultate zweier Studien zum VOSL präsentiert. Der Studie von Carthy et al. (1999) wird eine hohe wissenschaftliche Qualität attestiert, da sie den VOSL aufgrund eines ausgeklügelten Befragungsverfahrens ermittelt.¹⁶¹ Es ergibt sich ein VOSL von 2.8 Mio. CHF (1.4 bis 4.5 Mio. CHF). In einer neueren Studie von Chanel et al. (2003), die den VOSL für ein Luftverschmutzungsoffer ermittelt, wird ein ähnlicher, aber etwas tieferer Wert von – auf ein Unfallopfer umgerechnet – 2.6 Mio. CHF gefunden.

Tabelle 5-1 zeigt im unteren Teil auch, welche Werte für den VOSL in anderen – der vorliegenden Studie ähnlichen – Arbeiten verwendet wurden. In der trinationalen Studie von Sommer et al. (1999) für die Schweiz, Österreich und Frankreich wurde ein Wert von 3.0 Mio. CHF für ein Unfallopfer verwendet, der auf der Studie von Carthy et al.¹⁶² beruht.¹⁶³ Auch in der Empfehlung der DG Environment der EU aus dem Jahr 2000 wurde von Carthy et al. ausgegangen und ein Wert von 3.2 Mio. CHF empfohlen. Im EU-Projekt ExternE wird ein etwa doppelt so hoher Wert von 6.4 Mio. CHF verwendet. Im späteren EU-Projekt UNITE, das z.T. von denselben Autoren bearbeitet wurde, wurde jedoch auch die Studie von Carthy et al. zugrundegelegt und ein Wert von 2.9 Mio. CHF (1.5 bis 4.9 Mio. CHF) benutzt. Derselbe Kostensatz wie in UNITE wurde kürzlich auch im EU-Projekt MCICAM¹⁶⁴ benutzt und er findet auch in der Studie für die Berechnung der Schweizer Unfallkosten (Ecoplan 2002) Verwendung sowie in einer Studie von Chanel et al. (2003).

Die vorhandenen Studien basieren also fast alle auf der Studie von Carthy et al. Deshalb verwenden auch wir in der vorliegenden Studie die Zahlen aus dieser Studie. Damit die Ergebnisse möglichst gut mit den Ergebnissen aus der Unfallkostenstudie (Ecoplan 2002) vergleichbar sind, wird derselbe Kostensatz für den **VOSL von 2.91 Mio. CHF für ein Unfallopfer** wie in dieser Studie verwendet.¹⁶⁵

Die Schätzungen des VOSL sind relativ ungenau. Der VOSL könnte deshalb auch um 50% tiefer liegen. Andererseits gibt es Hinweise – die aber noch nicht genügend abgestützt sind, um sie im at least Ansatz anzuwenden – dass für die Luftverschmutzung ein Anpassungsfak-

nutzen, weitgehend auf Arbeitsmarktstudien zur WTA. Gleiches gilt auch für den vom US EPA (Environmental Protection Agency) verwendeten Wert von 18.3 Mio. CHF (4.8 Mio. \$ 1990 für ein Luftverschmutzungsoffer): Er beruht auf 21 WTA-Studien und nur 5 WTP-Studien (Kenkel 2000, Using Estimates of the Value of Statistical Life in Evaluating regulatory Effects, S. 2).

Aldy und Viscusi (2003, Age Variation in Workers Value of Statistical Life, S. 15) finden einen VOSL von 8.2 Mio. CHF (4.23 Mio. \$ 1996). Larsen und Bolt (2003, Health Costs of Pollution: Valuation, S.9) haben in der Literatur sogar einen VOSL von 25.3 Mio. CHF (13.5 Mio. \$) ausfindig gemacht.

¹⁶¹ Sommer et al. (1999), Health Costs due to Road Traffic-related Air Pollution, S. 29-30 und Nellthorp et al. (2001), Valuation Convention for UNITE, S. 22-24.

¹⁶² Die Studie von Carthy et al. (1999) wird manchmal auch als Jones-Lee et al. (1998) zitiert.

¹⁶³ Die kleinen Differenzen in dieser und in den folgenden Studien kommen daher, dass der exakte Wert von Carthy meist auf die eine oder andere Weise gerundet wird.

¹⁶⁴ Proost et al. (2003), Modelling and Cost Benefit Framework, S. 89 (VOSL) und 92 (VLYL).

¹⁶⁵ Der Wert von 2.87 Mio. CHF aus der Unfallstudie wurde mit dem Nominallohnwachstum auf die Preise des Jahres 2000 angepasst.

tor von 2 für den Risikokontext nötig sein könnte. Im Rahmen der Sensitivitätsanalyse wird deshalb der VOSL von 2.91 Mio. CHF auf 1.46 Mio. CHF halbiert bzw. auf 5.83 Mio. CHF verdoppelt.

In den tatsächlichen Berechnungen für die frühzeitigen Todesfälle muss der VOSL noch an das Alter der Todesopfer angepasst werden (vgl. Abschnitt 5.3.1b) und Tabelle 5-1). Für **Todesfälle aufgrund der Luftverschmutzung** ergibt sich deshalb eine **VOSL von 1.73 Mio. CHF** (0.87 – 3.47 Mio. CHF).

Tabelle 5-1: Übersicht über verschiedene Werte für den VOSL für ein Opfer der Luftverschmutzung und Festlegung für diese Studie

	Studienergebnis				Umrechnung in Mio. CHF 2000 ¹		
	VOSL	Einheit	von	bis	VOSL	von	bis
WTP-Studien							
Carthy et al. 1999	1.42	Mio. € 1996	0.7	2.3	2.79	1.37	4.52
Chanel et al. 2003b	0.8	Mio. € 2000			2.59 ²		
In Studien verwendeter VOSL							
Sommer et al. 1999	0.9	Mio. € 1996		1.4	2.97 ²		4.62 ²
DG Environment 2000	1.0	Mio. € 2000	0.65	2.5	3.21 ²	2.09 ²	8.03 ²
ExternE 2000	3.36	Mio. € 2000			6.42		
UNITE 2001	1.5	Mio. € 1998	0.75	2.5	2.91	1.46	4.85
Ecoplan 2002: Unfälle	2.87	Mio. CHF 1998			2.91		
Chanel et al. 2003a	1.4	Mio. € 1998			2.72		
Festlegung für diese Studie für einen Todesfall durch Unfall					2.91	1.46	5.83³
Todesfall durch Luftverschmutzung					1.73⁴	0.87⁴	3.47⁴

¹ Bei der Umrechnung werden – wo nötig – folgende Anpassungen gemacht: Anpassung an die Kaufkraftparität, Anpassung an Preise 2000, Umrechnung Marktpreise in Faktorkosten.

² Bei diesen Werten mussten die ursprünglichen Ergebnisse für die Luftverschmutzung mit dem Faktor 1/0.595 an das Alter der Unfallopfer angepasst werden.

³ Dieser Wert gilt eigentlich nicht mehr für einen Unfall, sondern ist bereits mit der Risikoanpassung für die Luftverschmutzung um den Faktor 2 versehen (vgl. Abschnitt d)).

⁴ Anpassung an das Alter mit dem Faktor 0.595 (vgl. Abschnitt 5.3.1b)).

Quellen: Carthy et al. (1999), On the Contingent Valuation of Safety and the Safety of Contingent Valuation (manchmal auch als Jones-Lee et al. (1998, gleicher Titel) zitiert), Chanel et al. (2003b), Economic valuation of air pollution effects, S. 12, Sommer et al. (1999), Health Costs due to Road Traffic-related Air Pollution, S. 35, DG Environment (2000), Recommended Interim Values for the Value of Preventing a Fatality in DG Environment Cost Benefit Analysis, ExternE: Friedrich und Bickel (2001), Environmental External Costs of Transport, S. 88, UNITE: Nellthorp et al. (2001), Valuation Convention for UNITE, S. 6, Ecoplan (2002), Unfallkosten im Strassen- und Schienenverkehr der Schweiz 1998, S. 46 und Chanel et al. (2003a), Long-term health effects and economic valuation of public policies, S. 17.

h) Verwendeter Kostensatz für ein verlorenes Lebensjahr (VLYL)

In der Bewertung der Gesundheitskosten der Luftverschmutzung ist jedoch nicht der VOSL zentral, sondern der VLYL. Deshalb muss der VOSL noch in den VLYL umgerechnet werden,

was in Anhang E detailliert beschrieben wird. Kurz gesagt, entspricht die abdiskontierte Summe der verlorenen Lebensjahre dem VOSL. Mit Hilfe von Anhang E ergibt sich deshalb aus dem VOSL von 2.9 Mio. CHF für das Jahr 2000 ein **VLYL von 85'000 CHF**.¹⁶⁶ Darin sind die gesamten individuell getragenen Kosten des verlorenen Lebensjahres enthalten.

Im Rahmen der Sensitivitätsanalyse gehen wir auch von einem VOSL von 1.5 bzw. 5.8 Mio. CHF aus, was ein VLYL von 43'000 bzw. 171'000 CHF ergibt.

Die in diesem Kapitel hergeleiteten Kostensätze sowie die Kostensätze, welche in den beiden folgenden Kapiteln 5.3.2 und 5.3.3 zu bestimmen sind, werden in Tabelle 5-2 und Tabelle 5-3 in Kapitel 5.3.4 zusammenfassend dargestellt.

5.3.2 Zahlungsbereitschaften für Krankheitsfälle

Auch bei der Bestimmung der Zahlungsbereitschaft für die Vermeidung von Krankheitsfällen muss auf internationale Studien zurückgegriffen werden, da im Rahmen dieser Studie keine eigenen Zahlungsbereitschaften erhoben werden konnten.

Es gibt nur relativ wenige Studien über die Zahlungsbereitschaft zur Vermeidung von Krankheitsfällen und die meisten Studien beziehen sich auf die USA.¹⁶⁷ Die Übertragung ausländischer Ergebnisse auf die Schweiz ist nicht unproblematisch, da die Zahlungsbereitschaft auch davon abhängt, wie gross der Anteil der Behandlungskosten und der Lohnausfälle ist, den das betroffene Individuum selbst bezahlen muss. Die Versicherungssysteme für Krankheiten und Lohnausfälle sind aber in verschiedenen Ländern z.T. unterschiedlich ausgestaltet. Auf eine Berücksichtigung dieser Unterschiede bei der Übertragung der Kostensätze auf die Schweiz muss aber mangels entsprechender Datengrundlagen verzichtet werden. Zur Bewertung der Krankheitsfälle werden folgende Zahlungsbereitschaften verwendet:

- **775 CHF pro Spitaltag wegen Atemwegserkrankungen oder wegen Herz- / Kreislauf-erkrankungen.** Dieser Wert basiert auf einer aktuellen Studie aus den USA¹⁶⁸ und liegt in etwa zwischen den Werten, die in UNITE¹⁶⁹ und der trinationalen Studie¹⁷⁰ verwendet wurden.

¹⁶⁶ Dies gilt bei einem Diskontsatz von 2%. Bei einem Diskontsatz von 1% bzw. 3% würde sich ein VLYL von 69'000 bzw. 103'000 CHF ergeben (wobei immer von einem Reallohnwachstum von 1% ausgegangen wird; zum Diskontsatz und zum Reallohnwachstum siehe Anhang E). Je höher der Diskontsatz, desto mehr werden künftige Lebensjahre abdiskontiert. Der Wert pro Lebensjahr muss deshalb bei höherem Diskontsatz höher sein, damit sich derselbe VOSL ergibt.

¹⁶⁷ Sommer et al. (1999), Health Costs due to Road Traffic-related Air Pollution, S. 48.

¹⁶⁸ Thayer et al. (2003), The Economic Valuation of Respiratory and Cardiovascular Hospitalizations, S. 59 und xi. Umrechnung der 420 \$ (2003) mit Kaufkraftparität (1.88, OECD 2004, PPPs for GDP – Historical series) und Preisanpassung (BSV 2004, Kosten des Gesundheitswesens).

¹⁶⁹ 390 € pro Hospitalisierung und damit ca. 70 CHF pro Spitaltag (Daten von Peter Bickel (Universität Stuttgart, Mitautor der UNITE-Studie) vom 5.5.2004).

¹⁷⁰ 7'870 € pro Hospitalisierung und damit ca. 1350 CHF pro Spitaltag (Sommer et al. 1999, Health Costs due to Road Traffic-related Air Pollution, S. 49).

- **410'500 CHF pro Neuauftreten einer chronischen Bronchitis bei einem Erwachsenen.** Dieser Wert beruht auf der trinationalen Studie.¹⁷¹ Der Kostensatz liegt deshalb so hoch, weil es sich hier um das Neuauftreten einer chronischen Krankheit handelt, die sich über Jahre erstrecken kann.
- **257 CHF pro akute Bronchitis bei Kindern.** Auch dieser Wert wurde aus der trinationalen Studie übernommen.¹⁷²
- **61 CHF pro Asthmaanfall bei Erwachsenen.** Dieser Wert aus der trinationalen Studie¹⁷³ liegt zwar höher als der im Projekt ExternE¹⁷⁴ verwendete, doch werden in weiteren Studien noch deutlich höhere Werte verwendet.¹⁷⁵
- **185 CHF pro Tag mit eingeschränkter Aktivität.** Dieser Wert stammt aus der trinationalen Studie.¹⁷⁶ Er liegt zwischen den Ergebnissen aus dem Projekt ExternE¹⁷⁷ und aus weiteren Studien.¹⁷⁸

Es ist zu betonen, dass die verwendeten Werte mit grösseren Unsicherheiten behaftet sind. Das Ausmass der Unsicherheit ist meist schwer abzuschätzen. Bei den letzten beiden Krankheitsbildern wird in UNITE etwa mit einer halb so grossen Zahlungsbereitschaft gerechnet. Im Rahmen der Sensitivitätsanalyse wird deshalb untersucht, wie sich die Ergebnisse verändern, wenn die Kostensätze um $\pm 50\%$ schwanken.

5.3.3 Kostensätze für medizinische Behandlungskosten und Produktionsausfall

a) Medizinische Behandlungskosten

Zu den medizinischen Behandlungskosten in Spitälern existieren sehr detaillierte Kostendaten differenziert nach ca. 650 verschiedene Krankheitsbilder.¹⁷⁹ Die Daten von APDRG basieren auf einer Stichprobe von 203'253 Hospitalisierungen in der Schweiz.¹⁸⁰ Ausgehend von

¹⁷¹ 209'000 € (1996) (Sommer et al. 1999, Health Costs due to Road Traffic-related Air Pollution, S. 49) und Umrechnung mit Kaufkraftparität, Wechselkurs, Preisanpassung sowie Umrechnung in Faktorkosten.

¹⁷² 131 € (1996) (Sommer et al. 1999, Health Costs due to Road Traffic-related Air Pollution, S. 49) und Umrechnung mit Kaufkraftparität, Wechselkurs, Preisanpassung sowie Umrechnung in Faktorkosten.

¹⁷³ 31 € (1996) (Sommer et al. 1999, Health Costs due to Road Traffic-related Air Pollution, S. 49) und Umrechnung mit Kaufkraftparität, Wechselkurs, Preisanpassung sowie Umrechnung in Faktorkosten.

¹⁷⁴ 15 € oder 31 CHF (Friedrich und Bickel 2001, Environmental External Costs of Transport, S. 102).

¹⁷⁵ Sommer et al. (1999), Health Costs due to Road Traffic-related Air Pollution, S. 49-50.

¹⁷⁶ 94 € (1996) (Sommer et al. 1999, Health Costs due to Road Traffic-related Air Pollution, S. 49) und Umrechnung mit Kaufkraftparität, Wechselkurs, Preisanpassung sowie Umrechnung in Faktorkosten.

¹⁷⁷ 49 € oder 101 CHF (Friedrich und Bickel 2001, Environmental External Costs of Transport, S. 101).

¹⁷⁸ Sommer et al. (1999), Health Costs due to Road Traffic-related Air Pollution, S. 49-50.

¹⁷⁹ APDRG Schweiz (2004), Kostengewichte Version 4.1.

¹⁸⁰ APDRG Schweiz (2003), Bericht über die Kostengewichte Version 4.1, S. 2.

einem durchschnittlichen Kostensatz pro Hospitalisierung von 7037 CHF¹⁸¹ werden in der Datenbank von APDRG Faktoren angegeben, mit denen dieser Durchschnittswert multipliziert werden muss, um die Kosten einer Hospitalisierung wegen eines bestimmten Krankheitsbildes genau festzulegen. Mit diesen Faktoren werden die durchschnittlichen Kosten von Operationen und sonstige Behandlungskosten während dem Spitalaufenthalt ausgedrückt. Diese Faktoren betragen für Atemwegserkrankungen 1.104 und für Herz- / Kreislauferkrankungen 1.033,¹⁸² so dass die Kosten pro Hospitalisierung 7'770 bzw. 7'268 CHF betragen. Mit der durchschnittlichen Aufenthaltsdauer pro Krankheitsbild werden dann die **Kosten pro Spitaltag** ermittelt, die für **Atemwegserkrankungen 805 CHF** und für **Herz- / Kreislauferkrankungen 1030 CHF** betragen.¹⁸³ Es ist dabei zu beachten, dass keine Anpassung nötig ist, um die Kosten in Faktorkosten auszudrücken: Im Fall der medizinischen Behandlungskosten stimmen die Marktpreise und die Faktorpreise überein, da gemäss MWST-Gesetz die Behandlungskosten von der MWST ausgenommen sind.¹⁸⁴ Die genannten Kostensätze dürften – gemäss dem at least Ansatz – eine Unterschätzung darstellen, da die Kosten weiterer medizinischer Nachfolgeuntersuchungen¹⁸⁵ und der mögliche Medikamentenkonsum nicht betrachtet werden.

Die Behandlungskostensätze für die nicht mit einem Spitalaufenthalt verbundenen Krankheitsbilder stammen aus einer Schweizer Studie.¹⁸⁶ Dieselben Zahlen wurden auch in den bisherigen Studien der Gesundheitskosten der Luftverschmutzung in der Schweiz verwendet.¹⁸⁷ Pro Jahr ergeben sich bei einer chronischen Bronchitis Kosten von 486 CHF (zu Preisen des Jahres 2000¹⁸⁸). Im Mengengerüst werden jedoch zusätzliche neue Fälle von chro-

¹⁸¹ APDRG Schweiz (2003, Bericht über die Kostengewichte Version 4.1, S. 20) nennt für das Jahr 2003 durchschnittliche Kosten von 9041 CHF in einem Universitätsspital und 6842 CHF in allen anderen Spitälern. Aus diesen beiden Werten wurde ein gewichteter Durchschnitt von 7172 berechnet (wobei die Universitätsspitäler nur 15% der Hospitalisierungen ausmachen, persönliche Kommunikation mit dem BFS vom 29.4.2004). Dann wurde der Wert mit der Entwicklung der Preise der Gesundheitspflege vom Jahr 2003 auf das Jahr 2000 angepasst (Multiplikation mit 0.981, BSV 2004, Kosten des Gesundheitswesens).

¹⁸² Die Datenbank umfasst 25 Atemwegserkrankungen und 41 Herz- /Kreislauferkrankungen. In Zusammenarbeit mit ISPM (C. Braun-Fahrlander und M. Röösli) wurden die für die Luftverschmutzung relevanten Krankheitsbilder ausgewählt (21 bzw. 27). Für diese Krankheitsbilder wurde ein gewichteter Durchschnittsfaktor gebildet, wobei die Gewichtung entsprechend der Häufigkeit der Krankheiten erfolgte (die Häufigkeiten stammen ebenfalls aus der APDRG-Datenbank).

¹⁸³ Zum Vergleich: Gemäss der Krankenhausstatistik betragen die durchschnittlichen Kosten pro Spitaltag für alle Krankheitsbilder 1'009 CHF (BFS 2004, Krankenhausstatistik: Standardtabellen 2000).

¹⁸⁴ Ecoplan (2002), Unfallkosten im Strassen- und Schienenverkehr der Schweiz 1998, S. 37.

¹⁸⁵ Die Kosten einer Nachfolgeuntersuchung werden im Projekt UNITE mit 69 CHF beziffert (33 €, Metroeconomica Limited (2001), Monetary valuation of noise effects, S. 9 und 11). In einer amerikanischen Studie werden viel höhere Kosten von 1000-1250 \$ (1850-2300 CHF) für die 6 Monate nach der Hospitalisierung angegeben (Thayer et al. 2003, The Economic Valuation of Respiratory and Cardiovascular Hospitalizations, S. 43). Da uns jedoch keine Schweizer Zahlen bekannt sind, verzichten wir auf eine Bewertung.

¹⁸⁶ IMIB (1996), Monetarisierung der verkehrsbedingten externen Gesundheitskosten.

¹⁸⁷ Ecoplan (1996), Monetarisierung der verkehrsbedingten externen Gesundheitskosten, S. 69-70 und Sommer et al. (1999), Health Costs due to Road Traffic-related Air Pollution, S. 54-55.

¹⁸⁸ Es werden Kosten von 449 CHF zu 1993er Preisen angegeben (Ecoplan 1996, Monetarisierung der verkehrsbedingten externen Gesundheitskosten, S. 69), die mit dem Faktor 1.082 angepasst werden (BFS 2003, Statistisches Jahrbuch der Schweiz 2003, S. 268).

nischer Bronchitis ermittelt, d.h. diese Fälle haben Auswirkungen auf die Folgejahre. Aus der trinationalen Studie¹⁸⁹ übernehmen wir die vorsichtige Annahme, dass eine durchschnittliche chronische Bronchitis 15 Jahre dauert. Die **Behandlungskosten für eine Neuauftreten einer chronischen Bronchitis** entsprechen deshalb dem Nettobarwert von Kosten von 486 CHF während 15 Jahren, also **6'803 CHF**.¹⁹⁰

Die Kosten für Medikamente und Arztbesuch bei einer **akuten Bronchitis bei Kindern** betragen **54 CHF**.¹⁹¹ Bei einem **Asthmaanfall** werden lediglich die Medikamentenkosten von **0.9 CHF** berücksichtigt.¹⁹² Schliesslich berechnen wir bei Tagen mit eingeschränkter Aktivität keine Behandlungs- oder Medikamentenkosten, da dazu die Daten fehlen. Damit werden die wahren Kosten unterschätzt.

Bei den Todesfällen werden gemäss dem at least Ansatz keine Behandlungskosten berücksichtigt. Damit werden Kosten für die Bestattung sowie Behandlungskosten vor dem Eintritt des Todes vernachlässigt, soweit diese nicht schon in den übrigen Krankheitskosten enthalten sind.

b) Produktionsausfall

Die Luftverschmutzung führt dazu, dass Personen vorübergehend oder dauerhaft nicht mehr als Arbeitskräfte zur Verfügung stehen. Während im Cost of illness Ansatz (COI) der Bruttoproduktionsausfall berücksichtigt werden muss, ist im Zahlungsbereitschaftsansatz (WTP) nur der Nettoproduktionsausfall miteinzubeziehen, in dem der Eigenkonsum des Individuums abgezogen wird. Damit wird nur noch die verminderte Kapitalbildung in der Volkswirtschaft berücksichtigt.

Es ist jedoch noch eine zweite Unterscheidung zwischen dem WTP- und dem COI-Ansatz nötig: Im WTP Ansatz werden nur die tatsächlich verlorenen Erwerbsjahre (bzw. -tage) von Erwerbstätigen berücksichtigt – wie dies auch in der Studie für das ARE zur Berechnung der Unfallkosten und im UNITE-Projekt geschieht.¹⁹³ Würde dasselbe Vorgehen auch beim COI-Ansatz gewählt, so würde dies bedeuten, dass der Tod einer (z.B. 66-jährigen) pensionierten oder im Haushalt tätigen Person nur wenig Kosten verursacht, da sie nicht erwerbstätig ist (die immateriellen Kosten des Todes werden im COI-Ansatz mit den Genugtuungsleistungen deutlich unterschätzt, im WTP-Ansatz aber voll berücksichtigt). Dieses Vorgehen würde im COI-Ansatz zu erheblichen ethischen Problemen führen. Deshalb wird – wie in der trinationalen

¹⁸⁹ Sommer et al. (1999), Health Costs due to Road Traffic-related Air Pollution, S. 54.

¹⁹⁰ Wie immer wird mit einem Zinssatz von 2% gerechnet und einer Zunahme der Kosten pro Jahr um 1% (vgl. Anhang E).

¹⁹¹ Ecoplan (1996), Monetarisierung der verkehrsbedingten externen Gesundheitskosten, S. 69 und Preisanpassung (BFS 2003, Statistisches Jahrbuch der Schweiz 2003, S. 268).

¹⁹² Ecoplan (1996), Monetarisierung der verkehrsbedingten externen Gesundheitskosten, S. 70 und Preisanpassung (BFS 2003, Statistisches Jahrbuch der Schweiz 2003, S. 268).

¹⁹³ Ecoplan (2002), Unfallkosten im Strassen- und Schienenverkehr der Schweiz 1998, S. 40-41 und Suter et al. 2002, The Pilote Accounts of Switzerland, S. 23.

len Studie und in Ecoplan (1996)¹⁹⁴ – ein anderes Vorgehen gewählt: Das Lohneinkommen wird als Produkt einer gesamtwirtschaftlichen Arbeitsteilung verstanden und auf eine Differenzierung von erwerbstätigen und nicht-erwerbstätigen Personen wird verzichtet. Das Lohneinkommen wird vielmehr als das Produktionsergebnis aller Erwachsenen (inkl. Rentner) angesehen, unabhängig davon, ob die einzelne Person direkt als Erwerbstätige oder indirekt als Person im Haushalt, in ehrenamtlichen Tätigkeiten oder als Schwarzarbeitende zum Produktionsergebnis beiträgt.

Im COI-Ansatz kann demnach der **Bruttoproduktionsausfall** aus dem verfügbaren Bruttoeinkommen (263'842 Mio. CHF¹⁹⁵) und den Erwachsenen (Alter ≥ 17 Jahre: 5.876 Mio.) berechnet werden und beträgt zu Faktorkosten (Division mit 1.077) **pro Erwachsenen 41'700 CHF pro Jahr¹⁹⁶ oder 114 CHF pro Tag** (Division durch 365).

Im WTP-Ansatz muss ebenfalls zuerst der Bruttoproduktionsausfall – nun aber pro Erwerbstätigen, nicht pro Erwachsenen – berechnet werden, bevor der Nettoproduktionsausfall bestimmt werden kann. Der Bruttoproduktionsausfall wird aus dem Bruttoeinkommen (263'842 Mio. CHF) und den Erwerbstätigen im Alter von 17-65 Jahren (3.697 Mio.) ermittelt und liegt zu Faktorkosten bei 66'300 CHF.¹⁹⁷ Um den Nettoproduktionsausfall zu berechnen, muss davon der Eigenkonsum abgezogen werden. Dieser ergibt sich aus dem gesamten Eigenkonsum (242'043 Mio. CHF¹⁹⁸) dividiert durch die Gesamtbevölkerung (7.288 Mio.). Der **Nettoproduktionsausfall pro Erwerbstätigen** errechnet sich so als **35'400 CHF pro Jahr¹⁹⁹ oder 97 CHF pro Tag**.

Wie bei den verlorenen Lebensjahren wird ein in der Zukunft verlorenes Erwerbs- oder Lebensjahr mit einem Diskontsatz von 2% abgezinst, aber aufgrund des Reallohnwachstums auch um 1% pro Jahr höher bewertet. Werden im Rahmen der Sensitivitätsanalyse die frühzeitigen Todesfälle – anstatt der verlorenen Lebensjahre – bewertet, so zeigen die genauen

¹⁹⁴ Sommer et al. (1999), Health Costs due to Road Traffic-related Air Pollution, S. 39 und Ecoplan (1996), Monetarisierung der verkehrsbedingten externen Gesundheitskosten, S. 59-60.

¹⁹⁵ BFS (2003), Statistisches Jahrbuch der Schweiz 2003, S. 244.

¹⁹⁶ In Ecoplan (1996, Monetarisierung der verkehrsbedingten externen Gesundheitskosten, S. 60) wird ein etwas höherer Wert von 44'400 CHF (41'700 CHF zu Preisen 1993) verwendet und in der trinationalen Studie (Sommer et al. 1999, Health Costs due to Road Traffic-related Air Pollution, S. 40) wird ein etwas tieferer Wert von 20'600 € oder umgerechnet 40'500 CHF verwendet.

¹⁹⁷ Zu Marktpreisen entspricht dies 71'400 CHF und damit fast perfekt dem durchschnittlichen Brutto-Erwerbseinkommen in der Schweiz von 71'600 CHF (BFS 2003, Statistisches Jahrbuch der Schweiz 2003, S. 211).

¹⁹⁸ Letzter Verbrauch von Gebietsansässigen (BFS 2003, Statistisches Jahrbuch der Schweiz 2003, S. 244).

¹⁹⁹ Im vorliegenden Projekt wird ein sehr detailliertes Mengengerüst verwendet, so dass die tatsächlich verlorenen Erwerbsjahre der Erwerbstätigen berechnet werden können. In bisherigen Projekten wurden jedoch die verlorenen Lebensjahre der erwerbsfähigen Bevölkerung (Alter 17-65) ermittelt. Würde das Bruttoeinkommen hier auf die erwerbsfähige Bevölkerung (4.823 Mio.) umgerechnet, so ergäbe sich ein Nettoproduktionsausfall von 20'000 CHF, was den Werten sehr ähnlich ist, die im UNITE-Projekt und bei der Berechnung der Unfallkosten verwendet wurden (19'421 CHF oder 11'725€ (zu 1998er Preisen): Suter et al. 2002, The Pilote Accounts of Switzerland, S. 23 und 18'995 CHF zu 1998er Preisen: Ecoplan (2002), Unfallkosten im Strassen- und Schienenverkehr der Schweiz 1998, S. 40).

Berechnungen zu den verlorenen Lebensjahren, dass pro Todesfall durchschnittlich 11.1 Jahre verloren gehen. Der Produktionsausfall pro frühzeitigen Todesfall entspricht deshalb der abdiskontierten Summe von 11.1 Jahren Produktionsausfall (Bruttoproduktionsausfall 436'400 CHF und Nettoproduktionsausfall 370'900 CHF).

Im WTP-Ansatz (aber nicht im COI-Ansatz) muss bei krankheitsbedingten Abwesenheiten berücksichtigt werden, dass das Mengengerüst z.B. die Spittaltage aller Personen angibt und nicht die Spittaltage der Erwerbstätigen. Da keine Daten vorliegen, um die Umrechnung von Spittaltagen aller Personen auf Spittaltage Erwerbstätiger vorzunehmen, verwenden wir als grobe Schätzung den Umrechnungsfaktor von den verlorenen Lebensjahren auf verlorene Erwerbsjahre von 12.4% (vgl. Kapitel 4.3.5).

Ausserdem ist zu berücksichtigen (im WTP- und im COI-Ansatz), dass die kranke Person nach einem Spitalaufenthalt meist nicht direkt an die Arbeit zurückkehren kann, da sie sich zu Hause noch erholen muss. In zwei bisherigen Studien aus den Jahren 1996 und 1999²⁰⁰ wird von der konservativen Annahme ausgegangen, dass der Patient noch (mindestens) so lange zu Hause bleiben muss wie er im Spital war. Die Spittaltage werden also mit dem Faktor 2 verdoppelt. Basierend auf den Ergebnissen von je einer Umfrage wird jedoch im UNITE-Projekt²⁰¹ ein Faktor von 4 verwendet, in Kalifornien²⁰² gar ein Faktor 6. Gemäss dem at least Ansatz verwenden wir in dieser Studie als vorsichtige Schätzung den Faktor 2.²⁰³ Die Spittaltage wegen Atemwegserkrankungen und wegen Herz- / Kreislauferkrankungen werden deshalb für die Berechnung des Produktionsausfalles verdoppelt. Entsprechend dem at least Ansatz wird nicht berücksichtigt, dass die Arbeitsproduktivität vor oder nach der Arbeitsabwesenheit kleiner sein könnte.²⁰⁴

Pro Asthmaanfall und pro Tag mit eingeschränkter Aktivität (= Tag, an dem man die normale Tätigkeit nicht ausüben kann, vgl. Kapitel 4.3.12c)) gehen wir von einem Tag Produktionsausfall aus – wie dies auch in den Projekten UNITE und ExternE gemacht wurde.²⁰⁵ Die akute Bronchitis bei Kindern führt zu keinem Produktionsausfall, da Kinder nicht erwerbstätig sind.²⁰⁶ Schliesslich gehen wir – ähnlich wie bei den Behandlungskosten – pro neuen Fall chronischer Bronchitis davon aus, dass während 15 Jahren 1 Tag pro Jahr Produktionsausfall zu verzeichnen ist, was abdiskontiert zu 14.01 Tagen Produktionsausfall führt.

²⁰⁰ Sommer et al. (1999), Health Costs due to Road Traffic-related Air Pollution, S. 53 und Ecoplan (1996), Monetarisierung der verkehrsbedingten externen Gesundheitskosten, S. 64.

²⁰¹ Metroeconomica Limited (2001), Monetary valuation of noise effects, S. 10.

²⁰² Thayer et al. (2003), The Economic Valuation of Respiratory and Cardiovascular Hospitalizations, S. 43-44.

²⁰³ Dieser Faktor müsste durch empirische Evidenz weiter erhärtet werden, die jedoch fehlt.

²⁰⁴ Metroeconomica Limited (2001), Monetary valuation of noise effects, S. 10.

²⁰⁵ Persönliche Kommunikation mit Peter Bickel (Universität Stuttgart, Mitautor der UNITE-Studie) vom 5.5.2004 und Friedrich und Bickel (2001), Environmental External Costs of Transport, S. 101-102.

²⁰⁶ Die Auswirkungen auf die Lernfähigkeit der Kinder wird vernachlässigt.

In einer englischen Studie,²⁰⁷ einer Grundlagenstudie für das UNITE-Projekt, werden neben den bisher berechneten direkten Kosten des Produktionsausfalls im Rahmen einer Sensitivitätsanalyse auch noch indirekte Kosten berücksichtigt: Indirekte Kosten entstehen durch die verminderte Zufriedenheit der Kunden, die schlechtere Qualität von Produkten oder Dienstleistungen und dem damit verbundenen Verlust an künftigen Geschäften. In einer Umfrage wurden Kosten pro Tag von 168 € (1998) oder umgerechnet 354 CHF (2000) ermittelt. Die Autoren haben jedoch wenig Vertrauen in ihre Schätzung, da die Rücklaufquote ihrer Umfrage gering war. Deshalb und aufgrund des verwendeten at least Ansatzes wird auf eine Berücksichtigung von indirekten Kosten verzichtet. Ausserdem ist der Verlust künftiger Geschäfte aus volkswirtschaftlicher Sicht möglicherweise kein Verlust, sondern nur eine Verlagerung der Nachfrage zu einem anderen Anbieter.

Ausserdem wird in einer kalifornischen Studie die ausfallende Hausarbeit und Freizeit bewertet.²⁰⁸ Die Ergebnisse werden jedoch hier nicht verwendet, weil einerseits die Übertragbarkeit möglicherweise nicht gegeben ist und weil andererseits dadurch eine Doppelzählung mit der Zahlungsbereitschaft entstehen könnte.

5.3.4 Gerichtlich zugesprochene Genugtuungsleistungen

Wie bereits in Kapitel 5.2.2 erwähnt, unterschätzen die gerichtlich zugesprochenen Genugtuungsleistungen die tatsächlichen immateriellen Kosten deutlich, weil bei der Bestimmung der Höhe der Genugtuung auch der Verschuldungsgrad, die Vermögensverhältnisse und der Reuegrad des Haftpflichtigen eine Rolle spielen. Wie in Anhang H erläutert, würde sich für einen durchschnittlichen durch die Luftverschmutzung verursachten **Todesfall** eine Entschädigung von **220'000 CHF** ergeben, bei einem verstorbenen Säugling sogar 260'000 CHF, da die Genugtuung an die Eltern hier ins Gewicht fällt. Die Genugtuungsleistungen pro Todesfall werden immer über die frühzeitigen Todesfälle berechnet und nicht über die verlorenen Lebensjahre. Für eine Hospitalisation wird mit einer Genugtuungsleistung von 6'600 CHF gerechnet. Da die durchschnittliche Anzahl Spitaltage pro Hospitalisation bei Atemwegserkrankungen 10.9 Tage und bei Herz- / Kreislaufkrankheiten 12.1 Tage beträgt, ergibt sich pro Spitaltag 608 CHF bzw. 547 CHF.

5.3.5 Zusammenfassung der verwendeten Kostensätze

In den folgenden beiden Tabelle werden die im WTP- bzw. COI-Ansatz verwendeten Kostensätze nochmals übersichtlich dargestellt. Es ist zu betonen, dass nie die Kostensätze für ein verlorene Lebensjahr (VLYL) und für einen frühzeitigen Todesfall (VOSL) gleichzeitig verwendet werden – nur im Rahmen der Sensitivitätsanalyse wird der Kostensatz für einen frühzeitigen Todesfall verwendet. Ganz rechts in der Tabelle wird jeweils noch das Total aller Kostenbestandteile pro Krankheitsbild angegeben.

²⁰⁷ Metroeconomica Limited (2001), Monetary valuation of noise effects, S. 7.

²⁰⁸ Thayer et al. (2003), The Economic Valuation of Respiratory and Cardiovascular Hospitalizations, S. 45-46.

Vergleicht man die beiden Tabellen, so sieht man, dass in beiden Ansätzen dieselben Behandlungskosten berücksichtigt werden. Der Nettoproduktionsausfall im WTP-Ansatz ist beinahe 10 mal kleiner als der Bruttoproduktionsausfall im COI-Ansatz, weil einerseits im COI-Ansatz alle Erwachsenen berücksichtigt werden und nicht nur die Erwerbstätigen (ca. Faktor 5) und weil andererseits im WTP-Ansatz der Eigenkonsum herausgerechnet wird (knapp Faktor 2). Dafür sind im WTP-Ansatz die Zahlungsbereitschaften deutlich höher als im COI-Ansatz die Genugtuungsleistungen, die auch nicht für alle Krankheitsbilder ermittelt werden können.

Tabelle 5-2: Übersicht über die verwendeten Kostensätze im WTP-Ansatz (in CHF)

WTP-Ansatz	WTP	BHK	NPA ¹	Total
Verlorenes Lebensjahr ²	85'473	-	4'397	89'870
Frühzeitiger Todesfall ²	1'734'000	-	46'025	1'780'025
Spitaltage wegen Atemwegserkrankungen	775	805	24	1'603
Spitaltage wegen Herz-/ Kreislauferkrankungen	775	1'030	24	1'829
Chronische Bronchitis bei Erwachsenen	410'462	6'803	169	417'434
Akute Bronchitis bei Kindern	257	54	-	312
Asthmaanfälle bei Erwachsenen (≥15 Jahre)	61	1	12	74
Tage mit eingeschränkter Aktivität (Erw. ≥20 Jahre)	185	-	12	197

WTP = willingness to pay, BHK = Behandlungskosten, NPA = Nettoproduktionsausfall.

¹ Die Zahlen für den Nettoproduktionsausfall sind deutlich kleiner als vorne angegeben, weil hier die Kosten pro verlorenes Lebensjahr (bzw. pro Krankheitsbild einer Person) angegeben werden, während vorne die Kosten pro verlorenes Erwerbsjahr (bzw. pro Krankheitsbild eines Erwerbstätigen) dargestellt wurden (Verhältnis: 12.4% zu 100%). Ausserdem wurde bei den Krankheitsbildern auch die Zahl der tatsächlich ausfallenden Tage berücksichtigt.

² Die Kostensätze für ein verlorenes Lebensjahr und für einen frühzeitigen Todesfall werden nie gleichzeitig verwendet.

Tabelle 5-3: Übersicht über die verwendeten Kostensätze im COI-Ansatz (in CHF)

COI-Ansatz	GL	BHK	BPA ¹	Total
Verlorenes Lebensjahr ²		-	41'693	41'693
Frühzeitiger Todesfall ²	220'089 ³	-	436'442	656'531
Spitaltage wegen Atemwegserkrankungen	608	805	228	1'641
Spitaltage wegen Herz-/ Kreislauferkrankungen	547	1'030	228	1'806
Chronische Bronchitis bei Erwachsenen		6'803	1'601	8'404
Akute Bronchitis bei Kindern		54	-	54
Asthmaanfälle bei Erwachsenen (≥15 Jahre)		1	114	115
Tage mit eingeschränkter Aktivität (Erw. ≥20 Jahre)		-	114	114

GL = Genugtuungsleistungen, BHK = Behandlungskosten, BPA = Bruttoproduktionsausfall.

¹ Bei den Krankheitsbildern wurde die Zahl der tatsächlich ausfallenden Tage berücksichtigt.

² Die Kostensätze für ein verlorenes Lebensjahr und für einen frühzeitigen Todesfall werden nie gleichzeitig verwendet.

³ Bei Säuglingen beträgt der Wert 260'000 CHF.

5.4 Ergebnisse zu den luftverschmutzungsbedingten Gesundheitskosten

5.4.1 Vorgehen bei der Berechnung

Die im Folgenden dargestellten Ergebnisse ergeben sich aus der Multiplikation der Kostenätze in Tabelle 5-2 mit der Anzahl Krankheits- und Todesfälle aus der Tabelle 4-17. Bei der Berechnung der Kosten durch verlorene Lebensjahre wird im Prinzip ebenfalls der Kostenatz aus Tabelle 5-2 mit der Anzahl der verlorenen Lebensjahre aus Tabelle 4-16 multipliziert. Allerdings wird hier der genaue zeitliche Anfall der verlorenen Lebensjahre berücksichtigt.²⁰⁹ Mit Hilfe von komplexen Berechnungen (vgl. Anhang B) wurde genau bestimmt, in welchem Jahr wie viele Lebensjahre verloren gehen. So werden z.B. Lebensjahre, die erst 2010, 2020 oder 2050 verloren gehen, anders bewertet als heute verlorene Lebensjahre: Einerseits wird berücksichtigt, dass der VLYL aus Tabelle 5-2 über die Zeit mit dem Reallohnwachstum steigt, andererseits werden künftige Werte auf heute abdiskontiert (vgl. Anhang E). Gesamthaft ergibt sich eine um das Reallohnwachstum korrigierte Abdiskontierung von 1%. Mit diesem Vorgehen wird auch die **Zeitverzögerung** (der sogenannte „time lag“) berücksichtigt (vgl. folgender Exkurs).

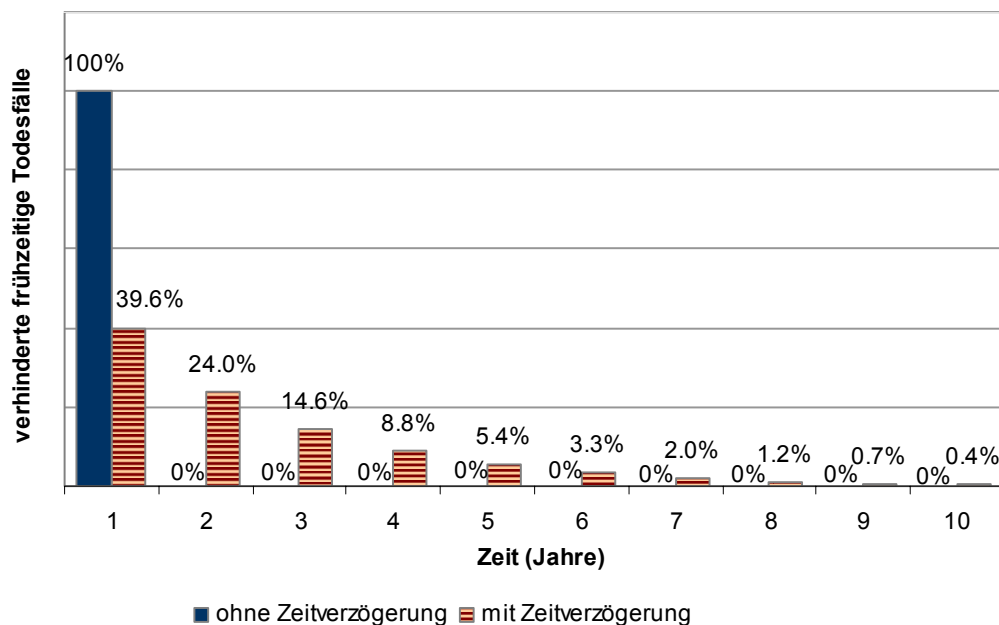
Exkurs: Die Zeitverzögerung

In früheren Studien wie der trinationalen Studie²¹⁰ wurden nicht die verlorenen Lebensjahre, sondern die frühzeitigen Todesfälle bewertet. Dabei stellte sich die Problematik der Zeitverzögerung (des time lag): Die Luftverschmutzung hat einen Effekt auf mehrere chronische Krankheiten, die zu einem frühzeitigen Todesfall führen können. Nimmt nun die Luftverschmutzung in einem bestimmten Jahr ab, so nehmen auch die Krankheiten und Todesfälle ab. Da es sich aber um chronische Krankheiten handelt, findet die Reduktion der frühzeitigen Todesfälle nicht allein im Jahr der Reduktion der Luftverschmutzung statt, sondern auch in den folgenden Jahren: Wie die schraffierten Balken in der folgenden Grafik zeigen, sind die frühzeitigen Todesfälle, die durch die Reduktion der Luftverschmutzung in einem bestimmten Jahr verhindert werden, im ersten Jahr am grössten und nehmen dann im Verlaufe der nächsten rund 10 Jahre (vgl. Kapitel 4.2.11) ab. Zwischen der Reduktion der Luftverschmutzung und der Reduktion der frühzeitigen Todesfälle besteht also eine Zeitverzögerung von bis zu 10 Jahren. Die erst in den folgenden Jahren verhinderten frühzeitigen Todesfälle müssen abdiskontiert werden. Bei den früheren Berechnungen war es jedoch nicht möglich, diese Zeitverzögerung zu berücksichtigen, da der genaue zeitliche Verlauf der Todesfälle nicht bekannt war. Deshalb wurden alle verhinderten frühzeitigen Todesfälle im ersten Jahr berücksichtigt (vgl. Grafik). Der Effekt der Reduktion der Luftverschmutzung wurde dadurch etwas überschätzt, weil die künftigen Todesfälle nicht abdiskontiert werden konnten. In dieser Studie hingegen wird mit der Ermittlung der verlorenen Lebensjahre über den Zeitablauf gleichzeitig auch der exakte Verlauf der Todesfälle berücksichtigt. Der Effekt der Zeitverzögerung bzw. der Umstand, dass ein Teil der frühzeitigen Todesfälle erst im Verlauf der nächsten 10 Jahre auftritt, ist damit in den Berechnungen explizit enthalten.

²⁰⁹ Es wird also nicht das Ergebnis in Tabelle 4-16 verwendet, sondern die ganze Berechnung, die zu diesem Ergebnis führt.

²¹⁰ Sommer et al. (1999), Health Costs due to Road Traffic-related Air Pollution, S. 69-70.

Grafik 5-2: Anfall der frühzeitigen Todesfälle in dieser Studie und in früheren Studien ohne Berücksichtigung der Zeitverzögerung



5.4.2 Ergebnisse

a) Gesundheitskosten durch verkehrsbedingte Luftverschmutzung

Im Folgenden werden zuerst die Gesundheitskosten dargestellt, die durch den gesamten Verkehr – d.h. **Strasse und Schiene zusammen** – verursacht werden. Wie die folgende Tabelle zeigt, fallen insgesamt Kosten von **1'626 Mio. CHF** an.

Die beiden folgenden Tabellen und Grafik 5-3 zeigen wie sich diese Kosten von 1'626 Mio. CHF auf die verschiedenen Bestandteile – einerseits auf Zahlungsbereitschaft, Behandlungskosten und Produktionsausfall, andererseits auf verlorene Lebensjahre und verschiedene Krankheitsbilder – aufteilen: In Tabelle 5-4 werden die absoluten Zahlen angegeben in Tabelle 5-5 und Grafik 5-3 der Anteil an den Gesamtkosten.

Wie man sofort sieht, entfallen **95% der Kosten** auf die **Zahlungsbereitschaft**. Somit sind die immateriellen Kosten (Schmerz und Leid) von zentraler Bedeutung. Die Behandlungskosten können mit knapp 0.6% beinahe vernachlässigt werden. Der Nettoproduktionsausfall ist für die restlichen 4.5% verantwortlich.

Mit **80.8%** sind die **verlorenen Lebensjahre** ebenfalls von grosser Wichtigkeit (über 75% der Gesamtkosten entfallen nur auf die Zahlungsbereitschaft für die verlorenen Lebensjahre). Daneben sind aber auch die neuen Fälle chronischer Bronchitis bei Erwachsenen mit 9.9%

und die Tage mit eingeschränkter Aktivität mit 8.3% von Bedeutung. Die anderen vier Krankheitsbilder sind nur von untergeordneter Bedeutung (weniger als 0.5%).

Zu Marktpreisen anstatt Faktorkosten würden die Ergebnisse um 7.7% höher liegen und damit 1'751 Mio. CHF betragen. Dies entspricht **243 CHF pro Kopf** der Bevölkerung oder im Vergleich zum BIP des Jahres 2000²¹¹ einer Grössenordnung von 0.43%.

Tabelle 5-4: Aufteilung der gesamten durch die verkehrliche Luftverschmutzung in der Schweiz im Jahr 2000 verursachten Kosten (in Mio. CHF)

	WTP	BHK	NPA	Total
Verlorenes Lebensjahr	1'248.8	-	64.2	1'313.0
Spitaltage wegen Atemwegserkrankungen	1.8	1.8	0.1	3.6
Spitaltage wegen Herz-/ Kreislauferkrankungen	2.9	3.9	0.1	6.9
Chronische Bronchitis bei Erwachsenen	158.6	2.6	0.1	161.3
Akute Bronchitis bei Kindern	3.9	0.8	-	4.7
Asthmaanfälle bei Erwachsenen (≥15 Jahre)	1.0	0.0	0.2	1.2
Tage mit eingeschränkter Aktivität (Erw. ≥20 Jahre)	126.6	-	8.3	134.9
Total	1'543.5	9.2	72.9	1'625.6

WTP = willingness to pay, BHK = Behandlungskosten, NPA = Nettoproduktionsausfall.

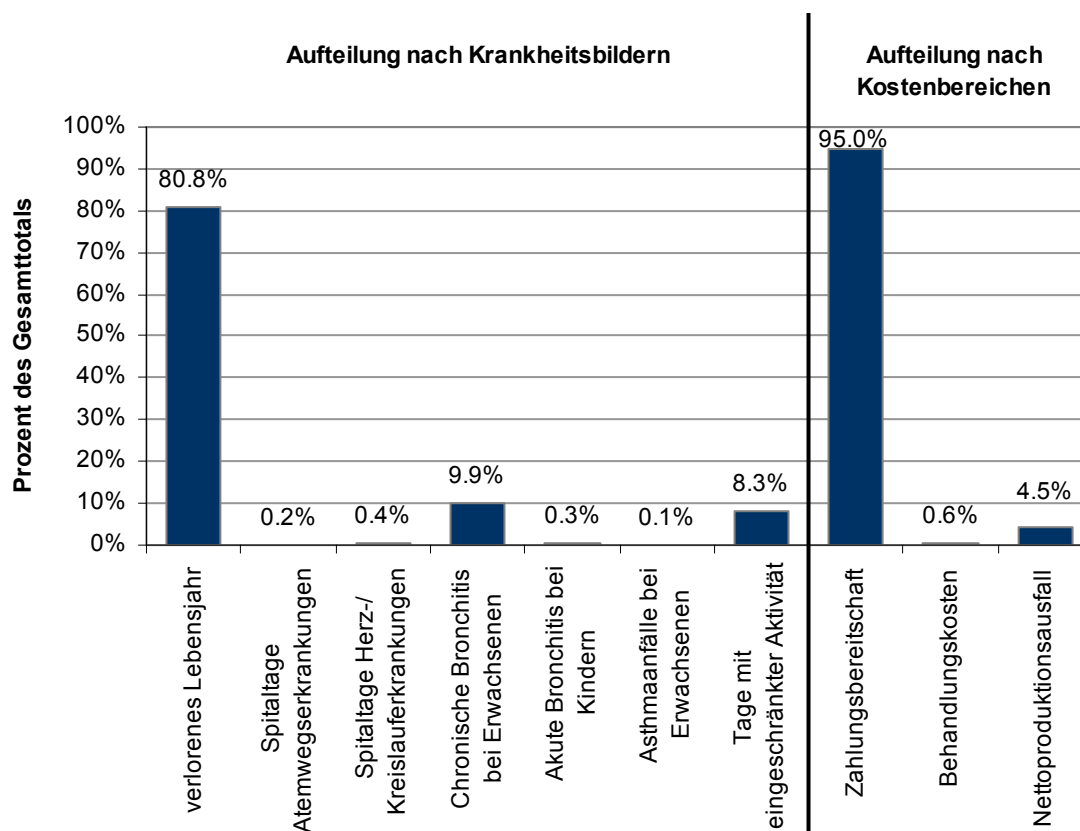
Tabelle 5-5: Aufteilung der durch die Luftverschmutzung in der Schweiz im Jahr 2000 verursachten Kosten (in % des Gesamttotals)

	WTP	BHK	NPA	Total
Verlorenes Lebensjahr	76.82%	-	3.95%	80.77%
Spitaltage wegen Atemwegserkrankungen	0.11%	0.11%	0.00%	0.22%
Spitaltage wegen Herz-/ Kreislauferkrankungen	0.18%	0.24%	0.01%	0.43%
Chronische Bronchitis bei Erwachsenen	9.76%	0.16%	0.00%	9.92%
Akute Bronchitis bei Kindern	0.24%	0.05%	-	0.29%
Asthmaanfälle bei Erwachsenen (≥15 Jahre)	0.06%	0.00%	0.01%	0.07%
Tage mit eingeschränkter Aktivität (Erw. ≥20 Jahre)	7.79%	-	0.51%	8.30%
Total	94.95%	0.56%	4.48%	100.00%

WTP = willingness to pay, BHK = Behandlungskosten, NPA = Nettoproduktionsausfall.

²¹¹ Quelle für das BIP: BFS (2003), Statistisches Jahrbuch der Schweiz 2003, S. 241.

Grafik 5-3: Aufteilung der durch die Luftverschmutzung in der Schweiz im Jahr 2000 verursachten Kosten (in % des Gesamttotals)



Die in Tabelle 5-5 und Grafik 5-3 vorgenommene prozentuale Aufteilung gilt nicht nur für die gesamte verkehrsbedingte Luftverschmutzung, sondern auch für die gesamte Luftverschmutzung (inkl. Industrie, Gewerbe, Haushalte, sowie Land- und Forstwirtschaft) sowie für die Verschmutzung durch den Strassen-, Schienen-, Personen- und Güterverkehr. Deshalb können wir uns im Folgenden auf das Gesamtergebnis konzentrieren. Mit Hilfe von Tabelle 5-5 kann jedes der folgenden Ergebnisse auf die einzelnen Bestandteile aufgeteilt werden.

b) Gesundheitskosten durch die gesamte Luftverschmutzung

Durch die **gesamte Luftverschmutzung** – verursacht durch Verkehr, Industrie, Gewerbe, Haushalte, sowie Land- und Forstwirtschaft – entstehen Kosten von **4'204 Mio. CHF**. Zu Marktpreisen anstatt Faktorkosten würden die Ergebnisse um 7.7% höher liegen und damit 4'528 Mio. CHF betragen. Dies entspricht **628 CHF pro Kopf** der Bevölkerung oder im Vergleich zum BIP einer Grössenordnung von 1.12%.

c) Aufteilung auf Strassen-, Schienen-, Personen- und Güterverkehr

Beinahe die gesamten Kosten des Verkehrs sind auf den Strassenverkehr zurückzuführen: Der **Strassenverkehr** ist für **94%** oder **1'525 Mio. CHF** verantwortlich, der **Schienenverkehr**

nur für die restlichen **6%** oder **100 Mio. CHF** (vgl. folgende Tabelle und Grafik). Dies ist einerseits auf die ca. 4.5 mal tieferen Emissionen des Bahnverkehrs zurückzuführen und andererseits auf die Tatsache, dass die Bevölkerung meist von Bahnlinien weiter entfernt wohnt als von Strassen, so dass von den Bahnemissionen weniger Personen betroffen sind (vgl. Kapitel 3.5.2).

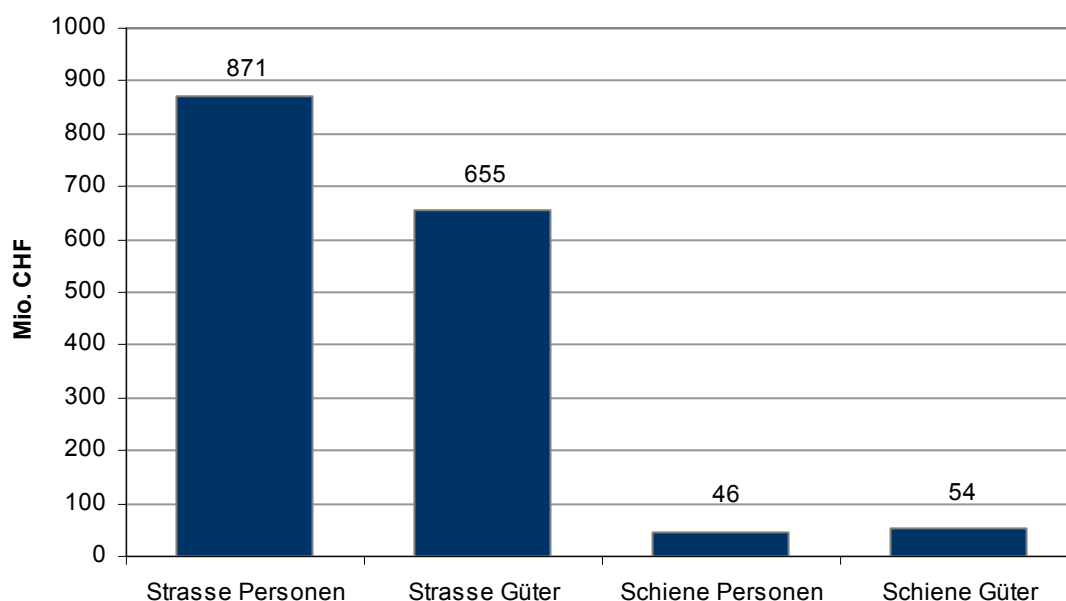
Im **Strassenverkehr** sind **57%** der Kosten oder 871 Mio. CHF auf den **Personenverkehr** zurückzuführen, die restlichen **43%** oder 655 Mio. CHF auf den **Güterverkehr** (vgl. Tabelle 5-6 und Grafik 5-4). Im **Schieneverkehr** ist es in etwa umgekehrt: Der **Personenverkehr** verursacht **46%** der Kosten oder 46 Mio. CHF, der **Güterverkehr** **54%** oder 54 Mio. CHF.

Tabelle 5-6: Aufteilung der Kosten der Luftverschmutzung auf Strasse und Schiene sowie auf Personen- und Güterverkehr (in Mio. CHF)

	WTP	BHK	NPA	Total
Strassenverkehr total	1'448.4	8.6	68.4	1'525.4
Strassenverkehr Personen	826.7	4.9	39.0	870.7
Strassenverkehr Güter	621.7	3.7	29.4	654.7
Schieneverkehr total	95.1	0.6	4.5	100.2
Schieneverkehr Personen	43.6	0.3	2.1	45.9
Schieneverkehr Güter	51.6	0.3	2.4	54.3
Verkehr Total	1'543.5	9.2	72.9	1'625.6

WTP = willingness to pay, BHK = Behandlungskosten, NPA = Nettoproduktionsausfall.

Grafik 5-4: Aufteilung der Kosten der Luftverschmutzung auf Strasse und Schiene sowie auf Personen- und Güterverkehr (in Mio. CHF)



d) Kostensätze pro Kilometer

Mit Hilfe der Resultate für Personen- und Güterverkehr und der Fahrleistungen auf der Strasse (Fahrzeugkilometer (Fzkm), Personenkilometer (pkm) und Tonnenkilometer (tkm)) lassen sich Kostensätze pro Fahrleistung berechnen (vgl. folgende Tabelle).

Tabelle 5-7: Kosten der Luftverschmutzung pro Fzkm, pkm und tkm im Strassenverkehr

		Personenverkehr	Güterverkehr	Total
Kosten	in Mio. CHF	870.7	654.7	1525.4
Mio. Fzkm		51'883	6'481	58'364
Kosten pro Fzkm	Rp/Fzkm	1.68	10.10	2.61
Mio. pkm		89'322		
Kosten pro pkm	Rp/pkm	0.97		
Mio. tkm			21'949	
Kosten pro tkm	Rp/tkm		2.98	

Quellen: BFS (2003), Statistisches Jahrbuch der Schweiz 2003, S. 473 – 476, BFS (2002), Leistungen des motorisierten privaten Personenverkehrs auf der Strasse, S. 15, BFS (2004), Nahverkehr - Trambahnen, Trolley- und Autobusse - 1990 - 2001: Betriebsleistungen und BFS (2004), Automobilunternehmungen 1990 - 2001: Betriebs- und Verkehrsleistungen. Die Fzkm beziehen sich im Personenverkehr auf Personenwagen, Busse (ÖV), Privatcars, Motorräder und Mofas im Güterverkehr auf Lieferwagen und schwere Nutzfahrzeuge (vgl. Anhang G).

Pro Fzkm verursacht der Güterverkehr beinahe sechs mal höhere Kosten als der Personenverkehr, was aufgrund der schweren Fahrzeuge im Güterverkehr zu erwarten war. Die Kennzahlen pro pkm bzw. pro tkm sind etwas tiefer, weil im Personenverkehr der Besetzungsgrad über einer Person pro Fahrzeug liegt und weil im Güterverkehr mehrere Tonnen pro Fahrzeug transportiert werden. Eine weitere Aufteilung dieser Zahlen auf einzelnen Fahrzeugkategorien wird mit Hilfe einer groben Schätzung in Anhang G vorgenommen.

Im Schienenverkehr können aus den bekannten Fahrleistungen ebenfalls leicht Kostensätze pro Fahrleistung berechnet werden. Wie die folgende Tabelle zeigt, ist auch im Schienenverkehr der Güterverkehr mit etwa fünf mal höheren Kosten pro Zugkm verbunden als der Personenverkehr. Dies dürfte darauf zurückzuführen sein, dass die Züge im Güterverkehr meist länger sind als im Personenverkehr, in dem vor allem im Regionalverkehr viele kurze Züge verkehren. Ausserdem sind die Güterzüge schwerer und benötigen deshalb mehr Energie, was wiederum zu höheren Emissionen von Luftschadstoffen führt. Tabelle 5-8 zeigt auch die Kennzahlen pro Personenkm, pro Nettotonnenkm und pro Netto-Nettotonnenkm. Bei den letzten beiden Kennzahlen ist Folgendes zu beachten: In den offiziellen Statistiken werden jeweils die Nettotonnenkm angegeben (und meist als Tonnenkm bezeichnet). Dies entspricht den durch die Bahn transportierten Tonnen. Bei den Netto-Nettotonnenkm wird jedoch auch das Gewicht der Lastwagen (rollende Autobahn, unbegleiteter kombinierter Verkehr) herausgerechnet und somit die Gesundheitskosten pro tatsächlich transportierten Gütermenge be-

rechnet. Diese Kennzahl muss verwendet werden für einen (fairen) Vergleich mit dem Strassenverkehr.

Tabelle 5-8: Kosten pro Zugkm, pkm, Ntkm und NNtkm im Schienenverkehr

		Personenverkehr	Güterverkehr	Total
Kosten	in Mio. CHF	45.9	54.3	100.2
Mio. Zugkm		140.69	31.43	172.13
Kosten pro Zugkm	Rp/Zugkm	32.6	172.8	58.2
Mio. Personenkilometer		14'665		
Kosten pro pkm	Rp/pkm	0.31		
Mio. Nettotonnenkilometer			10'861	
Kosten pro Ntkm	Rp/Ntkm		0.50	
Mio. Netto-Nettotonnenkilometer			9'679	
Kosten pro NNtkm	Rp/NNtkm		0.56	

Quellen: BFS (2004), Eisenbahnen 1990 - 2000: Betriebsleistungen und Verkehrsleistungen, NNtkm gemäss Daten des ARE (erhalten am 5.9.2003).

Die folgende Tabelle fasst die vergleichbaren Ergebnisse aus Tabelle 5-7 und Tabelle 5-8 zusammen. Im Güterverkehr führt die Strasse pro transportierte Tonne zu mehr als 5 mal höheren Kosten als die Schiene. Auch im Personenverkehr sind die Kosten pro Personenkm im Strassenverkehr mit 1 Rp/pkm gut dreimal höher als im Schienenverkehr. Es ist darauf hinzuweisen, dass eine zusätzliche bahnreisende Person keine höheren Schadstoffemissionen verursacht, eine zusätzliche autofahrende Person jedoch schon.²¹²

Wie erwähnt sind alle hier vorgestellten Zahlen in Faktorpreisen ausgedrückt. Zu Marktpreisen würden sie um 7.7% höher liegen.

Tabelle 5-9: Vergleich der Kosten pro pkm und pro tkm im Strassen- und Schienenverkehr

		Personenverkehr	Güterverkehr
Rp/pkm	Strasse	0.97	
	Schiene	0.31	
Rp/tkm	Strasse		2.98
	Schiene (Rp/NNtkm)		0.56

²¹² Diese Aussage gilt natürlich nur für zusätzliche Autofahrten, nicht für zusätzliche Insassen in einem bereits fahrenden Auto.

5.4.3 Sensitivitätsanalyse

a) Ergebnisse des COI-Ansatzes

Die bisherigen Resultate wurden mit dem WTP-Ansatz hergeleitet. Im Folgenden sollen nun noch die Resultate des COI-Ansatzes besprochen werden. Es ist zu betonen, dass im Rahmen des COI-Ansatzes die immateriellen Kosten (Schmerz und Leid) über gerichtlich zugesprochene Genugtuungsleistungen monetarisiert und damit deutlich unterschätzt werden (vgl. Kapitel 5.2.2 und 5.2.4). Dieses Vorgehen wird einzig deshalb gewählt, um auch im COI-Ansatz wenigstens eine absolute Untergrenze der immateriellen Kosten berücksichtigen zu können. Die vorangehend hergeleiteten Ergebnisse mit dem WTP-Ansatz basieren jedoch auf einer viel geeigneteren Methode zur Bewertung der immateriellen Kosten und sind deshalb als massgebend zu betrachten. Der COI-Ansatz wird berechnet, um die Ergebnisse der vorliegenden Studie besser mit bisherigen Ergebnissen vergleichen zu können (vgl. Kapitel 5.4.4).

Weil die immateriellen Kosten wesentlich zur Höhe der Kosten der Luftverschmutzung beitragen und im COI-Ansatz klar unterschätzt werden, fallen die Ergebnisse des COI-Ansatzes deutlich tiefer aus: Um die Ergebnisse des COI-Ansatzes zu erhalten, können alle Resultate des WTP-Ansatzes mit 63.0% multipliziert werden. Die folgende Tabelle zeigt die Ergebnisse für die wichtigsten Verursacher der Luftverschmutzung und für die gesamte Luftverschmutzung (inkl. Industrie, Gewerbe, Haushalte sowie Land- und Forstwirtschaft). Im Strassenverkehr fallen 962 Mio. CHF an, im Schienenverkehr 63 Mio. CHF.

Tabelle 5-10: Aufteilung der Kosten der Luftverschmutzung nach dem COI-Ansatz auf Strasse und Schiene sowie auf Personen- und Güterverkehr (in Mio. CHF)

	GL	BHK	BPA	Total
Strassenverkehr total	304.5	8.6	648.7	961.8
Strassenverkehr Personen	173.8	4.9	370.3	549.0
Strassenverkehr Güter	130.7	3.7	278.4	412.8
Schienenverkehr total	20.0	0.6	42.6	63.2
Schienenverkehr Personen	9.2	0.3	19.5	28.9
Schienenverkehr Güter	10.8	0.3	23.1	34.2
Verkehr Total	324.5	9.2	691.3	1'025.0
Gesamte Luftverschmutzung	839.3	23.7	1'787.7	2'650.7

GL = Genugtuungsleistungen, BHK = Behandlungskosten, BPA = Bruttoproduktionsausfall.

Die folgende Tabelle zeigt noch auf, wie die gesamten Kosten eines Verursachers (letzte Spalte in Tabelle 5-10 sich auf die einzelnen Komponenten verteilen. Die Behandlungskosten sind im WTP- und im COI-Ansatz genau gleich hoch (vgl. Tabelle 5-2 und Tabelle 5-3). Während die immateriellen Kosten über die Genugtuungsleistungen deutlich tiefer ausfallen als

mit dem WTP-Ansatz, werden demgegenüber im COI-Ansatz höhere Produktionsausfälle berücksichtigt: Einerseits wird im Bruttoproduktionsausfall auch der Eigenkonsum miteinbezogen, andererseits werden bei allen Erwachsenen Produktionsausfälle veranschlagt, und nicht wie im WTP-Ansatz nur bei den Erwerbstätigen. Würde dies nicht gemacht, würde der Tod einer (z.B. 66-jährigen) pensionierten oder im Haushalt tätigen Person nur wenige Kosten verursachen, da sie nicht erwerbstätig ist. Gut 67% der gesamten Kosten gemäss dem COI-Ansatz entfallen deshalb auf den Bruttoproduktionsausfall. Weitere 32% werden durch immaterielle Kosten verursacht. Auf die Behandlungskosten entfällt lediglich 1% der Kosten. Die verlorenen Lebensjahre vereinen 91% der Kosten auf sich, die Tage mit eingeschränkter Aktivität weitere 8%. Die verbleibenden 1.6% verteilen sich auf die restlichen Krankheitsbilder.

Tabelle 5-11: Aufteilung der durch die Luftverschmutzung verursachten Kosten nach dem COI-Ansatz (in % des Gesamttotals)

COI-Ansatz	GL	BHK	BPA	Total
Verlorenes Lebensjahr	31.32% ¹	0.00%	59.43%	90.75%
Spittaltage wegen Atemwegserkrankungen	0.13%	0.18%	0.05%	0.36%
Spittaltage wegen Herz-/ Kreislauferkrankungen	0.20%	0.38%	0.08%	0.67%
Chronische Bronchitis bei Erwachsenen	0.00%	0.26%	0.06%	0.32%
Akute Bronchitis bei Kindern	0.00%	0.08%	0.00%	0.08%
Asthmaanfälle bei Erwachsenen (≥15 Jahre)	0.00%	0.00%	0.18%	0.18%
Tage mit eingeschränkter Aktivität (Erw. ≥20 Jahre)	0.00%	0.00%	7.64%	7.64%
Total	31.66%	0.90%	67.44%	100.00%

GL = Genugtuungsleistungen, BHK = Behandlungskosten, BPA = Bruttoproduktionsausfall.

¹ Die Genugtuungsleistungen werden über die frühzeitigen Todesfälle berechnet (vgl. Kapitel 5.3.4).

b) Weitere Sensitivitätsanalysen

Im Folgenden werden die bisher dargestellten Ergebnisse auf ihre Zuverlässigkeit hin untersucht. Es zeigt sich, dass die Unsicherheiten beträchtlich sind.

Wird der Diskontsatz von 2% auf 1% reduziert oder auf 3% erhöht, so schwanken die Ergebnisse um $\pm 6\%$ (bei allen Sensitivitätsanalysen nehmen die Ergebnisse für den Strassen-, Schienen-, Gesamtverkehr sowie für die gesamte Luftverschmutzung immer um denselben Prozentsatz zu oder ab, vgl. folgende Tabelle).²¹³

²¹³ Im Normalfall führt die Verwendung eines höheren Diskontsatzes dazu, dass der Gegenwartswert deutlich kleiner ausfällt als mit einem geringeren Diskontsatz, da künftige Kosten stärker abdiskontiert werden. Dies wäre auch in der vorliegenden Berechnung der Fall, wenn man von einem fixen Wert pro verlorenes Lebensjahr (VLYL) ausgehen würde. Hier wird jedoch zuerst der fixe Wert pro frühzeitigem Todesfall (VOSL) mit Hilfe der Diskontrate umgerechnet. Dabei führt ein hoher Diskontsatz zu einem hohen VLYL (da die diskontierte Summe der VLYL

Wie wir in Kapitel 5.3.1 und 5.3.2 gesehen haben, besteht auch bei der Wahl des VLYL (value of life year lost) sowie bei den Zahlungsbereitschaften für die verschiedenen Krankheitsbilder eine relativ grosse Unsicherheit. Der VLYL könnte auch um 50% tiefer liegen. Andererseits gibt es Hinweise, dass möglicherweise der VLYL verdoppelt werden müsste, um ihn an den unterschiedlichen Risikokontext anzupassen (unfreiwilliges Risiko bei der Luftverschmutzung im Gegensatz zum beeinflussbaren Unfallrisiko beim Autofahren). Auch bei den Zahlungsbereitschaften für die Krankheitsfälle könnten die Werte um 50% höher oder tiefer liegen. Wird der doppelte VLYL und um 50% höhere WTP für alle Krankheitsbilder verwendet, so steigen die Kosten der Luftverschmutzung um 77% und betragen für den gesamten Verkehr 2'874 Mio. CHF. Wird hingegen der VLYL und die WTP-Ansätze aller Krankheitsbilder um je 50% reduziert, so sinken die Kosten um 38% auf 1'001 Mio. CHF für den Gesamtverkehr.

Tabelle 5-12: Sensitivitätsanalyse für die Kosten der Luftverschmutzung (in Mio. CHF)

	Strassen- verkehr	Schienen- verkehr	Verkehr total	Gesamte Luftver- schmutzung	Abweichung vom Basisszenario in %
Basisszenario	1'525	100	1'626	4'204	0.0%
Diskontsatz 1% statt 2%	1'431	94	1'525	3'942	-6.2%
Diskontsatz 3% statt 2%	1'622	107	1'728	4'469	6.3%
Höherer VLYL, höhere WTP	2'697	177	2'874	7'433	76.8%
Tieferer VLYL, tiefere WTP	940	62	1'001	2'589	-38.4%
Frühzeitige Todesfälle	2'713	178	2'891	7'476	77.9%

Bisher wurden die Kosten von Todesfällen durch die verlorenen Lebensjahre quantifiziert. Es wäre jedoch auch möglich, die frühzeitigen Todesfälle direkt zu quantifizieren – wie dies z.T. auch in früheren Studien geschah (vgl. Kapitel 5.4.4). Wird dies gemacht, so steigen die Kosten um 78% an auf 2'891 Mio. CHF für den Gesamtverkehr. Für diesen grossen Unterschied ist vor allem der folgende Grund verantwortlich.²¹⁴ Bei der Bewertung der verlorenen Lebensjahre wird der VOSL eines 40-Jährigen mit einer verbleibenden Lebenserwartung von 42 Jahren verwendet und auf den VLYL umgerechnet (vgl. Anhang E). Wie die Berechnungen zeigen, gehen pro frühzeitigen Todesfall 11.1 Lebensjahre verloren. Ein durchschnittlicher frühzeitiger Todesfall wird also mit ca. einem Viertel des VOSL bewertet. Bei der Bewertung der frühzeitigen Todesfälle wird jedoch basierend auf empirischen Ergebnissen ein deutlich höherer Anteil von 0.595 verwendet (vgl. Anhang F). Deshalb fällt nach der Methode der frühzeitigen Todesfälle die Zahlungsbereitschaft für einen Todesfall etwa doppelt so hoch aus als wenn die verlorenen Lebensjahre bewertet werden. Bei der Bestimmung des VLYL haben

dem VOSL entsprechen muss, vgl. Anhang E). Ein hoher Diskontsatz hat also zwei gegenläufige Effekte. Tatsächlich zeigt sich, dass die Erhöhung des Diskontsatzes zu einer Erhöhung des Resultates führt.

²¹⁴ Für eine detaillierte Diskussion siehe Abschnitt b) in Anhang F.

wir das gängige Verfahren verwendet (vgl. Anhang E). Wie in Abschnitt b) im Anhang F gezeigt wird, könnte jedoch auch ein um 70% höherer VLYL vertreten werden. Bei der Wahl des VLYL wurde also – und dies ist auf den ersten Blick nicht erkennbar – entsprechend dem at least Ansatz verfahren. Ausserdem wird die Tatsache, dass jemand vorzeitig stirbt, mit dem Ansatz der frühzeitigen Todesfälle stärker gewichtet (unabhängig davon, wie viele Lebensjahre verloren gehen). Dazu kommt, dass in dieser Sensitivitätsanalyse bei der Methode der frühzeitigen Todesfälle die Zeitverzögerung nicht berücksichtigt wurde (vgl. Exkurs in Kapitel 5.4.1). Bei einer Berücksichtigung würde die Kostenzunahme etwas geringer ausfallen.

Die Kostensätze pro Kilometer (Fzkm, pkm, tkm, Zugkm, etc.) schwanken in genau demselben Ausmass wie die gesamten Kosten der Luftverschmutzung.

5.4.4 Ergebnisse im Vergleich zu bisherigen Berechnungen

Im Folgenden sollen die Resultate mit bisherigen Studien für die Schweiz verglichen werden und es soll aufgezeigt werden, warum Differenzen auftreten. Es zeigt sich, dass es bisher kaum Ergebnisse für den Schienenverkehr, wohl aber für den Strassenverkehr gibt. Diese werden im Folgenden in chronologischer Reihenfolge besprochen.

Die Studie von **Ecoplan (1996)**²¹⁵ verwendet den **COI-Ansatz** und erhält für das Jahr 1993 ein Gesamtergebnis, das um etwa ein Drittel höher liegt als das hier hergeleitete COI-Ergebnis (vgl. folgende Tabelle). Diese Differenz ist auf das **höhere Mengengerüst** für 1993 als für 2000 zurückzuführen: 1993 gab es gut 20% mehr Todesfälle und ausserdem wurde pro Todesfall mit 12.7 anstatt neu mit 11.1 verlorenen Lebens- bzw. Erwerbsjahren gerechnet. Ausserdem wurde auch von einer deutlich grösseren Anzahl Krankheitsfällen ausgegangen. Die verwendeten Kostensätze sind jedoch in den beiden Studien vergleichbar. Der Unterschied stammt also von der Reduktion der Luftverschmutzung seit 1993.

In der **trinationalen Studie**²¹⁶ für 1996 wurde sowohl der COI-Ansatz als auch der WTP-Ansatz verwendet. Bezogen auf den **WTP-Ansatz** in der trinationalen Studie fallen die aktuellen Ergebnisse um rund 65% tiefer aus. Dafür sind verschiedene Gründe aus allen drei Teilbereichen (Lufthygiene, Epidemiologie, Ökonomie) verantwortlich:

- Die durch den Strassenverkehr verursachte **PM10-Belastung** der Bevölkerung hat sich von durchschnittlich 7.44 µg/m³ (im Jahr 1996) auf rund 4.22 µg/m³ (im Jahr 2000) vermindert, was einer Abnahme von rund 43% entspricht (diese Abnahme ist nicht nur auf eine Abnahme der PM10-Belastung zurückzuführen, sondern auch auf eine Verbesserung des Schadstoffmodells, vgl. Kapitel 3.5.3).
- In der Folge hat sich auch die **Zahl der Krankheits- und Todesfälle** wesentlich verringert. Bei einzelnen Krankheitsbildern wurden aufgrund neuer Erkenntnisse zusätzlich reduzier-

²¹⁵ Ecoplan (1996), Monetarisierung der verkehrsbedingten externen Gesundheitskosten.

²¹⁶ Sommer et al. (1999), Health Costs due to Road Traffic-related Air Pollution.

te Belastungs-Wirkungsbeziehungen verwendet. Insgesamt fällt damit das Mengengerüst (Anzahl verkehrsbedingte Krankheits- und Todesfälle) gegenüber der trinationalen Studie deutlich kleiner aus.²¹⁷

- Ein weiterer Faktor, welcher zur Abnahme der Kosten beigetragen hat, ist der Umstand, dass in der vorliegenden Untersuchung die **verlorenen Lebensjahre anstelle** der **frühzeitigen Todesfälle** bewertet wurden. Während bei der Bewertung der frühzeitigen Todesfälle aufgrund empirischer Erkenntnisse keine proportionale Abnahme der Zahlungsbereitschaft mit zunehmenden Alter unterstellt wird, ist dies bei der hier angewendeten Bewertung der verlorenen Lebensjahre der Fall. Damit resultiert pro Todesfall eine um rund 50% tiefere Zahlungsbereitschaft.

Tabelle 5-13: Vergleich der Ergebnisse dieser Studie mit bisherigen Resultaten für den Strassenverkehr in der Schweiz (in Mio. CHF zu Preisen des Jahres 2000)

Strassenverkehr	Ansatz	WTP	BHK	NPA	BPA	Total
Ecoplan 1996	COI	351 ¹	18		908	1'276
Trinationale Studie	COI	467 ¹	50		684	1'202
vorliegende Studie	COI	305 ¹	9		649	962
Trinationale Studie	WTP	4'352				4'352
UNITE	WTP					921
vorliegende Studie	WTP	1'448	9	68		1'525

WTP = willingness to pay, BHK = Behandlungskosten, NPA = Nettoproduktionsausfall, BPA = Bruttoproduktionsausfall, COI = cost of illness.

¹ Keine eigentliche WTP, sondern gerichtlich zugesprochene Genugtuungsleistungen.

Quellen: Ecoplan (1996), Monetarisierung der verkehrsbedingten externen Gesundheitskosten, S. 74 und 77 (Anpassung der Zahlen auf S. 74 mit Preisanpassung, Umrechnung in Faktorkosten und Multiplikation mit 0.79 von S. 77) Sommer et al. (1999), Health Costs due to Road Traffic-related Air Pollution, S. 41, 58 und 61 (Anpassung mit Kaufkraftparität, Wechselkurs, Preisanpassung und Umrechnung in Faktorpreise) Suter et al. (2002), The Pile Accounts of Switzerland, S. 98 (Anpassung mit Wechselkurs, Preisanpassung und Umrechnung in Faktorpreise).

Das **COI-Ergebnis der trinationalen Studie** liegt um 25% über dem Resultat der vorliegenden Studie. Dies ist einerseits auf die tatsächliche Abnahme der PM10-Belastung zurückzuführen und hängt andererseits mit den Modellverbesserungen zusammen, die zu einer generellen Reduktion der verkehrsbedingten PM10-Belastung führten. Beide Effekte bewirken letztlich eine Abnahme der berechneten Krankheits- und Todesfälle, die durch die Anpassung gewisser Belastungs-Wirkungsbeziehung noch verstärkt wird. Das **Mengengerüst** in der trinationalen Studie ist vor allem bei den Krankheitsfällen z.T. massiv höher, was sich bei den Behandlungskosten zeigt. Der höhere Produktionsausfall in der trinationalen Studie beruht ebenfalls auf dem Mengengerüst – konkret auf der rund 30% höheren Anzahl Todesfälle. Dies gleicht die tiefere Anzahl verlorene Jahre pro Todesfall (9.5 statt 11.1) und die geringfü-

²¹⁷ Die neuen Fälle chronischer Bronchitis nahmen z.B. um mehr als den Faktor sechs ab.

gig tiefere Bewertung des Produktionsausfalls mehr als aus. Bei den Genugtuungsleistungen zeigt sich ebenfalls die höhere Anzahl Todesfälle sowie der in der trinationalen Studie etwas höhere Kostensatz pro Todesfall.

Schliesslich können die Ergebnisse auch noch mit dem Projekt UNITE verglichen werden.²¹⁸ In UNITE werden die Zahlungsbereitschaft, die Behandlungskosten und die Nettoproduktionsausfälle berücksichtigt. Die Studie weist jedoch die Ergebnisse nicht getrennt nach diesen drei Komponenten aus, sondern nur als Gesamtergebnis. Dieses liegt um etwa 40% unter unserem Wert. Der Grund ist, dass UNITE von geringeren Immissionen und bei den Todesfällen von einer deutlich kleineren Belastungs-Wirkungs-Beziehung ausgeht. Bei den Krankheitsfällen kommen z.T. auch kleinere Bewertungssätze zur Anwendung (vgl. Kapitel 5.3.2).

In der vorliegenden Studie ist der Personenverkehr für 57% der Kosten des Strassenverkehrs verantwortlich, der Güterverkehr für die restlichen 43% (dies gilt für den COI- und WTP-Ansatz). Die bisherigen Studien kommen zu einer ähnlichen Grössenordnung: Der Anteil des Personenverkehrs beträgt in der Studie von Ecoplan (1996) 63%, im Projekt UNITE 59%.²¹⁹ In der trinationalen Studie wurde keine Aufteilung auf den Personen- und Güterverkehr vorgenommen.

Zum Schienenverkehr bestehen bisher nur Ergebnisse aus dem Projekt UNITE. Diese liegen mit 7 Mio. CHF deutlich unter dem hier berechneten Wert von 100 Mio. CHF. Die beiden Werte sind jedoch nicht vergleichbar, denn im Projekt UNITE wurden nur die Schadstoffemissionen der Stromerzeugung mitberücksichtigt, nicht aber diejenigen des Abriebs (Bremsklötze), die in der vorliegenden Studie miteinbezogen werden.²²⁰

5.4.5 Einschätzung der Ergebnisse

Unsicherheiten sind bei den dargestellten Berechnungen immanent. Wie bereits erwähnt sind wir von einem at least Ansatz ausgegangen, d.h. dass Annahmen nach dem Grundsatz „so realistisch wie möglich, im Zweifelsfall jedoch konservativ“ getroffen wurden. Insgesamt gehen wir deshalb davon aus, dass die **ausgewiesenen Kosten die tatsächlichen Gesundheitsschäden unterschätzen**. Folgende Faktoren sprechen für diese Einschätzung:

- Die Gesundheitsschäden werden nur bezogen auf den Leitschadstoff PM10 evaluiert. Andere Gesundheitseffekte, welche unabhängig von PM10 durch andere Schadstoffe verursacht werden, sind in den Berechnungen nicht enthalten.
- Auf eine Gewichtung der Schadstoffemissionen wird verzichtet, obwohl es erste Hinweise gibt, dass die Emissionen von Verbrennungspartikeln toxischer sein könnten als die Emissionen mechanisch erzeugter Partikel.

²¹⁸ Suter et al. (2002), The Pilote Accounts of Switzerland.

²¹⁹ Ecoplan (1996), Monetarisierung der verkehrsbedingten externen Gesundheitskosten, S. 77 und Suter et al. (2002), The Pilote Accounts of Switzerland, S. 98.

²²⁰ Hinzu kommen dieselben Gründe für das tiefere Ergebnis wie bei der Strasse.

- Bei den verlorenen Lebensjahren wird nicht berücksichtigt, dass die Lebenserwartung der Bevölkerung in Zukunft weiter zunehmen wird.
- Verschiedene Gesundheitsbeeinträchtigungen durch die Luftschadstoffbelastung, zu denen es keine verlässlichen epidemiologischen Studien gibt oder deren Monetarisierung problematisch ist wie z.B. Hausarztkonsultationen, Medikamentenverordnungen und Selbstmedikation, werden nicht berücksichtigt.
- Bei der Morbidität werden in den meisten Fällen nur die kurzfristigen Effekte der Luftverschmutzung beachtet. Die Langzeitwirkungen wurden aufgrund hoher methodischer Anforderungen noch nicht ausreichend untersucht, sie sind aber wie bei der Mortalität wahrscheinlich. Auswirkungen der Luftverschmutzung auf chronische Krankheiten können also nur bei den Todesfällen berücksichtigt werden.
- Die Effekte der Luftbelastung werden nur für diejenigen Altersgruppen berechnet, zu denen Studienresultate vorliegen. Beispielsweise ist die Mortalität der Ein- bis 29-Jährigen nicht berücksichtigt, da diese Altersgruppe bisher nicht in Langzeitstudien untersucht wurde. Es kann jedoch vermutet werden, dass die Luftverschmutzung bei diesen Personen, ebenfalls zu einer Erhöhung der Mortalität führt.
- Es gibt bisher keine Anzeichen, dass die Luftverschmutzung unterhalb eines gewissen Schwellenwertes unbedenklich ist. Trotzdem werden in dieser Studie nur Gesundheitsschäden ab einer Referenzkonzentration von $7.5 \mu\text{g}/\text{m}^3$ quantifiziert, da für tiefere Konzentrationen bisher noch keine Untersuchungen vorliegen.
- Die Bewertung der immateriellen Kosten der verlorenen Lebensjahre, die mehr als 75% der gesamten Kosten ausmachen, muss möglicherweise verdoppelt werden: Die Zahlungsbereitschaft wurde aus dem Unfallkontext übernommen. Es gibt jedoch erste Hinweise, dass das unfreiwillige und unkontrollierbare Luftverschmutzungsrisiko doppelt (oder sogar dreimal) so stark empfunden wird wie das freiwillige und kontrollierbare Unfallrisiko.
- Es wurden die verlorenen Lebensjahre bewertet und nicht die frühzeitigen Todesfälle, was zu beinahe doppelt so hohen Gesundheitskosten führen würde. Oder in anderen Worten wurde zur Bewertung eines verlorenen Lebensjahres im Vergleich zur Bewertung frühzeitiger Todesfälle ein konservativer (tiefer) Kostensatz gewählt.
- Auch bei der Bestimmung der weiteren Kostensätze wurden meist vorsichtige Werte verwendet.

Glossar

Assoziation	Verknüpfung oder gemeinsames Auftreten zweier Ereignisse.
At least Ansatz	Bei Unsicherheiten in den Berechnungen der Kosten wird vom Grundsatz ausgegangen „so realistisch wie möglich, im Zweifelsfall jedoch konservativ“. Konkret bedeutet dies, dass bei Unsicherheiten vorsichtige Annahmen getroffen werden, die eher zu einer Unter- als einer Überschätzung der tatsächlichen Kosten führen.
Attributabel	Als attributabel wird der Anteil von Erkrankungen oder Todesfällen bezeichnet, der auf eine bestimmte Exposition in der Bevölkerung zurückgeführt wird und über das Risiko der nichtexponierten Bevölkerung hinausgeht. Das attributable Risiko wird normalerweise als Differenz zwischen der Inzidenz der Exponierten und der Inzidenz der Nichtexponierten ausgedrückt.
Belastungs- Wirkungsbeziehung	Quantitativer Zusammenhang zwischen der Exposition gegenüber einem Risikofaktor (Schadstoff) und dessen epidemiologisch fassbaren Auswirkungen, z.B. der Häufigkeit von Krankheits- oder Todesfällen.
Bevölkerungsexposition	Angabe über das Ausmass der Betroffenheit von EinwohnerInnen auf Grund von Luftschadstoffen, z.B. Zahl der EinwohnerInnen, die einer übermässigen Schadstoffkonzentration ausgesetzt sind. Im vorliegenden Forschungsauftrag in der Form von Tabelle 3-3 ff. dargestellt (siehe auch Exposition).
Bruttoproduktionsausfall	Siehe Produktionsausfall.
Cost of illness Ansatz (COI-Ansatz)	Alleinige Berücksichtigung von materiellen Kosten bei frühzeitigen Todesfällen und Krankheitsfällen (Bruttoproduktionsausfall und medizinische Behandlungskosten).
Effektschätzer	Siehe Belastungs-Wirkungsbeziehung.
Emission	Schadstoffausstoss am Ort der Entstehung, angegeben als Fracht in Tonnen pro Jahr.
Epidemiologie	Lehre von der Untersuchung der Verteilung von Krankheiten, physiologischen Variablen und sozialen Krankheitsfolgen in menschlichen Bevölkerungsgruppen sowie der Faktoren, die diese Verteilung beeinflussen (WHO-Definition).
Evidenz	Bezieht sich auf Informationen aus wissenschaftlichen Studien, die einen Sachverhalt erhärten oder widerlegen (engl. ‚evidence‘: Nachweis, Beweis).
Exposition	Bedingungen, Krankheitsursachen oder Risikofaktoren, denen bestimmte Personen oder Bevölkerungsgruppen ausgesetzt sind.
Externe Kosten	Kosten, die nicht vom Verursacher, sondern von Dritten getragen

	werden.
Faktorkosten	Kosten zu Marktpreisen abzüglich der indirekten Steuerbelastung (z.B. durch MWST, Benzinzoll, Zollzuschlag, Fahrzeugsteuer).
Güterverkehr (Schiene)	Güterzüge, Dienstzüge.
Güterverkehr (Strasse)	Schwere Nutzfahrzeuge, Lieferwagen.
Immaterielle Kosten	Verlust an Wohlbefinden, Schmerz und Leid, welche sich als Folge von Tod oder Krankheit bei der betroffenen Person ergeben.
Immission	Schadstoffe am Ort des Einwirkens, hier als Luftschadstoffkonzentration in $\mu\text{g}/\text{m}^3$.
Intervention	Massnahme (z.B. diagnostisch oder therapeutisch).
Inzidenz	Anzahl derjenigen Personen, die innerhalb eines bestimmten Zeitraums (meistens ein Jahr) neu an einer Krankheit erkranken.
Kohortenstudie	Längsschnittstudie, bei der dieselben Parameter in derselben Population wiederholt mit denselben Untersuchungsmethoden erfasst werden.
Konfidenzintervall	Siehe Vertrauensintervall.
Konsistenz	Eigenschaft von Messungen oder Studienergebnissen, die wiederholt eine hohe Übereinstimmung zeigen.
Korrelation	Zusammenhang zwischen zwei Faktoren.
Mengengerüst	Angabe der Auswirkungen der Luftverschmutzung in physikalischen Einheiten (z.B. verlorene Lebensjahre, Spitaltage).
Metaanalyse	Statistisches Verfahren, mit dem die Ergebnisse mehrerer Studien, welche die gleiche Frage bearbeiten, quantitativ zu einem Gesamtergebnis zusammengefasst werden. Dadurch wird die Aussagekraft (Genauigkeit der Effektschätzer) gegenüber Einzelstudien erhöht.
Morbidität	Krankheitshäufigkeit.
Mortalität (Sterblichkeit)	Todesfallhäufigkeit.
Nettoproduktionsausfall	Siehe Produktionsausfall.
Personenverkehr (Schiene)	Reisezüge.
Personenverkehr (Strasse)	Personenwagen, Gesellschaftswagen (Cars), Motorräder.
Prävalenz	Anteil Erkrankter an der Gesamtzahl einer definierten Bevölkerung zu einem bestimmten Zeitpunkt.
Primäres PM10	Anteil am PM10, der in partikulärer Form emittiert wird. Z.B. Staubpartikel aus Verbrennungs- und aus mechanischen Abriebsprozessen. Der Begriff wird im Zusammenhang mit der Unterscheidung von sekundärem PM10 verwendet (siehe dort).

Produktionsausfall	Die durch die Luftverschmutzung beeinträchtigte Gesundheit führt dazu, dass Personen vorübergehend oder dauerhaft nicht als Arbeitskräfte zur Verfügung stehen. Der Bruttoproduktionsausfall entspricht dem Produktionsbeitrag einer ausfallenden Person. Der Nettoproduktionsausfall ergibt sich aus dem Bruttoproduktionsausfall abzüglich des Eigenkonsums. Damit entspricht der Nettoproduktionsausfall dem Beitrag der Person an die Kapitalbildung einer Volkswirtschaft.
Rate Ratio	Das Rate Ratio (RR) beziffert das Verhältnis von Mortalitäts- oder Morbiditätsraten in exponierten zu nicht exponierten Bevölkerungsgruppen. Es ist als relatives Risiko interpretierbar.
Relatives Risiko	Verhältnis des Risikos von Krankheit oder Tod bei exponierten Personen gegenüber dem Risiko nichtexponierter Personen; oft als Verhältnis der Inzidenzen ausgedrückt.
Sekundäres PM10	Anteil am PM10, der sich in der Atmosphäre aus gasförmigen Vorläufersubstanzen bildet (wichtig: Ammonium, Nitrat, Sulfat).
Signifikanz	Gibt eine bestimmte Grenze an für die Wahrscheinlichkeit, dass ein statistisches Resultat zufällig zustande gekommen ist (oft 5%).
Varianz	Streuungsmaß zur Charakterisierung der Variabilität empirisch gewonnener Daten.
Vertrauensintervall (Konfidenzintervall)	Geschätztes Intervall, das den wahren Wert eines unbekannten Parameters mit einer vorgegebenen Wahrscheinlichkeit umfasst. Oft wird eine Wahrscheinlichkeit von 95% gewählt (95%-Vertrauensintervall, 95%-Konfidenzintervall, 95%-KI).
Willingness to pay Ansatz (WTP-Ansatz)	Einbezug der immateriellen Kosten von frühzeitigen Todesfällen und Krankheitsfällen durch Umfrageergebnisse zur Zahlungsbereitschaft. Daneben werden auch die materiellen Kosten (Nettoproduktionsausfall und medizinischen Behandlungskosten) berücksichtigt.
Zeitreihenstudie	Längsschnittstudie bei der die zeitliche Veränderung der Morbidität oder Mortalität einer Population unter Berücksichtigung möglicher Störgrößen (z.B. der Temperatur) mit zeitlich veränderlichen Expositionen (z.B. Luftschadstoffen) korreliert wird.

Abkürzungsverzeichnis

ACS	The American Cancer Society Study
AHV	Alters- und Hinterlassenenversicherung
APDRG	All Patient Diagnoses Related Groups
APHEA	Air Pollution and Health - A European Approach
ARE	Bundesamt für Raumentwicklung
AHSMOG	The Adventist Health Study of Smog
ASTRA	Bundesamt für Strassen
BFS	Bundesamt für Statistik
BHK	Medizinische Behandlungskosten
BIP	Bruttoinlandprodukt
BPA	Bruttoproduktionsausfall
BSV	Bundesamt für Sozialversicherung
BUWAL	Bundesamt für Umwelt, Wald und Landschaft
CHF	Schweizer Franken
COI	Cost of illness
D10	Attributable Fälle pro 10 µg/m ³
EU	Europäische Union
ExternE	Externalities of Energy
Fzkm	Fahrzeugkilometer
GL	Gerichtlich zugesprochene Genugtuungsleistung
GVF	Gesamtverkehrsfragen (Dienst für)
ICD10	International classification of diseases (10. Revision)
ISPM	Institut für Sozial- und Präventivmedizin der Universität Basel
IV	Invalidenversicherung
KI	Konfidenzintervall (auch 95%-KI)
Li	Lieferwagen
LRV	Luftreinhalte-Verordnung des Bundesrats (SR 814.318.142.1)
Mio.	Millionen
MWST	Mehrwertsteuer
MZ	Motorisierte Zweiräder (Motorräder und Mofas)
NMVOC	VOC (siehe dort) ohne Methan
NO ₂	Stickstoffdioxid
NOx	Stickoxide (Summe Stickstoffdioxid und –monoxid)
NPA	Nettoproduktionsausfall
NLCS	The Netherlands Cohort Study on Diet and Cancer
NNtkm	Netto-Nettotonnenkilometer
Ntkm	Nettotonnenkilometer
OEHHA	Office of Environmental Health Hazard Assessment, California
p	Wahrscheinlichkeit
pkm	Personenkilometer

PM	Particulate Matter = Schwebestaub (PM10 bzw. PM2.5 = Schwebestaub mit einem aerodynamischen Durchmesser von weniger als 10 bzw. 2.5 Mikrometer.)
ppb	Parts per billion
PPP	Purchasing power parity (Kaufkraftparität)
PW	Personenwagen
Rp	Rappen (100 Rappen = 1 CHF)
RR	Rate Ratio (siehe Glossar)
SAPALDIA	Swiss Study on Air Pollution and Lung Diseases in Adults
SCARPOL	Swiss Study on Childhood Allergy and Respiratory Symptoms with Respect to Air Pollution
SNF	Schwere Nutzfahrzeuge (Lastwagen und Sattelschlepper)
SO ₂	Schwefeldioxid
t	Tonne
t/a	Tonnen pro Jahr
tkm	Tonnenkilometer
TSP	Total Suspended Particulate Matter: Gesamter Schwebestaub (Sinkgeschwindigkeit < 10 cm/s)
UNITE	UNification of accounts and marginal costs for Transport Efficiency
VLYL	Value of a life year lost (Wert eines verlorenen Lebensjahres)
VOC	Volatile organic compounds, flüchtige organische Kohlenwasserstoffverbindungen
VOSL	Value of statistical life (Wert eines frühzeitigen Todesfalles)
VZ	Volkszählung
WHO	World Health Organization (Weltgesundheitsorganisation)
WTA	Willingness to accept (Akzeptanzbereitschaft)
WTP	Willingness to pay (Zahlungsbereitschaft)
Zugkm	Zugkilometer
µg/m ³	Mikrogramm pro Kubikmeter (Konzentrationsmass)

Literaturverzeichnis

- Abbey D. E., Burchette R. J., Knutsen S. F., McDonnell W. F., Lebowitz, M. D., Enright P. L. (1998)
Long-term particulate and other air pollutants and lung function in nonsmokers. American Journal of Respiratory and Critical Care Medicine, Nr. 158, S. 289-98.
- Abbey D. E., Nishino, N., McDonnell W. F., Burchette R. J., Knutsen S. F., Lawrence Beeson W., Yang J. X. (1999)
Long-term inhalable particles and other air pollutants related to mortality in nonsmokers. American Journal of Respiratory and Critical Care Medicine, Nr. 159, S. 373-82.
- Aldy Joseph E., Viscusi W. Kip (2003)
Age Variation in Workers Value of Statistical Life. NBER Working Paper Nr. 10199.
Online im Internet: <http://www.nber.org/papers/w10199> (8.1.2004).
- American Thoracic Society (2000)
What constitutes an adverse health effect of air pollution? American Journal of Respiratory and Critical Care Medicine, Nr. 161, S. 665-673.
- Anderson H. R., Bremner S. A., Atkinson R. W., Harrison R. M., Walters S. (2001)
Particulate matter and daily mortality and hospital admissions in the west midlands conurbation of the United Kingdom: associations with fine and coarse particles, black smoke and sulphate. Occupational and Environmental Medicine, Nr. 58, S. 504-10.
- APDRG Schweiz (2003)
Bericht über die Kostengewichte Version 4.1. Online im Internet:
<http://www.hospvd.ch/public/ise/de/apdrg/> (29.4.2004).
- APDRG Schweiz (2004)
Kostengewichte Version 4.1. Online im Internet:
http://www.hospvd.ch/public/ise/de/apdrg/o_cost_weights_v41_d.xls (29.4.2004).
- Atkinson R. W., Anderson H. R., Sunyer J., Ayres J., Baccini M., Vonk J. M., Boumghar A., Forastiere F., Forsberg B., Touloumi G., Schwartz J., Katsouyanni K. (2001)
Acute effects of particulate air pollution on respiratory admissions - Results from APHEA 2 project. American Journal of Respiratory and Critical Care Medicine, Nr. 164, S. 1860-1866.
- Baranzini A., Luzzi G.F. (2001)
The Economic Value of Risks to Life: Evidence from the Swiss Labour Market. In: Schweizerische Zeitschrift für Volkswirtschaft und Statistik, Juni 2001, S. 149-170.
- BFS Bundesamt für Statistik (1994)
Eidg. Volkszählung 1990. Handbuch GEOSTAT. Bundesamt für Statistik. Bern.
- BFS Bundesamt für Statistik (2002)
Leistungen des motorisierten privaten Personenverkehrs auf der Strasse. Aktualisierte Zeitreihe 1995 bis 2001. BFS aktuell. Bestellnummer: 530-0100. Neuchâtel. Online im Internet: http://www.statistik.admin.ch/stat_ch/ber11/dtfr11e.htm (17.6.2004).

- BFS Bundesamt für Statistik (2003)
Statistisches Jahrbuch der Schweiz 2003. Verlag Neue Zürcher Zeitung. Zürich.
- BFS Bundesamt für Statistik (2003)
Bundesamt für Statistik. Online im Internet: <http://www.statistik.admin.ch/service-stat/geostat/i4.htm>
- BFS Bundesamt für Statistik (2003)
BfS aktuell, 14 Gesundheit: Medizinische Statistik der Krankenhäuser. Bundesamt für Statistik: http://www.statistik.admin.ch/stat_ch/ber14/gewe/dtfr14k.htm, Neuenburg.
- BFS Bundesamt für Statistik (2004)
Krankenhausstatistik: Standardtabellen 2000.
http://www.statistik.admin.ch/stat_ch/ber14/gewe/dtfr14i.htm (4.5.2004).
- BFS Bundesamt für Statistik (2004)
Nahverkehr - Trambahnen, Trolley- und Autobusse - 1990 - 2001: Betriebs- und Verkehrsleistungen. Online in Internet:
http://www.statistik.admin.ch/stat_ch/ber11/dtfr11c.htm (27.05.2004).
- BFS Bundesamt für Statistik (2004)
Automobilunternehmungen 1990 - 2001: Betriebs- und Verkehrsleistungen. Online in Internet: http://www.statistik.admin.ch/stat_ch/ber11/dtfr11c.htm (30.06.2004).
- Bickel Peter (2003)
Economic Valuation of Health Effects due to Airborne Pollutants in ExternE. Vortrag am Workshop on Economic Valuation of Health Effects due to Transport, 12-13 Juni 2003 in Stockholm.
- Bobak M. and Leon D. A. (1999)
The effect of air pollution on infant mortality appears specific for respiratory causes in the postneonatal period. *Epidemiology*, Nr. 10, S. 666-70.
- Brauer M., Hoek G., Van Vliet P., Meliefste K., Fischer P. H., Wijga A., Koopman L. P., Neijens H. J., Gerritsen J., Kerkhof M., Heinrich J., Bellander T., Brunekreef B. (2002)
Air pollution from traffic and the development of respiratory infections and asthmatic and allergic symptoms in children. *American Journal of Respiratory and Critical Care Medicine*, Nr. 166, S. 1092-8.
- Braun-Fahrlander C., Vuille J. C., Sennhauser F. H., Neu U., Kunzle T., Grize L., Gassner M., Minder C., Schindler C., Varonier H. S., Wuthrich B. (1997)
Respiratory health and long-term exposure to air pollutants in Swiss schoolchildren. SCARPOL Team. Swiss Study on Childhood Allergy and Respiratory Symptoms with Respect to Air Pollution, Climate and Pollen. *American Journal of Respiratory and Critical Care Medicine*, Nr. 155, S. 1042-9.
- Broadwin R., Brown S., Buckley K., Fruin S., Gaffney P., Hackney R. J., Jenkins P. L., Larsen L. C., Lipsett M., Lu J., Magliano K. L., Mazzera D., Mehadi A., Motallebi N., Ostro B., Phillips T., VanCuren T., Elasco P. J., Westerdahl D., Yanosky J. (2002)
Public Hearing to Consider Amendments to the Ambient Air Quality Standards for Particulate Matter and Sulfates. Office of Environmental Health Hazard Assessment, El Monte, California.

- BSV Bundesamt für Sozialversicherung (2003)
Schweizerische Sozialversicherungsstatistik 2003. Bern. Online im Internet:
http://www.bsv.admin.ch/publikat/svs/d/svs_2003_d.pdf (28.4.2004).
- BSV Bundesamt für Sozialversicherung (2004)
Kosten des Gesundheitswesens. Online im Internet:
http://www.statistik.admin.ch/stat_ch/ber14/gewe/cout_sante/tableaux_internet_cp_2004.xls (29.4.2004).
- Burnett R. T., Brook J., Dann T., Delocla C., Philips O., Cakmak S., Vincent R., Goldberg M. S., Krewski D. (2000)
Association between particulate- and gas-phase components of urban air pollution and daily mortality in eight Canadian cities. *Inhalation Toxicology*, 12 Suppl 4, S. 15-39.
- Carthy T., Chilton S., Covey J., Hopkins L., Jones-Lee M., Loomes G., Pidgeon N. and Spencer, A. (1999)
On the Contingent Valuation of Safety and the Safety of Contingent Valuation: Part 2- The CV/SG "Chained" Approach. *Journal of Risk and Uncertainty*, Nr. 17(3), S. 187-213.
- Chanel Olivier, Scapecchi Pascale, Vergnaud Jean-Christophe (2003)
Long-term health effects and economic valuation of public policies: an application to air pollution in France. Revised version of Working Paper Greqam 01B03. Marseille.
- Chanel Olivier, Faugere Elsa, Geniaux Ghislain, Kast Robert, Luchini Stéphane, Scapecchi Pascale (2003)
Economic valuation of air pollution effects: Evidence from a contextual CV survey. Marseille.
- Chestnut Lauraine G., Violette Daniel M. (1984)
Estimates of willingness to pay for pollution-induced changes in morbidity. Online im Internet: [http://yosemite.epa.gov/ee/epa/ermfile.nsf/Attachment+Names/EE-0231B-01.pdf/\\$File/EE-0231B-01.pdf?OpenElement](http://yosemite.epa.gov/ee/epa/ermfile.nsf/Attachment+Names/EE-0231B-01.pdf/$File/EE-0231B-01.pdf?OpenElement) (5.5.2004).
- Clancy L., Goodman P., Sinclair H., Dockery D. W. (2002)
Effect of air-pollution control on death rates in Dublin, Ireland: an intervention study. *Lancet*, Nr. 360, S. 1210-4.
- CORINAIR (1994)
Online im Internet <http://www.aeat.com/netcen/corinair/94/>
- Delfino R. J., Coate B. D., Zeiger R. S., Seltzer J. M., Street D. H., Koutrakis, P. (1996)
Daily asthma severity in relation to personal ozone exposure and outdoor fungal spores. *American Journal of Respiratory and Critical Care Medicine*, Nr. 154, S. 633-41.
- Department of Health UK (1999)
Economic Appraisal of the Health Effects of Air Pollution, London.
- DerSimonian R. and Laird N. (1986)
Meta-analysis in clinical trials. *Controlled Clinical Trials*, Nr. 7, S. 177-188.

- Desqueyroux H., Pujet J. C., Prosper M., Squinazi F., Momas I. (2002)
Short-term effects of low-level air pollution on respiratory health of adults suffering from moderate to severe asthma. *Environmental Research*, Nr. 89, S. 29-37.
- DG Environment (2000)
Recommended Interim Values for the Value of Preventing a Fatality in DG Environment Cost Benefit Analysis. Online im Internet:
http://www.europa.eu.int/comm/environment/enveco/others/recommended_interim_value_s.pdf (19.4.2004).
- Dionne Georges, Lanoie Paul (2004)
Public Choice about the Value of a Statistical Life for Cost-Benefit Analyses. The case Of Road Safety. In: *Journal of Transport Economics and Policy*, Nr. 38 (2), S. 246-274.
- Dockery D. W., Cunningham J., Damokosh A. I., Neas L. M., Spengler J. D., Koutrakis P., Ware J. H., Raizenne M., Speizer F. E. (1996)
Health effects of acid aerosols on North American children: respiratory symptoms. *Environmental Health Perspectives*, Nr. 104, S. 500-5.
- Dockery D. W., Pope C. A., 3rd, Xu X., Spengler J. D., Ware J. H., Fay M. E., Ferris B. G., Jr., Speizer, F. E. (1993)
An association between air pollution and mortality in six U.S. cities. *New England Journal of Medicine*, Nr. 329, S. 1753-9.
- Dockery D. W., Speizer F. E., Stram D. O., Ware J. H., Spengler J. D., Ferris B. G., Jr. (1989)
Effects of inhalable particles on respiratory health of children. *American Review on Respiratory Disease*, Nr. 139, S. 587-94.
- Dominici F., McDermott A., Zeger S. L., Samet J. M. (2002)
On the use of generalized additive models in time-series studies of air pollution and health. *American Journal of Epidemiology*, Nr. 156, S. 193-203.
- Dusseldorp A., Kruize H., Brunekreef B., Hofschreuder P., de Meer G., van Oudvorst A. B. (1995)
Associations of PM10 and airborne iron with respiratory health of adults living near a steel factory. *American Journal of Respiratory and Critical Care Medicine*, Nr. 152, S. 1932-9.
- Ecoplan (1991)
Soziale Kosten von Verkehrsunfällen in der Schweiz. Studie im Auftrag des Dienstes für Gesamtverkehrsfragen und des Bundesamtes für Bildung und Wissenschaft. Bern.
- Ecoplan (1996)
Monetarisierung der verkehrsbedingten externen Gesundheitskosten. Synthesebericht, GVF-Auftrag Nr. 272. Bern.
- Ecoplan (2002)
Unfallkosten im Strassen- und Schienenverkehr der Schweiz 1998. Studie im Auftrag des Bundesamtes für Raumentwicklung und des Bundesamtes für Statistik. Schlussbericht. Bern.

- Ecoplan, Planteam, IHA-ETH (Institut für Hygiene und Arbeitsphysiologie) (2004)
Externe Lärmkosten des Strassen- und Schienenverkehrs. Aktualisierung für das Jahr 2000. Studie im Auftrag des Bundesamtes für Raumentwicklung, des Bundesamtes für Umwelt, Wald und Landschaft, des Bundesamtes für Energie, des Bundesamtes für Statistik sowie des Bundesamtes für Gesundheit. Bern.
- EMPA/PSI (2003)
Verifikation von PM10-Emissionsfaktoren des Strassenverkehrs. Forschungsauftrag ASTRA. Schlussbericht und Kurzfassung online publiziert unter http://www.umwelt-schweiz.ch/buwal/de/fachgebiete/fg_luft/quellen/verkehr/strassen/
- Environmental Institute (1998)
Environmental policy targets and non-market valuation. Environmental Policy Research Briefs. University College, Dublin. Online im Internet:
<http://www.ucd.ie/pepweb/publications/policybriefs/pb-ep-03.pdf> (4.8.2004).
- EU (2000)
Workshop on the value of reducing the risk of ill health or a fatal illness. Brussels 13th November 2000. Online im Internet:
http://europa.eu.int/comm/environment/enveco/others/proceedings_of_the_workshop.pdf (20.4.2004).
- EWE/TTM (1996)
Schadstoffemissionen des Offroad-Sektors. Studie im Auftrag des Bundesamts für Umwelt, Wald und Landschaft (BUWAL). Umwelt-Materialien Nr. 49. Bern.
- EZB Europäische Zentralbank (2001)
Monatsbericht Oktober 2001. Online im Internet:
<http://www.iew.unizh.ch/study/courses/ss03/262/downloads/Lecture01ANHANG1.pdf> S.7 (27.2.2004).
- Frei Andreas und Jud Ralph (2004)
Was ist ein verhinderter Verkehrstoter den Schweizer Gemeinden wert? Semesterarbeit am Institut für Verkehrsplanung und Transportsysteme der ETH Zürich.
- Friedrich Rainer, Bickel Peter (2001)
Environmental External Costs of Transport. Springer Verlag, Berlin, Heidelberg.
- Gielen M. H., van der Zee S. C., van Wijnen J. H., van Steen C. J., Brunekreef, B. (1997)
Acute effects of summer air pollution on respiratory health of asthmatic children. American Journal of Respiratory and Critical Care Medicine, Nr. 155, S. 2105-8.
- Ha E. H., Lee J. T., Kim H., Hong Y. C., Lee B. E., Park H. S., Christiani D. C. (2003)
Infant susceptibility of mortality to air pollution in Seoul, South Korea. Pediatrics, Nr. 111, S. 284-90.
- Hagen J. A., Nafstad P., Skrandal A., Bjorkly S., Magnus P. (2000)
Associations between outdoor air pollutants and hospitalization for respiratory diseases. Epidemiology, Nr. 11, S. 136-140.

HEI, Health Effect Institute (2003)

Revised Analyses of Time-Series Studies of Air Pollution and Health. Health Effect Institute, Boston, <http://www.healtheffects.org/Pubs/TimeSeries.pdf>.

Hiltermann T. J., Stolk J., van der Zee S. C., Brunekreef B., de Bruijne C. R., Fischer P. H., Ameling C. B., Sterk P. J., Hiemstra P. S., van Bree L. (1998)

Asthma severity and susceptibility to air pollution. *European Respiratory Journal*, Nr. 11, S. 686-93.

Hoek G., Brunekreef B., Goldbohm S., Fischer P., van den Brandt P. A. (2002)

Association between mortality and indicators of traffic-related air pollution in the Netherlands: a cohort study. *Lancet*, Nr. 360, S. 1203-9.

Hofstetter Patrick (1998)

Perspectives in Life Cycle Impact Assessment. A Structured Approach to Combine Models of the Technosphere, Ecosphere and Valuesphere. Dissertation ETH No. 12806. Zürich.

Hrubá F., Fabianová E., Koppová K., Vandenberg J. J. (2001)

Childhood respiratory symptoms, hospital admissions, and long-term exposure to airborne particulate matter. *Journal of Exposure Analyses and Environmental Epidemiology*, Nr. 11, S. 33-40.

Hütte Klaus, Duksch Petra (2003)

Die Genugtuung. Eine tabellarische Übersicht über Gerichtssenscheide aus den Jahren 1990-2003. 3. Auflage. Schulthess, Zürich.

IMIB Institut für Medizin Informatik und Biostatistik (1996)

Monetarisierung der verkehrsbedingten externen Gesundheitskosten. Schlussbericht Behandlungskosten. GVF-Auftrag Nr. 272.

INFRAS (2000)

Luftschadstoffemissionen des Strassenverkehrs 1950-2020. Studie im Auftrag des Bundesamts für Umwelt, Wald und Landschaft (BUWAL). Schriftenreihe Umwelt Nr. 255 Nachtrag. Bern.

INFRAS/METEOTEST (2003)

Modelling of PM10 and PM2.5 Ambient Concentrations in Switzerland 2000 and 2010. Studie im Auftrag des Bundesamts für Umwelt, Wald und Landschaft (BUWAL). Schriftenreihe Umwelt-Materialien Nr. 169. Bern.

INFRAS (2004)

Handbuch Emissionsfaktoren (CD-ROM, online-Bestellung unter http://www.umwelt-schweiz.ch/buwal/de/fachgebiete/fg_luft/quellen/verkehr/emission/index.html) und Luftschadstoffemissionen des Strassenverkehrs. Studie im Auftrag des Bundesamts für Umwelt, Wald und Landschaft (BUWAL). Schriftenreihe Umwelt Nr. 355. Bern.

Jones-Lee M., Loomes G., Rowlatte P., Spackman M., Jones S. (1998)

Valuation of Deaths from Air Pollution. Report for the Department of Environment, Transport and the Regions and the Department of Trade and Industry. London.

- Just J., Segala C., Sahraoui F., Priol G., Grimfeld A., Neukirch F. (2002)
Short-term health effects of particulate and photochemical air pollution in asthmatic children. *European Respiratory Journal*, Nr. 20, S. 899-906.
- Katsouyanni K., Touloumi G., Samoli E., Gryparis A., Le Tertre A., Monopolis Y., Rossi G., Zmirou D., Ballester F., Boumghar A., Anderson H. R., Wojtyniak B., Paldy A., Braunstein R., Pekkanen J., Schindler C., Schwartz J. (2001)
Confounding and effect modification in the short-term effects of ambient particles on total mortality: results from 29 European cities within the APHEA 2 project. *Epidemiology*, Nr. 12, S. 521-31.
- Kenkel Donald (2000)
Using Estimates of the Value of Statistical Life in Evaluating regulatory Effects. Online im Internet: <http://www.ers.usda.gov/publications/mp1570/mp1570d.pdf> (20.4.2004).
- Krewski D., Burnett R. T., Goldberg M. S., Hoover K., Siemiatycki J., Jerrett M., Abrahamowicz M., White W. H. (2000)
Reanalysis of the Harvard Six Cities Study and American Cancer Society Study of Particulate Air Pollution and Mortality: Special Report. Health Effect Institute.
<http://www.healtheffects.org/pubs-special.htm>, Cambridge, MA.
- Künzli N., Kaiser R., Medina S., Studnicka M., Oberfeld G., Horak F. (1999)
Health Costs due to Road Traffic-related Air Pollution. An impact assessment project for Austria, France and Switzerland. Technical Report on Epidemiology. Berne.
- Künzli N., Kaiser R., Medina S., Studnicka M., Chanel O., Filliger P., Herry M., Horak F., Jr., Puybonnieux-Textier V., Quenel P., Schneider J., Seethaler R., Vergnaud J. C., Sommer H. (2000)
Public-health impact of outdoor and traffic-related air pollution: a European assessment. *Lancet*, Nr. 356, S. 795-801.
- Laden F., Neas L. M., Dockery D. W., Schwartz J. (2000)
Association of fine particulate matter from different sources with daily mortality in six U.S. cities. *Environmental Health Perspectives*, Nr. 108, S. 941-7.
- Larsen Björn, Bolt Katie (2003)
Health Costs of Pollution: Valuation. Online im Internet:
[http://lnweb18.worldbank.org/mna/mena.nsf/Attachments/COED+LEbanon:+S7+Health+Costs+Of+Pollution/\\$File/healthvaluation.pdf](http://lnweb18.worldbank.org/mna/mena.nsf/Attachments/COED+LEbanon:+S7+Health+Costs+Of+Pollution/$File/healthvaluation.pdf) (20.4.2004).
- Le Tertre A., Medina S., Samoli E., Forsberg B., Michelozzi P., Boumghar A., Vonk J. M., Bellini A., Atkinson R., Ayres J. G., Sunyer J., Schwartz J., Katsouyanni K. (2002)
Short-term effects of particulate air pollution on cardiovascular diseases in eight European cities. *Journal of Epidemiology and Community Health*, Nr. 56, S. 773-779.
- Lee J. T., Kim H., Song H., Hong Y. C., Cho Y. S., Shin S. Y., Hyun Y. J., Kim Y. S. (2002)
Air pollution and asthma among children in Seoul, Korea. *Epidemiology*, Nr. 13, S. 481-4.
- Leksell Ingemar, Rabl Ari (2001)
Air Pollution and Mortality: Quantification and Valuation of Years of Life Lost. In: *Risk Analysis* Nr. 21 (5), S. 843-857.

- Linn W. S., Szlachcic Y., Gong H., Jr., Kinney P. L., Berhane K. T. (2000)
Air pollution and daily hospital admissions in metropolitan Los Angeles. *Environmental Health Perspectives*, Nr. 108, S. 427-34.
- Lipfert F. W., Zhang J. and Wyzga R. E. (2000)
Infant mortality and air pollution: a comprehensive analysis of U.S. data for 1990. *Journal of Air and Waste Management Association*, Nr. 50, S. 1350-66.
- Loomis D., Castillejos M., Gold D. R., McDonnell W., Borja-Aburto V. H. (1999)
Air pollution and infant mortality in Mexico City. *Epidemiology*, Nr. 10, S. 118-23.
- McConnell R., Berhane K., Gilliland F., Molitor J., Thomas D., Lurmann F., Avol E., Gauderman W. J., Peters J. M. (2003)
Prospective Study of Air Pollution and Bronchitic Symptoms in Children with Asthma. *American Journal of Respiratory and Critical Care Medicine*, Nr. 168, S. 790-797.
- Metroeconomica Limited (2001)
Monetary valuation of noise effects. Prepared for the EC UNITE Project.
- Miller B. G., Hurley J. F. (2003)
Life table methods for quantitative impact assessments in chronic mortality. *Journal of Epidemiology and Community Health*, Nr. 57, S. 200-6.
- Mortimer K. M., Neas L. M., Dockery D. W., Redline S., Tager I. B. (2002)
The effect of air pollution on inner-city children with asthma. *European Respiratory Journal*, Nr. 19, S. 699-705.
- Müller-Wenk Ruedi, Hofstetter Patrick (2003)
Monetarisierung verkehrslärmbedingter Gesundheitsschäden. *Umwelt-Materialien* Nr. 166 Bundesamt für Umwelt, Wald und Landschaft. Bern.
- Murray Christopher J.L., Lopez Alan D. (1996)
The Global Burden of Disease. Summary. A comprehensive Assessment of mortality and disability from diseases, injuries, and risk factors in 1990 and projected to 2020.
- Nellthorp John, Sansom Tom, Bickel Peter, Doll Claus, Lindberg Gunnar (2001)
Valuation Convention for UNITE. UNITE (UNification of accounts and marginal costs for Transport Efficiency) Working Funded by 5th Framework RTD Programme. ITS, University of Leeds, Leeds, April 2001.
- Neukirch F., Segala C., Le Moullec Y., Korobaef M., Aubier M. (1998)
Short-term effects of low-level winter pollution on respiratory health of asthmatic adults. *Archives of Environmental Health*, Nr. 53, S. 320-8.
- OECD (2004)
PPPs for GDP – Historical series. Online im Internet:
<http://www.oecd.org/dataoecd/61/56/1876133.xls> (22.4.2004).
- Ostro B. D. (1990)
Associations between morbidity and alternative measures of particulate matter. *Risk Analysis*, Nr. 10, S. 421-7.

- Ostro B. D., Lipsett M. J., Mann J. K., Braxtonowens H., White M. C. (1995)
Air-Pollution and Asthma Exacerbations among African-American Children in Los-Angeles. *Inhalation Toxicology*, Nr. 7, S. 711-722.
- Pantazopoulou A., Katsouyanni K., Kourea-Kremastinou J., Trichopoulos D. (1995)
Short-term effects of air pollution on hospital emergency outpatient visits and admissions in the greater Athens, Greece area. *Environmental Research*, Nr. 69, S. 31-6.
- Pekkanen J., Timonen K. L., Ruuskanen J., Reponen A., Mirme A. (1997)
Effects of ultrafine and fine particles in urban air on peak expiratory flow among children with asthmatic symptoms. *Environmental Research*, Nr. 74, S. 24-33.
- Penttinen P., Timonen K. L., Tiittanen P., Mirme A., Ruuskanen J., Pekkanen J. (2001)
Ultrafine particles in urban air and respiratory health among adult asthmatics. *European Respiratory Journal*, Nr. 17, S. 428-35.
- Peters A., Dockery D. W., Heinrich J., Wichmann H. E. (1997)
Short-term effects of particulate air pollution on respiratory morbidity in asthmatic children. *European Respiratory Journal*, Nr. 10, S. 872-9.
- Petitti D. B. (1994)
Meta-analysis, decision analysis, and cost-effectiveness analysis, New York.
- Pope III C. Arden, Burnett Richard T., Thun Michael J., Calle Eugenia E., Krewski Daniel, Ito Kazuhiko, Thurston George D. (2002)
Lung Cancer, Cardiopulmonary Mortality, and Long-term Exposure to Fine Particulate Air Pollution. In: *Journal of American Medical Association* Nr. 297 (9), S. 1132-1141.
- Pope C. A., 3rd, Dockery D. W., Spengler J. D., Raizenne M. E. (1991)
Respiratory health and PM10 pollution. A daily time series analysis. *American Review of Respiratory Disease*, Nr. 144, S. 668-74.
- Pope C. A., 3rd, Schwartz J., Ransom M. R. (1992)
Daily mortality and PM10 pollution in Utah Valley. *Archives of Environmental Health*, Nr. 47, S. 211-7.
- Prescott G. J., Cohen G. R., Elton R. A., Fowkes F. G., Agius R. M. (1998)
Urban air pollution and cardiopulmonary ill health: a 14.5 year time series study. *Occupational Environmental Medicine*, Nr. 55, 697-704.
- Proost Stef, Adler Nicole, De Borger Bruno, Calthrop Edward, De Palma Andre, Henstra Dirk, Lindsex Robin, Ramjerdi Farideh, Shepard Simon, Vold Arild (2003)
Modelling and Cost Benefit Framework. MCICAM (Implementation of Marginal Cost Pricing in Transport – Integrated Conceptual and Applied Model Analysis). Working Funded by 5th Framework Programme. March 2003. Online im Internet:
<http://www.strafica.fi/mcicam/handouts/DELIVERABLES/D3-march-2003.pdf> (3.3.2004).
- Rabl Ari (2003)
Interpretation of Air Pollution Mortality: Number of Deaths or Years of Life Lost? In: *Journal of Air and Waste Management Association* Nr. 53, S. 41-50.

- Roemer W., Hoek G., Brunekreef B. (1993)
Effect of ambient winter air pollution on respiratory health of children with chronic respiratory symptoms. *American Review of Respiratory Disease*, Nr. 147, S. 118-24.
- Roemer W., Hoek G., Brunekreef B., Haluszka J., Kalandidi A., Pekkanen J. (1998)
Daily variations in air pollution and respiratory health in a multicentre study: the PEACE project. *Pollution Effects on Asthmatic Children in Europe. European Respiratory Journal*, Nr. 12, S. 1354-61.
- Romieu I., Meneses F., Ruiz S., Sienra J. J., Huerta J., White M. C., Etzel R. A. (1996)
Effects of air pollution on the respiratory health of asthmatic children living in Mexico City. *American Journal of Respiratory Critical Care Medicine*, Nr. 154, S. 300-7.
- Röösli M., Künzli N., Schindler C., Braun-Fahrländer C. (2003)
Which effect measure should be used for impact assessment in a new population context? *Human and Ecological Risk Assessment*, Nr. 9, S. 709-719.
- Röösli M., Theis G., Künzli N., Staehelin J., Mathys P., Oglesby L., Camenzind M., Braun-Fahrländer C. (2001)
Temporal and spatial variation of the chemical composition of PM₁₀ at urban and rural sites in the Basel area, Switzerland. *Atmospheric Environment*, Nr. 35, S. 3701-3713.
- Schwab Christe Nathalie, Soguel Nils (1995)
Le prix de la souffrance et du chagrin: une évaluation contingente appliqué aux accidents de la route. *Institut de recherches économiques et régionales*, Neuchâtel.
- Seco Staatssekretariat für Wirtschaft (2002)
Aktuelle Wirtschaftsdaten. In: *Die Volkswirtschaft (Das Magazin für Wirtschaftspolitik)*, Nr. 75 (8) S. 65-108.
- Seethaler R. et al. (1999),
Health Costs due to Road Traffic Related-Air Pollution. An impact assessment project of Austria, France and Switzerland. Studie im Auftrag der World Health Organization (WHO). Herausgeber Eidg. Departement für Umwelt, Verkehr, Energie und Kommunikation (UVEK). Bestellnr. 801.633e. Bern.
- Segala C., Fauroux B., Just J., Pascual L., Grimfeld A., Neukirch F. (1998)
Short-term effect of winter air pollution on respiratory health of asthmatic children in Paris. *European Respiratory Journal*, Nr. 11, S. 677-85.
- Sommer H., Neuenschwander R., Ackermann-Liebrich U., Künzli N., Kaiser R., Rapp R., Wanner H. U., Karrer M., Fuchs A., Kogelschatz D., Gorve A., Stingelin T., Brandt A. (1996)
Monetarisierung der verkehrsbedingten externen Gesundheitskosten. Dienst für Gesamtverkehrsfragen des Eidg. Verkehrs- und Energiewirtschaftsdepartementes, Bern.
- Sommer Heini, Seethaler Rita, Chanel Olivier, Herry Max, Masson Serge, Veregnaud Jean-Christoph (1999)
Health Costs due to Road Traffic-related Air Pollution, Technical Report on Economy. Berne.

Spirig & Neftel (2001)

Biogene VOC und Aerosole. Studie im Auftrag des Bundesamts für Umwelt, Wald und Landschaft (BUWAL). Bern.

Spix C., Anderson H. R., Schwartz J., Vigotti M. A., LeTertre A., Vonk J. M., Touloumi G., Balducci F., Piekarski T., Bacharova L., Tobias A., Ponka A., Katsouyanni K. (1998) Short-term effects of air pollution on hospital admissions of respiratory diseases in Europe: a quantitative summary of APHEA study results. *Air Pollution and Health: a European Approach*. *Archives of Environmental Health*, Nr. 53, S. 54-64.

Suter S., Sommer H., Marti M., Wickart M. (Ecoplan); Schreyer C., Peter M., Gehrig S., Maibach M., Wüthrich P. (Infras) and Bickel P., Schmid S. (IER) (2002): The Pilot Accounts for Switzerland - Deliverable 5, Annex 2. UNITE (UNification of accounts and marginal costs for Transport Efficiency) Working Funded by 5th Framework RTD Programme. ITS, University of Leeds, Leeds, January 2002.

Stieb D. M., Smith-Doiron M., Brook J. R., Burnett R. T., Dann T., Mamedov A., Chen Y. (2002)

Air pollution and disability days in Toronto: results from the national population health survey. *Environmental Research*, Nr. 89, S. 210-9.

Sunyer, J., Saez, M., Murillo, C., Castellsague, J., Martinez, F. and Anto, J. M. (1993): Air pollution and emergency room admissions for chronic obstructive pulmonary disease: a 5-year study. *American Journal of Epidemiology*, Nr. 137, S. 701-705.

Tenias J. M., Ballester F., Perez-Hoyos S., Rivera M. L. (2002)

Air pollution and hospital emergency room admissions for chronic obstructive pulmonary disease in Valencia, Spain. *Archives of Environmental Health*, Nr. 57, S. 41-47.

Thayer Mark A., Chestnut Lauraine G., Lazo Jeffrey K., van den Eeden Stephen (2003)

The Economic Valuation of Respiratory and Cardiovascular Hospitalizations. Studie im Auftrag des California Air Resources Board und der California Environmental Protection Agency. Contract Nr. 99-329. Online im Internet:

<ftp://ftp.arb.ca.gov/carbis/research/apr/past/99-329.pdf> (5.5.2004).

Tiittanen P., Timonen K. L., Ruuskanen J., Mirme A., Pekkanen J. (1999)

Fine particulate air pollution, resuspended road dust and respiratory health among symptomatic children. *European Respiratory Journal*, Nr. 13, S. 266-73.

Timonen K. L., Pekkanen J. (1997)

Air pollution and respiratory health among children with asthmatic or cough symptoms. *American Journal of Respiratory Critical Care Medicine*, Nr. 156, S. 546-52.

UNITE (2002)

Pilot Accounts - Results for Germany and Switzerland, Deliverable 5, 29.05.2002 und The Pilot Accounts for Switzerland, Deliverable 5, Appendix 2, 28.01.2002.

Commissioned by: European Commission – DG TREN; 5th Framework Programme.

USEPA (2002)

Third External Review Draft of Air Quality Criteria for Particulate Matter (April, 2002) - Volume 2 - Draft. U.S. Environmental Protection Agency, Research Triangle Park, NC.

- von Klot S., Wolke G., Tuch, T., Heinrich J., Dockery D. W., Schwartz J., Kreyling W. G., Wichmann H. E., Peters A. (2002)
Increased asthma medication use in association with ambient fine and ultrafine particles. European Respiratory Journal, Nr. 20, S. 691-702.
- White Chris, Gordon Andrew, MacDonald Mott, Gray Peter (2001)
Economic Appraisal of Multi-Modal Transport Investments: The Development of TUBA. Department of Transport, Local Government and the Regions.
- WHO W. G. (2000)
Evaluation and use of epidemiological evidence for environmental health risk assessment - guideline document. WHO, Regional Office for Europe, Copenhagen.
- WHO W. G. (2000)
Evaluation and use of epidemiological evidence for environmental health risk assessment: WHO guideline document. Environmental Health Perspectives, Nr. 108, S. 997-1002.
- WHO/UNECE (2004)
Modelling and Assessment of the Health Impact of PM and Ozone" Summary report prepared by the WHO/UNECE Joint Task Force on the Health Aspects of LRTAP. Bonn, May 2004.
- Woodruff T. J., Grillo J., Schoendorf K. C. (1997)
The relationship between selected causes of postneonatal infant mortality and particulate air pollution in the United States. Environmental Health Perspectives, Nr. 105, S. 608-12.
- Zhang J. J., Hu W., Wei F., Wu G., Korn L. R., Chapman R. S. (2002)
Children's respiratory morbidity prevalence in relation to air pollution in four Chinese cities. Environmental Health Perspectives, Nr. 110, S. 961-7.

Anhang

A Anhang A: Quantifizierung der attributablen Todesfälle am Beispiel der Mortalität

Am Beispiel der gesamten Todesfälle bei Erwachsenen wird die Quantifizierungsmethode der attributablen Fälle schrittweise erläutert. Das Berechnungskonzept der attributablen Fälle ist folgendes: Aus epidemiologischen Studien wird geschätzt, wie stark wegen der Luftbelastung das Risiko ansteigt, eine bestimmte Krankheit zu erleiden oder zu sterben. Es wird eruiert, wie viele Fälle des jeweiligen Gesundheitsendpunkts in der Schweiz gegenwärtig auftreten. Anhand der bestehenden Luftschadstoffbelastung kann damit zurückgerechnet werden, wie viele Fälle zu erwarten wären, wenn die Luftbelastung um eine bestimmte Menge reduziert wäre (z.B. wenn keine Verkehrsemissionen auftreten würden). Die Differenz zu den beobachteten Fällen ist dann auf die Wirkungen dieser Schadstoffimmissionen zurückzuführen.

1. Schritt: Systematische Literatursuche nach allen relevanten Studien und Bestimmung des Effektschätzers

Für die Quantifizierung der Langzeiteffekte der Luftschadstoffbelastung auf die Mortalität bei Erwachsenen (>30 Jahre) wurden drei Kohortenstudien als relevant erachtet (Begründung siehe Kapitel 4.3.2 a). Dabei handelt es sich um die Sechs-Städte-Studie²²¹, die Studie der Amerikanischen Krebsgesellschaft (ACS)²²² und eine niederländische Kohortenstudie (NLCS)²²³. Die gefundenen Zusammenhänge zwischen der Luftschadstoffbelastung und der Mortalität sind aus Tabelle A-1 ersichtlich.

Tabelle A-1: Übersicht über die relevanten Studien zur Mortalität durch die Luftschadstoffbelastung

Studie	Schadstoff	Referenzintervall [µg/m ³]	RR	unteres Vertrauens- intervall	oberes Vertrauens- intervall
ACS	PM2.5	10	1.06	1.02	1.11
6-cities	PM10	28.3	1.26	1.08	1.47
NLCS	Black Smoke	10	1.32	0.98	1.78

²²¹ Dockery et al. (1993), An association between air pollution and mortality in six U.S. cities

²²² Pope et al. (2002), Lung cancer, cardiopulmonary mortality, and long-term exposure to fine particulate air pollution.

²²³ Hoek et al. (2002), Association between mortality and indicators of traffic-related air pollution in the Netherlands: a cohort study.

In diesen Kohortenstudien wurden jeweils die Mortalitätsraten unterschiedlich exponierter Bevölkerungsgruppen über einen bestimmten Zeitraum verglichen (Cox Proportional Hazard Model'). Das Rate Ratio (RR) beziffert das Verhältnis dieser Raten bezogen auf einen Expositionsunterschied beim gewählten Indikatorschadstoff in Höhe des Referenzintervalls. Das Rate Ratio ist als relatives Risiko interpretierbar und wird als Effektschätzer bezeichnet. Demnach steigt gemäss der ACS-Studie das Sterberisiko um 6% pro Zunahme der durchschnittlichen PM_{2.5}-Exposition um 10 µg/m³. Das 95%-Vertrauensintervall als Mass für die Präzision des Effektschätzers umfasst bei der ACS-Studie den Bereich von 1.02 bis 1.11. In der Sechs-Städte-Studie ergab sich bei einem Anstieg der durchschnittlichen PM₁₀-Belastung um 28.3 µg/m³ eine Risikozunahme um 26%. Das Vertrauensintervall des Effektschätzers reicht von 1.08 bis 1.47.

2. Schritt: Standardisierung des Effektschätzers

Im zweiten Schritt wird der Effektschätzer aus den verschiedenen Studien standardisiert und als eine Risikozunahme pro Anstieg der durchschnittlichen PM₁₀-Exposition um 10 µg/m³ ausgedrückt. Bezieht sich der Effektschätzer in den Studien nicht auf PM₁₀, sondern auf eine andere Schwebstaubfraktion, wird das Referenzintervall gemäss den Umrechnungsfaktoren in Tabelle 4-1 angepasst. Für die Umrechnung von PM_{2.5} nach PM₁₀ wird ein Faktor von 1.32 verwendet. Black Smoke wird als äquivalent mit PM₁₀ betrachtet. Da Cox Proportional Hazard Modelle auf einem exponentiellen Modell beruhen, erfolgt die Umrechnung gemäss folgender Gleichung:

$$RR_{10} = \exp^{(\ln(RR) / \Delta C * 10)}$$

RR₁₀ bezeichnet den Effektschätzer pro Zunahme in der PM₁₀-Konzentration um 10 µg/m³, RR den Effektschätzer aus den Studien und ΔC das Referenzintervall. Die Vertrauensintervalle des Effektschätzers werden in analoger Weise umgerechnet. Damit erhält man standardisierte Effektschätzer, wie sie in Tabelle A-2 ausgewiesen sind.

Tabelle A-2: Standardisierte Effektschätzer bezogen auf eine durchschnittliche Zunahme der PM₁₀-Konzentration um 10 µg/m³.

Studie	RR ₁₀	unt. 95%-CI	ob. 95%-CI
ACS	1.045	1.015	1.081
6-cities	1.091	1.034	1.149
NLCS	1.320	0.980	1.780

3. Schritt: Bestimmung des mittleren Effektschätzers

Die Bestimmung des mittleren (gepoolten) Effektschätzers aus mehreren Studien erfolgt mittels metaanalytischer Techniken. Der erste Schritt bei der Meta-Analyse besteht darin, mit

einem Test zu prüfen, ob zwischen den Studienergebnissen Homogenität oder Heterogenität vorliegt.²²⁴ Abhängig vom Ergebnis dieses Tests erfolgt die Berechnung des mittleren Effektschätzers mit verschiedenen Methoden.

Homogenität bedeutet, dass sich die Ergebnisse der Studien nicht signifikant unterscheiden. Dann geht man davon aus, dass es einen „wahren“ Effektschätzer gibt, der von allen Studien mehr oder weniger genau geschätzt wurde, und Abweichungen zwischen den Studienergebnissen werden als zufällig betrachtet. In diesem Fall kommt zur Berechnung des mittleren Effektschätzers das Modell mit festen Effekten („fixed effect model“) zur Anwendung. Um zu erreichen, dass grosse Studien den mittleren Effektschätzer stärker beeinflussen als kleine Untersuchungen, werden die Studien dabei mit der inversen Varianz ihres Effektschätzers gewichtet. Als Mass für die Präzision einer Studie ist die Varianz proportional zum Quadrat des Vertrauensintervalls des Effektschätzers. Die Grösse des Vertrauensintervalls wiederum hängt in erster Linie von der Grösse der Studie ab: Je grösser die Studie, desto enger das Vertrauensintervall. Dementsprechend ist auch die Varianz in grossen Studien geringer als in kleinen. Durch die Gewichtung der Studien mit der inversen Varianz wird also gewährleistet, dass die Ergebnisse grosser Studien stärker zum mittleren Effektschätzer beitragen als diejenigen kleiner Untersuchungen.

Weist der Homogenitätstest darauf hin, dass die Studienresultate heterogen sind, wird angenommen, dass sich der „wahre“ Effektschätzer von Studie zu Studie unterscheidet. Denkbar wäre zum Beispiel, dass in Nordamerika ein anderer Zusammenhang zwischen der Schwebstaubbelastung und der Mortalität besteht als in Europa, da sich diese beiden Erdteile in sehr viele Faktoren unterscheiden (z.B. Zusammensetzung des Schwebstaubs, genetische Faktoren). Zur Berechnung des mittleren Effektschätzers wird in diesem Fall neben der Gewichtung mit der inversen Varianz ein weiterer Term für die Heterogenität zwischen den Studien eingeführt. Dieses Vorgehen wird als Modell mit zufälligen Effekten („random effect model“) bezeichnet. Es hat zur Folge, dass sich das Vertrauensintervall des mittleren Effektschätzers vergrössert und die Wahrscheinlichkeit, einen signifikanten Effekt zu finden, abnimmt. Indirekt wird auch der mittlere Effektschätzer selbst beeinflusst, da der zusätzliche Term die Gewichtung der einzelnen Studien leicht verändert. Tendenziell erhalten bei diesem Modell kleinere Studien ein grösseres Gewicht als beim Modell mit festen Effekten.

Im Beispiel der Mortalitätsstudien ergab der Homogenitätstest keine statistisch signifikanten Unterschiede zwischen den drei ausgewählten Studien ($p=0.13$). Daher wurde das Modell mit festen Effekten gewählt. Als mittlerer varianzgewichteter Effektschätzer dieser drei Studien ergab sich für die Gesamtmortalität ein relatives Risiko von 1.059 (95%-KI: 1.031-1.088) pro Anstieg der mittleren PM₁₀ Konzentration um 10 µg/m³ (vgl. Grafik 4-3). Wenn man den mittleren Effektschätzer dieser drei Studien nach dem Modell mit zufälligen Effekten berechnen würde, ergäbe sich ein relatives Risiko von 1.071 und ein 95%-Vertrauensintervall von 1.017 bis 1.127.

²²⁴ DerSimonian et al. (1986), Meta-analysis in clinical trials.

4. Schritt: Bestimmung der Basisprävalenz

Zur Quantifizierung der gesundheitlichen Auswirkungen der Luftschadstoffbelastung muss man neben dem Effektschätzer, der das zusätzliche Risiko beziffert, auch die tatsächliche Häufigkeit des jeweiligen Gesundheitsendpunkts in der Bevölkerung kennen (P_B). Aus diesen beiden Werten lässt sich dann auf die Erkrankungs- bzw. Todesfallhäufigkeit schliessen, die bei einer PM10-Referenzkonzentration von $7.5 \mu\text{g}/\text{m}^3$ zu erwarten wären. Diese Häufigkeit wird auch als Basisprävalenz (P_0) bezeichnet.

Gemäss Angaben des Bundesamts für Statistik²²⁵ waren im Jahr 2000 bei den über 30-jährigen Frauen insgesamt 30'429 Todesfälle zu verzeichnen, bei den Männern 27'553. Für die gesamte Schweizer Bevölkerung ergeben sich daraus 805 Todesfälle pro 100'000 Einwohnern.²²⁶ Die Anzahl an Todesfällen (P_0), die bei einer Referenzkonzentration (C_R) von $7.5 \mu\text{g}/\text{m}^3$ zu erwarten wären, wird aus der beobachteten Anzahl Todesfälle (P_B), dem oben hergeleiteten Risiko der Luftschadstoffbelastung (RR) und der mittleren PM10-Exposition der über 30-Jährigen von $19.21 \mu\text{g}/\text{m}^3$ (C_B) berechnet (alle Häufigkeiten pro 100'000):

$$P_0 = \frac{P_B}{1 + (RR - 1) \cdot (C_B - C_0)/10} = \frac{805}{1 + (1.059 - 1) \cdot (19.21 - 7.5)/10} = 753$$

Der Faktor 10 ergibt sich aus der Tatsache, dass sich der Effektschätzer (RR) auf eine Expositionszunahme von $10 \mu\text{g}/\text{m}^3$ bezieht. Die Grenzen des dazu gehörigen Vertrauensintervalls werden analog berechnet (vgl. auch Grafik 4-1).

5. Schritt: Zuordnung der Fallzahlen zu den Verursachern

Die Anzahl Fälle (F), die auf die gesamte Luftschadstoffbelastung zurückzuführen sind, ergibt sich aus der Differenz zwischen P_B und P_0 , multipliziert mit der gesamten Schweizer Bevölkerung (B):

$$F = (P_B - P_0) \cdot B = \frac{805 - 753}{100'000} \cdot 7'209'042 = 3'746^{227}$$

Analog werden die Vertrauensintervalle berechnet (vgl. auch Tabelle 4-4).

Bei der Zuordnung der Fallzahlen zu den verschiedenen Immissionsverursachern wird der Immissionsbeitrag (I) der entsprechenden Quelle zur Gesamtexposition berücksichtigt. Das ergibt beispielsweise für den Strassenverkehr, der durchschnittlich mit $4.22 \mu\text{g}/\text{m}^3$ zur PM10-Exposition beiträgt, folgende Rechnung:

²²⁵ Bundesamt (2003), Annual Statistics Report for Switzerland (Statistisches Jahrbuch).

²²⁶ Es ist zu beachten, dass diese Grösse sich auf die gesamte Schweizer Bevölkerung bezieht, damit man bei den verschiedenen Krankheitshäufigkeiten, die sich auf verschiedene Altersgruppen beziehen, immer mit der gleichen Grundgesamtheit (=7'209'042) weiterrechnen kann.

²²⁷ Rundungen führen zu einer kleinen Abweichung.

$$F = (P_B - P_0) \cdot B \cdot \frac{I}{C_B - C_0} = \frac{805 - 753}{100'000} \cdot 7'209'042 \cdot \frac{4.22}{19.21 - 7.5} = 1'359^{228}$$

Die obere und die untere Grenze des Vertrauensintervalls werden analog berechnet.

²²⁸ Rundungen führen zu einer kleinen Abweichung.

B Anhang B: Erläuterungen zum Berechnungsverfahren der verlorenen Lebensjahre und Beispielrechnung

Das Prinzip der Berechnung der verlorenen Lebensjahre besteht darin, dass das zusätzliche Sterberisiko durch die Luftschadstoffbelastung in der altersabhängigen Überlebenswahrscheinlichkeit berücksichtigt und mit einem Referenzszenario ohne dieses Risiko verglichen wird. Die Berechnungen werden mit Hilfe von Sterbetafeln durchgeführt.

Beim Referenzszenario wird anhand der aktuellen altersabhängigen Sterberisiken eine Prognose gemacht, wie sich die aktuelle Bevölkerungskohorte in der Zukunft entwickeln wird. Tabelle B-1 zeigt eine Lebensstafel für 68- bis 75-jährige Männer. Die Sterblichkeit im 68. Lebensjahr beträgt derzeit 1.7% (abgeleitet von Fünf-Jahresmittelwerten). Das bedeutet, dass von den 27'863 Personen, die jetzt 68 Jahre alt sind, 27'389 das 69. Lebensjahr erreichen werden. Die Berechnung der weiteren Alterskategorien bzw. Jahre erfolgt analog.

Tabelle B-1: Lebensstafel für 68- bis 75-jährige Männer

Sterbewahrscheinlichkeit	Alter	1.1.2000	Ende 2000	Ende 2001	Ende 2002	Ende 2003	Ende 2004	Ende 2005	Ende 2006
1.70%	68	27863							
1.70%	69	27001	27389						
2.89%	70	25862	26542	26924					
2.89%	71	24411	25113	25774	26144				
2.89%	72	23303	23704	24387	25028	25388			
2.89%	73	22287	22629	23018	23681	24303	24653		
2.89%	74	21465	21642	21974	22352	22995	23600	23939	
4.76%	75	20285	20844	21016	21338	21705	22330	22917	23246

Wenn man den Effektschätzer der Luftschadstoffbelastung kennt, kann man dann berechnen, wie gross die Sterbewahrscheinlichkeit wäre, wenn die PM₁₀-Belastung während eines Jahres um 10 µg/m³ reduziert wäre. Dabei ist zu beachten, dass sich der Effekt der Luftbelastung nicht sofort manifestiert, sondern sich auf 10 Jahre gemäss Tabelle 4-3 verteilt (siehe auch Anhang C). Weiter ist zu berücksichtigen, dass die veränderte Sterbewahrscheinlichkeit nur Todesursachen betrifft, die nicht auf Unfall oder Gewalteinwirkungen zurückzuführen sind. Für die 68- bis 75-jährigen Männer ist in Tabelle B-2 dargestellt, wie sich das Sterberisiko verändert bei einer Abnahme der PM₁₀ Belastung im Jahr 2000 um 10 µg/m³. Es ist ersichtlich (wenn man eine Zeile der Tabelle betrachtet), dass in den ersten beiden Jahren der Effekt auf das Sterberisiko am grössten ist. Danach nähert sich das Sterberisiko wieder dem alten Wert von Tabelle B-1 an, da ja nur eine Schadstoffreduktion während eines Jahres betrachtet wurde.

Tabelle B-2: Sterberisiko bei Abnahme der Luftbelastung um 10 µg/m³

Anteil Unfälle und Gewalt	Alter	1.1.2000	Ende 2000	Ende 2001	Ende 2002	Ende 2003	Ende 2004	Ende 2005	Ende 2006
4.63%	68	1.66352%							
4.27%	69	1.66338%	1.67782%						
4.13%	70	2.83182%	2.85643%	2.87136%					
3.86%	71	2.83164%	2.85632%	2.87129%	2.88038%				
3.74%	72	2.83156%	2.85627%	2.87127%	2.88036%	2.88587%			
3.60%	73	2.83147%	2.85622%	2.87123%	2.88034%	2.88586%	2.88921%		
3.57%	74	2.83145%	2.85621%	2.87122%	2.88033%	2.88586%	2.88921%	2.89124%	
3.56%	75	4.65353%	4.69423%	4.71891%	4.73388%	4.74297%	4.74847%	4.75181%	4.75384%

Mit diesen modifizierten Sterberisiken kann aus der Bevölkerung im Jahr 2000 die zukünftige Bevölkerungsentwicklung prognostiziert werden (siehe Tabelle B-3). Da sich die Sterbewahrscheinlichkeit leicht verkleinert, werden nun 27'399 Personen von den 68-Jährigen das 69. Lebensjahr erreichen (anstatt 27'389).

Tabelle B-3: Lebensstafel für 68- bis 75-Jährige bei einer um 10 µg/m³ geringeren PM10-Belastung

Alter	1.1.2000	Ende 2000	Ende 2001	Ende 2002	Ende 2003	Ende 2004	Ende 2005	Ende 2006
68	27863							
69	27001	27399						
70	25862	26552	26940					
71	24411	25130	25793	26166				
72	23303	23720	24412	25053	25413			
73	22287	22643	23042	23711	24331	24679		
74	21465	21656	21996	22381	23028	23629	23966	
75	20285	20857	21037	21365	21736	22363	22946	23273

Aus der Differenz der beiden Tabellen lassen sich nun die Lebensjahre berechnen, die man gewinnen (bzw. verlieren) würde, wenn die Luftschadstoffbelastung ein Jahr lang um 10 µg/m³ tiefer (oder höher) wäre (siehe Tabelle B-4). In diesem Beispiel wäre die Differenz 645 Lebensjahre.

Tabelle B-4: Differenz der beiden obigen Lebensstafeln

Alter	Ende 2000	Ende 2001	Ende 2002	Ende 2003	Ende 2004	Ende 2005	Ende 2006	
68								
69	10							
70	10	16						
71	16	20	22					
72	15	25	25	25				
73	15	24	30	28	26			
74	14	23	29	33	29	27		
75	14	22	27	31	34	30	27	
Total	94	130	133	116	89	56	27	Gesamtsumme: 645

C Anhang C: Herleitung des zeitlichen Verlaufs der Risikofunktion

Bei einer plötzlichen, permanenten Abnahme der Schwebstaubkonzentration ist davon auszugehen, dass die Mortalitätsrate kontinuierlich abnehmen und sich nach einer gewissen Zeit auf einem niedrigeren Niveau stabilisieren würde. Da der zeitliche Verlauf dieser Risikofunktion nicht aus Kohortenstudien abgeleitet werden kann, wird er anhand der folgenden Herleitung berechnet (vgl. Grafik 4-2).

Es ist plausibel anzunehmen, dass die Abnahme des Sterberisikos bei unmittelbarem Rückgang der Exposition exponentiell erfolgt.²²⁹ Daraus ergibt sich folgende Funktion:

$$R_+(t) = (R_+ - R_0) \cdot e^{-k \cdot t} + 1$$

R_+ bezeichnet das zusätzliche Risiko durch die Luftschadstoffbelastung, R_0 das Basisrisiko (=1) und t die zeitliche Dimension. Mit k wird nun die Abnahme der Risikofunktion ausgedrückt. Je grösser k , desto schneller die zeitliche Abnahme, d.h. desto früher stabilisiert sich das Risiko auf einem neuen Niveau.

In der hier vorliegenden Arbeit wurden zwei Studien herangezogen, um k zu schätzen. Beide Studien untersuchten den Effekt einer plötzlichen, permanenten Abnahme der Luftschadstoffbelastung auf die Mortalität. Eine Studie wurde in Utah zu einem Zeitpunkt durchgeführt, als eine Stahlfabrik während 13 Monaten ausser Betrieb war.²³⁰ Während dieser Zeit war die PM10-Belastung um $15 \mu\text{g}/\text{m}^3$ geringer und die Mortalität um 3.2% reduziert. Linear approximiert ergibt dies eine Abnahme von 2.1% pro Abnahme der PM10-Belastung um $10 \mu\text{g}/\text{m}^3$. Die zweite Studie wurde in Dublin durchgeführt, nachdem die Verfeuerung von Kohle verboten worden war.²³¹ In den drei Jahren nach dem Verbot war die Mortalität um 5.7% niedriger als in den drei Jahren vorher. Die Black-Smoke-Belastung reduzierte sich im Mittel um $35.6 \mu\text{g}/\text{m}^3$. Das entspricht einer Abnahme von 1.6% pro PM10-Reduktion um $10 \mu\text{g}/\text{m}^3$.

Unter der Annahme einer zeitlich exponentiell abnehmenden Wirkungsfunktion kann der Effekt der Luftschadstoffbelastung nach dem Rückgang der Exposition folgendermassen ausgedrückt werden:

$$\Delta\text{SMR} = (R_+ - R_0) \cdot t - \int_0^t (R_+ - R_0) \cdot e^{-kt} dt$$

Dabei bezeichnet ΔSMR die Veränderung der Mortalität und 0 bis t das betrachtete Zeitintervall.

²²⁹ Leksell et al. (2001), Air pollution and mortality: quantification and valuation of years of life lost.

²³⁰ Pope et al. (1992), Daily mortality and PM10 pollution in Utah Valley.

²³¹ Clancy et al. (2002), Effect of air-pollution control on death rates in Dublin, Ireland: an intervention study.

Durch Integration erhält man:

$$\Delta SMR = (R_+ - R_0) \cdot t - \frac{(R_+ - R_0)}{k} + \frac{(R_+ - R_0)}{k} e^{-kt}$$

Diese Gleichung lässt sich iterativ lösen, wenn man die gesamte Auswirkung der Luftschadstoffbelastung kennt ($R_+ - R_0$). Das zusätzliche Risiko durch die Luftschadstoffbelastung (R_+) wird anhand von Kohortenstudien auf 1.059 geschätzt (siehe Kapitel 4.3.2). Da das Basisrisiko (R_0) gleich 1 ist, ergibt sich für die Differenz $R_+ - R_0$ ein Wert von 0.059. Für die Utah-Studie erhält man damit ein k von 0.7 und für die Dublin-Studie ein k von 0.23. Bei der Berechnung der Lebenserwartung wird daher ein mittlerer k -Wert von 0.5 benutzt.

Die Konstante k kann physikalisch in dem Sinn gedeutet werden, dass nach $1/k$ Jahren der Effekt der Luftschadstoffbelastung auf $1/e$ gefallen ist. Der sich daraus ergebende zeitliche Verlauf der Risikofunktion ist in Tabelle 4-3 dargestellt. Es ist ersichtlich, dass 39% der gesamten Wirkungen der Luftbelastung im ersten Jahr auftreten, 24% im zweiten Jahr usw. Bei einem k -Wert von 0.5 ist also in den ersten zwei Jahren mit dem Auftreten von rund 63% der Auswirkungen der Schadstoffbelastung zu rechnen. $RR(t)$ bezeichnet das entsprechende relative Risiko für das jeweilige Jahr unter der Annahme eines gesamten relativen Risikos von 1.059 (siehe Kapitel A.1.1b).

D Anhang D: Vergleich der Bewertungsmethodik mit früheren Studien

In diesem Anhang wird der in der vorliegenden Studie gewählte Bewertungsansatz für die Gesundheitsschäden mit der Methodik in früheren Studien verglichen. In den bisherigen Studien für die Schweiz ist das Vorgehen diesbezüglich uneinheitlich. Nachstehend werden deshalb die einzelnen Studien kurz besprochen und in Tabelle D-1 vergleichend dargestellt und dann mit dem Vorgehen in der vorliegenden Studie verglichen:

- Ecoplan (1996), Monetarisierung der verkehrsbedingten externen Gesundheitskosten
In dieser ersten Studie für die Schweiz wurde der COI-Ansatz verwendet.²³² Alle Kostenbestandteile des COI-Ansatzes (Bruttoproduktionsausfall, medizinische Heilungskosten, Administrativkosten von Personenversicherungen) wurden in dieser Studie berücksichtigt. Zusätzlich wurde für die immateriellen Kosten eine Schätzung an Hand des Hilfsindikators gerichtlich zugesprochene Genugtuungsleistungen vorgenommen.
- Sommer et al. (1999), Health Costs due to Road Traffic-related Air Pollution
In dieser trinationalen Studie (Frankreich, Österreich, Schweiz) wurden für die Schweiz beide Ansätze berechnet.²³³ Der Zahlungsbereitschafts-Ansatz bildet jedoch die Grundlage und wird für alle drei Länder berechnet. Bei Todesfällen wurde nur die Zahlungsbereitschaft verwendet. Bei den Krankheitsfällen wird ebenfalls nur die Zahlungsbereitschaft berücksichtigt und es wird darauf hingewiesen, dass die Zahlungsbereitschaft alle individuell getragenen Kosten umfasst, also auch die materiellen. Allerdings werden wie erwähnt nicht alle materiellen Kosten vom Individuum getragen, sondern ein Teil davon wird durch Versicherungen bzw. die Gesellschaft gedeckt. Die Kosten werden mit diesem Ansatz also unterschätzt, sofern – wie zu vermuten ist – diese Leistungen in der geäußerten Zahlungsbereitschaft nicht enthalten ist.²³⁴

Zusätzlich wurde der COI-Ansatz gewählt, um die Resultate mit früheren schweizerischen Ergebnissen für die Unfallkosten zu vergleichen. Berücksichtigt werden die Bruttoproduktionsausfälle. Bei den Todesfällen (aber nicht bei den Krankheitsfällen) kommen die Genugtuungsleistungen hinzu, bei den Krankheitskosten die medizinischen Behandlungskosten.

- Ecoplan (2002), Unfallkosten im Strassen- und Schienenverkehr der Schweiz 1998
Viele der Kosten, die in der Folge eines Unfalles anfallen, sind ebenfalls Gesundheitskosten. Deshalb können auch Unfallkostenstudien nach den berücksichtigten Kostenbereichen analysiert werden. In der aktuellsten Unfallkostenstudie für die Schweiz wird eine Kombination zwischen dem WTP- und dem COI-Ansatz gewählt.²³⁵ Die Zahlungsbereit-

²³² Ecoplan (1996), Monetarisierung der verkehrsbedingten externen Gesundheitskosten, S. 58-74 und Anhang E.

²³³ Sommer et al. (1999), Health Costs due to Road Traffic-related Air Pollution, S. 22-59.

²³⁴ Sommer et al. (1999), Health Costs due to Road Traffic-related Air Pollution, S. 47.

²³⁵ Ecoplan (2002), Unfallkosten im Strassen- und Schienenverkehr der Schweiz 1998, S. 34.

schaft wird für die immateriellen Kosten verwendet. Es wird davon ausgegangen, dass darin die materiellen Kosten (der Nettoproduktionsausfall, die medizinischen Behandlungskosten und die Administrativkosten der Versicherungen) nicht enthalten sind. Diese Kosten werden deshalb über den COI-Ansatz abgedeckt.

Tabelle D-1: Ansätze und Kostenbestandteile in früheren Studien und im vorliegenden Projekt

	Ecoplan 1996	Sommer et al. 1999		Ecoplan 2002 Unfälle	Suter et al. 2002: Unfälle	Suter et al. 2002: Luftver- schmutzung	Vorliegende Studie	
Ansatz	COI	COI	WTP	WTP + COI	WTP + COI	WTP	WTP (+ COI)	COI
Zahlungsbereitschaft			X	X	X	X	X	
Medizinische Behand- lungskosten	X	X		X	X	X	X	X
Bruttoproduktionsausfall	X	X						X
Nettoproduktionsausfall				X	X	X	X	
Administrativkosten von Personenversicherungen	X			X	X	X		
Genugtuungsleistungen	X	X						X

- Suter et al. (2002), The Pilot Account for Switzerland (UNITE)

Im Rahmen des Projektes UNITE (UNification of accounts and marginal Costs for Transport Efficiency) wurden unter anderem auch die externen Gesundheitskosten, die durch Unfälle und durch die Luftverschmutzung verursacht werden, untersucht. Das Vorgehen ist bei Unfällen und Luftverschmutzung gleich: Neben der Zahlungsbereitschaft werden auch der Nettoproduktionsausfall, die medizinischen Behandlungskosten und Administrativkosten berücksichtigt.²³⁶

- Vorliegende Studie

Die vorliegende Studie folgt mit dem WTP-Ansatz den jüngeren Studien: Die Zahlungsbereitschaft wird ergänzt durch die Nettoproduktionsausfälle sowie die medizinischen Heilungskosten.

Bei der Berechnung über den COI-Ansatz werden die Bruttoproduktionsausfälle, die medizinische Behandlungskosten und die Genugtuungsleistungen berücksichtigt. Die beiden Ansätze unterscheiden sich also dadurch, dass ausgehend vom COI-Ansatz im WTP-Ansatz der Bruttoproduktionsausfall und die Genugtuungsleistungen durch den Nettoproduktionsausfall und die Zahlungsbereitschaft ersetzt werden.

²³⁶ Suter et al. (2002), The Pilote Accounts of Switzerland, S. 20-24 und 98 und Auskunft von Herrn Bickel (Mitautor der Studie) vom 21.10.2003. Neben den Gesundheitskosten werden auch die Kosten der Luftverschmutzung auf Bauten und auf die Landwirtschaft berücksichtigt.

Die Administrativkosten der Versicherungen können in beiden Ansätzen vernachlässigt werden, da gezeigt wurde, dass die Administrativkosten weniger als 0.5% der gesamten Kosten ausmachen.²³⁷

Das gewählte Vorgehen bewirkt, dass die Resultate dieses Projektes mit den Ergebnissen der früheren Studien relativ problemlos verglichen werden können:

- Die Resultate des COI-Ansatzes können direkt mit den früheren COI-Studien von Ecoplan (1996) und Sommer et al. (1999) verglichen werden.
- Der Vergleich der WTP-Ergebnisse mit der früheren WTP-Studie von Sommer et al. (1999) ist dann gegeben, wenn nur die eigentliche Zahlungsbereitschaft betrachtet wird.
- Mit den Resultaten von Suter et al. (2002, Luftverschmutzung) sind die Resultate vergleichbar, weil die Administrativkosten nur sehr gering sind.

²³⁷ Ecoplan (1996), Monetarisierung der verkehrsbedingten externen Gesundheitskosten, S. 71-74. Suter et al. (2002, The Pilote Accounts of Switzerland) weisen die Administrativkosten nicht gesondert aus.

E Anhang E: Berechnung des Wertes eines verlorenen Lebensjahres

In diesem Anhang wird kurz beschrieben, wie der Wert eines verlorenen Lebensjahres (VLYL) aus dem Wert eines frühzeitigen Todesfalles (VOSL) berechnet wird.

Es wird meist die vereinfachende Annahme getroffen, dass der Wert eines verlorenen Lebensjahres unabhängig vom Alter ist (vgl. Abschnitt 5.3.1b)). In den Projekten UNITE und ExternE wird der VLYL aus folgender Formel berechnet:²³⁸

$$\text{VOSL} = \text{VLYL} \sum_{i=a}^T \frac{{}_aP_i}{(1+r)^{i-a}}$$

wobei T = maximale Lebenserwartung (im UNITE-Projekt 100 Jahre, hier 105 Jahre²³⁹)
 a = Alter der Person, deren VOSL berechnet wurde (z.B. 40 Jahre)
 ${}_aP_i$ = bedingte Wahrscheinlichkeit, dass eine Person im Alter a das Alter i erreicht
 r = Diskontrate.

Der VOSL entspricht also der Summe aller abdiskontierten zukünftigen Lebensjahre, wobei berücksichtigt wird, dass die Wahrscheinlichkeit ein weit entferntes Alter zu erreichen immer kleiner wird. Bei der Bewertung wird also der Wert der in der Zukunft verlorenen Lebensjahre abdiskontiert. Die Abdiskontierung spiegelt die Zeitpräferenz (wir wollen Geld lieber heute als morgen).

Häufig wird diese Formel jedoch vereinfacht, indem anstatt mit der bedingten Wahrscheinlichkeit mit der verbleibenden Lebenserwartung L im Alter a gerechnet wird.²⁴⁰

$$\text{VOSL} = \text{VLYL} \sum_{i=a}^L \frac{1}{(1+r)^{i-a}} = \text{VLYL} \frac{1 - 1/(1+r)^L}{1 - 1/(1+r)}$$

Diese Vereinfachung führt jedoch zu weniger präzisen Ergebnissen (für eine 40-jährige Person ergibt sich ein Fehler von ca. 1.5%) und wird deshalb in der vorliegenden Studie nicht verwendet.

In diesem Projekt wird mit einem (realen) **Diskontsatz** von **2%** gerechnet. Dieser Diskontsatz wird in der Schweiz häufig bei der Bewertung staatlicher Projekte verwendet.²⁴¹ Im Rahmen der Sensitivitätsanalysen wird auch ein Diskontsatz von 1% und 3% verwendet.

²³⁸ Nellthorp et al. (2001), Valuation Convention for UNITE, S. 10 und Friedrich und Bickel (2001), Environmental External Costs of Transport, S. 88.

²³⁹ Da es in der Schweiz fast keine Personen über 105 Jahren gibt (wohl aber über 100-Jährige), wurde in der Berechnung der verlorenen Lebensjahre von einem maximalen Alter von 105 ausgegangen.

²⁴⁰ Chanel et al. (2003), Long-term health effects and economic valuation of public policies, S. 22. Eine ähnliche Formel wird auch in Aldy und Viscusi (2003, Age Variation in Workers Value of Statistical Life, S. 23) verwendet.

²⁴¹ Im internationalen Vergleich ist der gewählte Diskontsatz eher klein: Im UNITE-Projekt wird 3% verwendet (Nellthorp et al. 2001, Valuation Convention for UNITE, S. 13), im ExternE-Projekt 0% und 3% (Bickel 2003, Economic Valuation of Health Effects due to Airborne Pollutants in ExternE, S. 4), in der WHO- und Weltbank-Studie

Neben der Abdiskontierung ist jedoch auch zu beachten, dass sich mit der Zeit auch der VLYL ändert. Da der VLYL aufgrund von Zahlungsbereitschaften ermittelt wurde, kann davon ausgegangen werden, dass der VLYL mit dem Reallohnwachstum zunimmt. Dieses Vorgehen wird auch im Projekt UNITE angewendet.²⁴² Wir gehen aufgrund des Wirtschaftswachstums von einem **Reallohnwachstum** von **1% pro Jahr** aus.

Es wird also tatsächlich mit einem um das Reallohnwachstum korrigierten Diskontsatz von 1% gerechnet.²⁴³ Weiter wurde davon ausgegangen, dass das durchschnittliche Alter der betrachteten Person, deren VOSL durch einen Unfall ermittelt wurde, 40 Jahre beträgt – ein sehr ähnlicher Wert wird auch von Müller-Wenk und Hofstetter (2003) verwendet.²⁴⁴ Mit Hilfe der ersten Formel ergibt sich daraus, dass der VOSL durch eine Division durch **34.10** in den VLYL umgerechnet werden kann.²⁴⁵ Würde alternativ ein Diskontsatz von 1% bzw. 3% verwendet (bei gleichbleibendem Reallohnwachstum von 1%, d.h. tatsächlich 0% bzw. 2%), so ergeben sich Werte von 41.98 bzw. 28.26.

Bei einem VOSL von 2.91 Mio. CHF für eine 40-jährige Person (vgl. Tabelle 5-1) ergibt sich folglich ein **VLYL von 85'000 CHF** (bei einem Diskontsatz von 1% bzw. 3% würde man einen VLYL von 69'000 bzw. 103'000 CHF erhalten). Wie in Abschnitt b) in Anhang F beschrieben wird, entspricht die dargestellte Berechnung dem at least Ansatz.

3% (Murray und Lopez 1996, The Global Burden of Disease. Summary, S. 9). Es ist jedoch zu beachten, dass die Schweiz eine sogenannte Zinsinsel ist, in der die Zinsen tiefer sind als im Ausland.

²⁴² Nellthorp et al. (2001), Valuation Convention for UNITE, S. 12.

²⁴³ Präzis mit einem Diskontsatz von 0.99% ($=1.02/1.01 - 1$).

²⁴⁴ Müller-Wenk und Hofstetter (2003), Monetarisierung verkehrslärmbedingter Gesundheitsschäden, S. 73. Die Autoren verwenden die einfachere zweite Formel und eine Restlebenserwartung von 40 Jahren. Ein 40-jähriger Mann hat eine Restlebenserwartung von 39.3 Jahren, eine 40-jährige Frau eine solche von 44.0 Jahren (Daten des BFS erhalten am 26.9.2003).

²⁴⁵ Der Umrechnungsfaktor beträgt für Männer 32.50 und für Frauen 35.73, wobei 34.10 dem gewichteten Durchschnitt dieser beiden Zahlen entspricht.

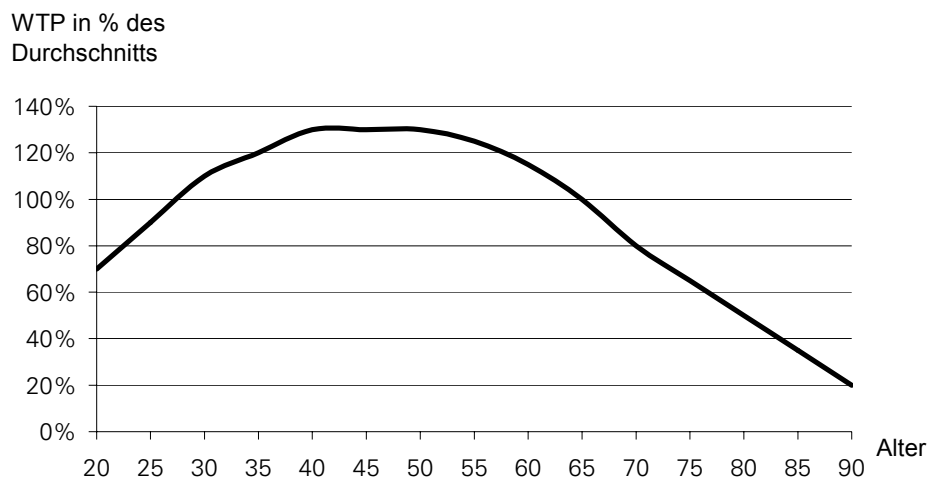
F Anhang F: Anpassung des VOSL und des VLYL an das Alter

In diesem Anhang wird kurz erläutert, wie der VOSL an das Alter angepasst werden muss und warum beim VLYL keine Anpassung an das Alter vorgenommen wird.

a) Anpassung des VOSL an das Alter

Wie in Kapitel 5.3.1b) beschrieben, verändert sich der VOSL mit dem Alter. Ein in einer empirischen Studie gefundener Zusammenhang zwischen dem Alter und dem VOSL wird in der folgenden Grafik dargestellt: Der VOSL steigt zuerst mit dem Alter an und erreicht bei einem Alter von ca. 45 Jahren ein Maximum und sinkt dann stetig ab. Als Durchschnitt oder Basiswert (100%) dient der in Unfallstudien gefundene VOSL. Man geht also davon aus, dass Unfallopfer eine solche Altersverteilung aufweisen, dass der durchschnittliche VOSL der Unfallopfer gerade einen Wert von 100% erreicht.

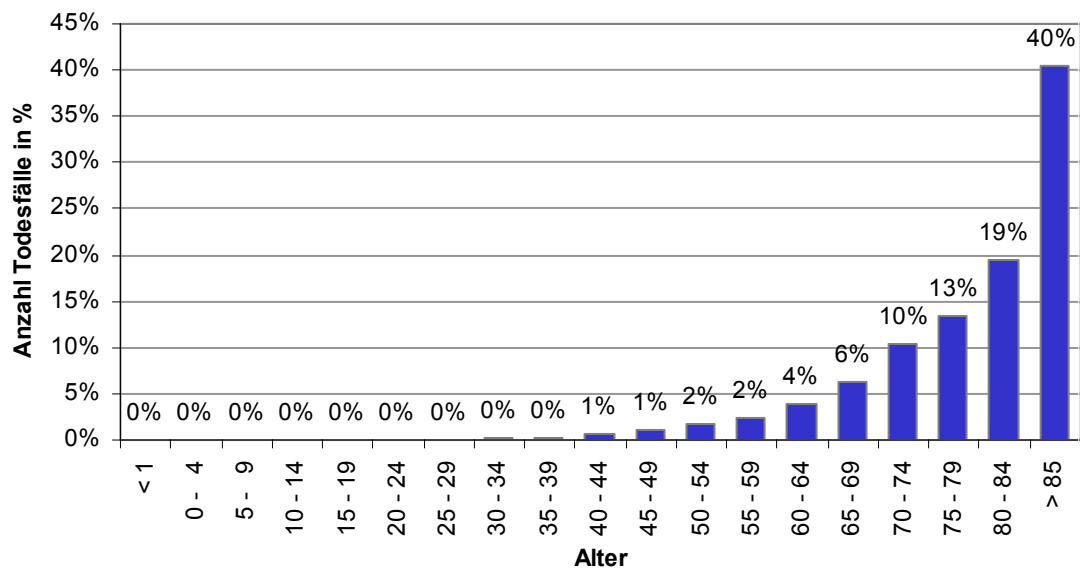
Grafik F-1: Das Verhältnis zwischen dem Alter und dem VOSL



Quelle: Department of Health (1999), Economic Appraisal of the Health Effects of Air Pollution, S. 67 und direkte Informationen von M. Jones-Lee.

Die Opfer der Luftverschmutzung sind jedoch im Durchschnitt deutlich älter. Dies sieht man anhand der Altersstruktur der Todesfälle durch Atemwegs- und Herz- / Kreislauferkrankungen sowie Lungenkrebs (vgl. folgende Grafik, die Luftverschmutzung ist vor allem mit Todesfällen durch diese Krankheiten verbunden): Die grosse Mehrheit der Todesfälle finden erst im Pensionsalter (> 65 Jahre) statt. Bei einem Alter über 65 Jahren erreicht jedoch der VOSL nur noch einen unterdurchschnittlichen Wert (vgl. Grafik F-1).

Grafik F-2: Verteilung der Todesfälle durch Atemwegs- und Herz- / Kreislauferkrankungen sowie Lungenkrebs auf das Alter in der Schweiz



Quelle: Sommer et al. (1999), Health Costs due to Road Traffic-related Air Pollution, S. 32.

Werden nun die Todesfälle aus Grafik F-2 mit der Kurve in Grafik F-1 gewichtet, so ergibt sich daraus der durchschnittliche VOSL pro Todesfall von 59.5%. Werden also die frühzeitigen Todesfälle bewertet, so muss der **VOSL** aus den Unfallstudien **mit dem Faktor 0.595 auf luftverschmutzungsbedingte Todesfälle angepasst** werden.

b) Frühzeitige Todesfälle versus verlorene Lebensjahre

In Kapitel 5.4.2b) wurde gezeigt, dass die Gesundheitskosten der verkehrlichen Luftverschmutzung um 78% von 1'626 auf 2'891 Mio. CHF steigen, wenn anstatt den verlorenen Lebensjahren die frühzeitigen Todesfälle bewertet werden. Dieser grosse Unterschied soll hier kurz erläutert werden.

Bei der Bewertung der verlorenen Lebensjahre wird der VOSL eines 40-Jährigen mit einer verbleibenden Lebenserwartung von 42 Jahren verwendet und auf den VLYL umgerechnet (vgl. Anhang C). Wie die Berechnungen zeigen, gehen pro luftverschmutzungsbedingten frühzeitigen Todesfall 11.1 Lebensjahre verloren. Ein durchschnittlicher frühzeitiger Todesfall wird also mit ca. einem Viertel des VOSL bewertet. Bei der direkten Bewertung der frühzeitigen Todesfälle wird hingegen der VOSL von luftverschmutzungsbedingten Todesfällen aufgrund der oben dargestellten empirischen Ergebnisse nur mit dem Faktor 0.595 angepasst. Deshalb fällt nach der Methode der frühzeitigen Todesfälle die Zahlungsbereitschaft für einen Todesfall etwa doppelt so hoch aus als wenn die verlorenen Lebensjahre bewertet werden.

Diese Erklärung könnte auch dazu verwendet werden, die Berechnung des VLYL zu hinterfragen: In Anhang E wird der VLYL berechnet, indem vom VOSL eines 40-Jährigen ausge-

gangen wird. Grafik F-1 zeigt, dass der VOSL ab einem Alter von 55 Jahren beinahe linear abnimmt – wie es auch nach der Methode der verlorenen Lebensjahre zu erwarten ist. Fast alle luftverschmutzungsbedingten Todesfälle finden in einem Alter über 55 Jahren statt (vgl. Grafik F-2). Um also die lineare Abnahme des VOSL in Grafik F-1 mit dem VLYL-Ansatz abbilden zu können, müsste von einem VOSL eines 40-Jährigen von 170% des durchschnittlichen VOSL ausgegangen werden (Verlängerung des linearen Zusammenhangs zwischen Alter 55 und Alter 90 in Grafik F-1 auf das Alter 40). In der vorliegenden Studie berechnen wir den VLYL jedoch wie in Anhang E beschrieben (d.h. wir gehen von 100% des VOSL und nicht von 170% des VOSL aus). Damit folgen wir der bisherigen Literatur (vgl. Anhang E). Ausserdem kann dies – was auf den ersten Blick nicht ersichtlich ist – wiederum als at least Annahme bezeichnet werden.

Würde jedoch 170% des VOSL verwendet, so ergäben sich durch den Gesamtverkehr Kosten nach dem angepassten Ansatz der verlorenen Lebensjahre von 2'499 Mio. CHF. Damit ist ein Grossteil der Differenz zwischen den Ergebnissen des Ansatzes der verlorenen Lebensjahre und der frühzeitigen Todesfälle erklärt. Mit dieser Anpassung wird beim VLYL-Ansatz pro Todesfall aber immer noch ein kleinerer Anteil des VOSL berücksichtigt als 0.595. Die Tatsache, dass jemand vorzeitig stirbt, wird also mit dem Ansatz der frühzeitigen Todesfälle stärker gewichtet (unabhängig davon, wie viele Lebensjahre verloren gehen).

c) Keine Altersgewichtung der verlorenen Lebensjahre

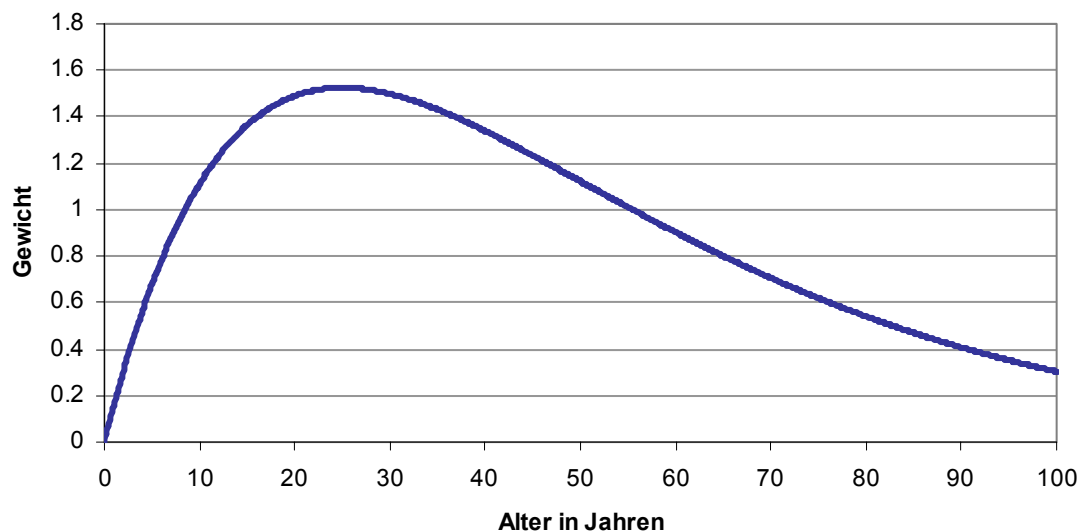
Meist wird davon ausgegangen, dass der Wert eines verlorenen Lebensjahres unabhängig vom Alter ist. Manchmal werden jedoch auch die verlorenen Lebensjahre nach dem Alter gewichtet wie z.B. in einer gross angelegten Studie der WHO und der Weltbank über „The Global Burden of Disease“²⁴⁶, in der DALYs²⁴⁷ berechnet werden. Wie die folgende Grafik zeigt, steigt das Gewicht – das von der WHO- und Weltbank-Studie verwendet wird – von Null bei Geburt schnell an und sinkt nach einem Maximum bei einem Alter von 25 Jahren wieder ab.²⁴⁸ Die Funktion in der WHO- und Weltbank-Studie wurde für die Welt als ganzes entworfen – unter Einbezug der Entwicklungsländer. In den Entwicklungsländern sind die Verhältnisse jedoch z.T. deutlich anders als in den Industrieländern (z.B. durchschnittliche Schuldauer), so dass eine direkte Übertragung der Ergebnisse auf die Schweiz nicht korrekt wäre. Für eine entsprechende Anpassung auf schweizerische Verhältnisse fehlen uns die erforderlichen Datengrundlagen.

²⁴⁶ Murray und Lopez (1996), The Global Burden of Disease. Summary.

²⁴⁷ Ein DALY (disability adjusted life years) entspricht einem verlorenen Lebensjahr in bester Gesundheit.

²⁴⁸ Es wird jedoch nicht erklärt, warum bei der dargestellten Funktion bereits Kinder mit 9 Jahren ein überdurchschnittliches Gewicht (Gewicht > 1) erhalten oder warum der Wert bei Geburt Null ist. Beides scheint unplausibel.

Grafik F-3: Relativer Wert eines Lebensjahres in unterschiedlichem Alter gemäss der WHO- und Weltbank-Studie



Ausserdem muss bei der Altersgewichtung kritisch hinterfragt werden, wie der Wert eines zusätzlichen Lebensjahres mittels Umfragen bestimmt werden kann ohne dass die Befragten implizit die mit dem Alter fallende Lebenserwartung als Gewichtung verwenden. Es bleibt also unklar, ob eine Altersgewichtung der Lebensjahre – zumindest bei älteren Personen, die in der vorliegenden Studie besonders von Bedeutung sind – nicht zu einer Doppelzählung der sinkenden Lebenserwartung führen würde.²⁴⁹

So wird im EU-Projekt ExternE die Meinung vertreten, dass die Grundlagen für eine Anpassung des VLYL an das Alter nicht ausreichen.²⁵⁰ Auch Chanel et al. (2003)²⁵¹ wählen aus ethischen und technischen Gründen keine Altersgewichtung. Die Altersgewichtung des VLYL ist also in der internationalen Diskussion noch immer sehr umstritten. Deshalb wird in dieser Studie **auf eine Altersgewichtung der verlorenen Lebensjahre verzichtet**.

²⁴⁹ Hofstetter (1998), Perspectives in Life Cycle Impact Assessment, S. 157.

²⁵⁰ Friedrich und Bickel (2001), Environmental External Costs of Transport, S. 91.

²⁵¹ Chanel et al. (2003), Long-term health effects and economic valuation of public policies, S. 17.

G Anhang G: Aufteilung nach Fahrzeugkategorien

Aufteilung der Immissionen nach Fahrzeugkategorien

In diesem Anhang werden die Gesundheitskosten innerhalb der beiden Verkehrsarten Personen- und Güterverkehr weiter aufgeteilt nach folgenden Fahrzeugkategorien:

- **Personenverkehr:** Personenwagen (PW), Linienbusse ÖV (Bus)²⁵², Privatscars (Car), motorisierte Zweiräder (MZ)²⁵³
- **Güterverkehr:** Lieferwagen (Li), schwere Nutzfahrzeuge (SNF)

In der Immissionsmodellierung ist die Aufteilung nach den Fahrzeugkategorien nicht implementiert, sondern nur die Aufteilung in Personen- und Güterverkehr. Um trotzdem zu einer Abschätzung der Anteile zu gelangen, werden die Immissionsanteile gemäss den Emissionsanteilen geschätzt. Die Emissionsanteile der PM10-Emissionen nach Fahrzeugkategorien werden in der folgenden Tabelle und Grafik dargestellt. Im Personenverkehr sind die Personenwagen für beinahe 90% der Gesundheitskosten verantwortlich. Im Güterverkehr verursachen die schweren Nutzfahrzeuge beinahe 70% der Kosten.

Tabelle G-1: Aufteilung auf Fahrzeugkategorien

Verkehrsarten	Fahrzeugkategorien	PM10-Emissionsanteile Prozent	PM10-Immissionsanteile µg/m ³
Personenverkehr	Personenwagen	88.9 %	2.141
	Linienbusse ÖV	5.8 %	0.140
	Privatscars	1.8 %	0.043
	Motorisierte Zweiräder	3.4 %	0.083
	Summe Personenverkehr	100.0 %	2.407
Güterverkehr	Lieferwagen	31.1 %	0.563
	Schwere Nutzfahrzeuge	68.9 %	1.249
	Summe Güterverkehr	100.0 %	1.812

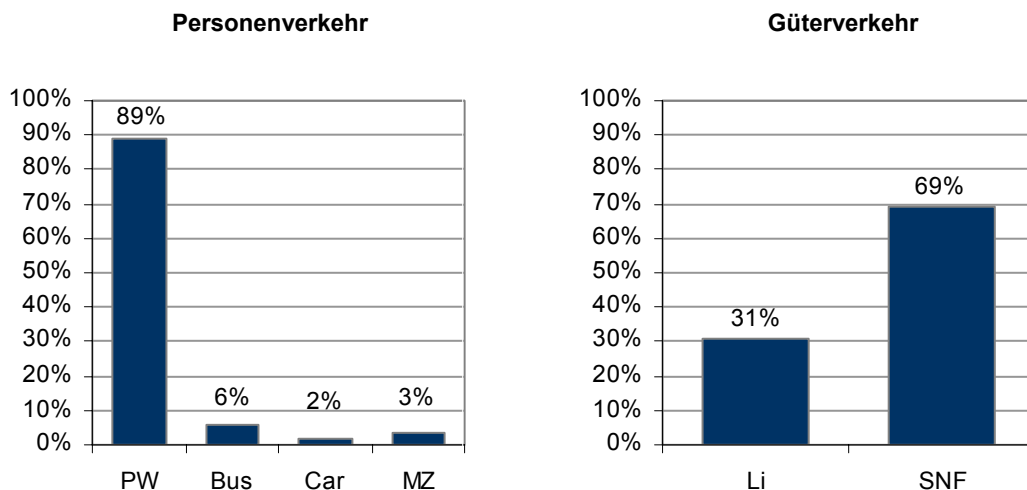
Die Aufteilung der Gesundheitskosten nach Fahrzeugkategorien sollte entsprechend der in dieser Forschungsarbeit eingesetzten Methodik über die PM10-Immissionsanteile erfolgen. Die dazu nötige Differenzierung nach Fahrzeugkategorien ist im Immissionsmodell aber nicht implementiert. Zwar steht einer Erweiterung bei den schweizerischen PM10-Emissionen

²⁵² Darin sind auch die Busse der Automobilunternehmen (Postautos und Busse der konzessionierten Automobilunternehmen) enthalten, nicht jedoch die Trolleybusse und die Trambahnen.

²⁵³ Eine weitere Aufteilung in Motorräder und Mofas ist nur mit grösserem Aufwand möglich.

nichts im Weg, jedoch liesse sich die Erweiterung bei den ausländischen PM10-Emissionen und erst recht bei den sekundären Immissionsbeiträgen nur approximativ durchführen. Zudem wäre sie sehr aufwendig und würde den Budgetrahmen des Forschungsprojekts bei weitem übersteigen.

Grafik G-1: Aufteilung auf Fahrzeugkategorien



PW = Personenwagen, Bus = Linienbusse ÖV, Car = Privatscars, MZ = motorisierte Zweiräder, Li = Lieferwagen, SNF = schwere Nutzfahrzeuge.

Deshalb muss eine einfachere Lösung gewählt werden. Die Approximation mit den Emissionsanteilen ist naheliegend und wenig aufwendig. Allerdings erzeugt sie gewisse Verzerrungen im Resultat, deren Ausmass sich mit den verfügbaren Daten nicht quantifizieren lassen:

1. Sekundäre PM10-Immissionen: Wird der PM10-Emissionsschlüssel auf die PM10-Immissionen angewendet, so trifft er für die primären PM10-Immissionen zwar noch relativ zuverlässig zu, bei den sekundären PM10-Immissionen ist er jedoch weniger gut: Die PM10-Emissionsanteile weichen von den Emissionsanteilen der Vorläufersubstanzen ab. Zwar wird mit der Aufteilung in Personen- und Güterverkehr immerhin schon eine gewisse Annäherung an die "richtige" Aufteilung durchgeführt. Innerhalb des Personenverkehrs müssten aber alle Vorläufersubstanzen (NO₂, SO₂, NH₃, VOC) nach spezifischen Schlüsseln für Personenwagen, Linienbusse ÖV, Privatscars und motorisierte Zweiräder bzw. Lieferwagen und schwere Nutzfahrzeuge aufgeteilt werden, nicht mit dem Schlüssel für PM10.
2. Fehler in der Aufteilung aller sekundären Immissionen aus ausländischen Quellen: Das selbe Problem stellt sich noch verstärkt mit den importierten Sekundärmissionen, weil diese ca. doppelt so hoch sind wie die schweizerischen Sekundärmissionen.
3. Fehler in der räumlichen Aufteilung: Eine Aufteilung nach festem Schlüssel bedeutet, dass in jeder Gitterzelle der Schweiz derselbe Schlüssel verwendet wird. Dabei wird unterstellt, dass die Emissionen und die Immissionen der Fahrzeugkategorien Personenwagen, Li-

nienbusse ÖV, Privatscars und motorisierte Zweiräder dasselbe räumliche Muster haben. Dies ist natürlich nicht der Fall, teilweise sind diese Muster gerade komplementär (Linienbusse, Reisebusse). Eine ähnliche Verzerrung geschieht auch im Güterverkehr, bei dem das gleiche räumliche Muster für Lieferwagen und schwere Nutzfahrzeuge vorausgesetzt werden.

Wie gross die Fehler in der mittleren PM10-Immissionskonzentration durch diese Verzerrungen sind, kann nicht ohne „echte“²⁵⁴ Modellierung gesagt werden. Immerhin zeigt ein analoges Beispiel, dass es sich um Fehler in der Grössenordnung von 10 % bis 20 % handeln könnte: Die Aufteilung nach Personen- und Güterverkehr wurde methodisch korrekt modelliert, deren Ergebnis liegt vor. Man kann sie aber auch mit den PM10-Emissionsanteilen schätzen und mit dem korrekten Resultat vergleichen:

- PM10-Immissionsanteile (echte Aufteilung)
 Personenverkehr : Güterverkehr = $2.41 \mu\text{g}/\text{m}^3 : 1.81 \mu\text{g}/\text{m}^3 = 1.33$
 Anteile am Total (100%): Personenverkehr 57 %, Güterverkehr 43 %
- PM10-Emissionsanteile (Aufteilung geschätzt mit PM10-Emissionsschlüssel)
 Personenverkehr : Güterverkehr = $2'950 \text{ t/a} : 1530 \text{ t/a} = 1.93$
 Anteile am Total (100%): Personenverkehr 66 %, Güterverkehr 34 %
 übertragen auf Immission: Personenverk. : Güterverk. = $2.78 \mu\text{g}/\text{m}^3 : 1.44 \mu\text{g}/\text{m}^3 (= 1.93)$

Bedeutung: Wäre die Aufteilung der PM10-Immissionen nach PM10-Emissionsanteilen durchgeführt worden, hätte man den Anteil des Personenverkehrs um 15 % überschätzt ($2.78 \mu\text{g}/\text{m}^3 : 2.41 \mu\text{g}/\text{m}^3 = 1.15$) und den Anteil des Güterverkehrs um 20 % unterschätzt ($1.44 \mu\text{g}/\text{m}^3 : 1.81 \mu\text{g}/\text{m}^3 = 0.80$).

Aufteilung der Gesundheitskosten nach Fahrzeugkategorien und Kosten pro Kilometer

Im Folgenden werden die über die Emissionsanteile grob abgeschätzte Aufteilung auf die Fahrzeugkategorien verwendet, um die Kosten auf die einzelnen Fahrzeugkategorien aufzuteilen und daraus Kostensätze pro Kilometer herzuleiten.

Die Kosten schwanken je nach Fahrzeugkategorie zwischen **1.5 Rp/Fzkm** und **25.7 Rp/Fzkm** (vgl. folgende Tabelle und Grafik), wobei erwartungsgemäss Busse, schwere Nutzfahrzeuge und Cars besonders verschmutzend und damit gesundheitskostenintensiv sind. Busse sind mit 25.7 Rp/Fzkm deutlich verschmutzender als Cars mit 15.4 Rp/Fzkm. Der Grund dafür liegt darin, dass öffentliche Busse viel mehr anfahren und abbremsen als Privatscars. Dies führt einerseits dazu, dass mehr Schadstoffe ausgestossen werden und andererseits dazu, dass mehr Aufwirbelung von PM10 stattfindet, da diese vor allem beim Anfahren und Abbremsen auftritt und weniger beim Fahren mit einer konstanten Geschwindigkeit (z.B. Privatcar auf Autobahn).

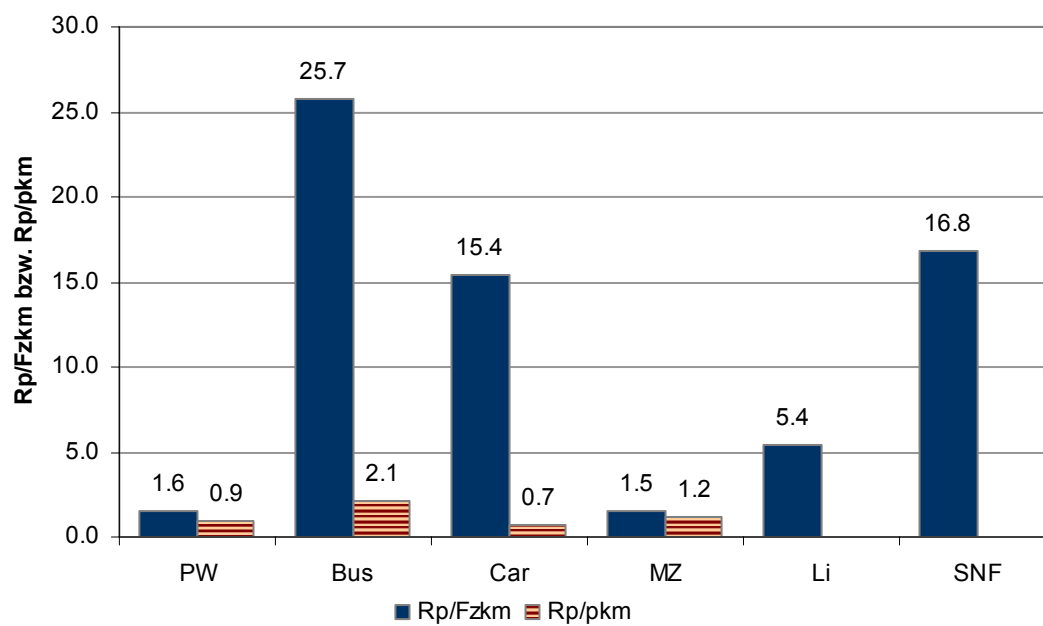
²⁵⁴ Für jede Fahrzeugkategorie wird ein PM10-Emissionskatalog erzeugt

Tabelle G-2: Gesundheitskosten pro Fzkm, pkm und tkm im Strassenverkehr

		Privatverkehr					Güterverkehr			Total
		PW	Bus	Car	MZ	Total	Li	SNF	Total	
Gesundheitskosten	in %	88.9%	5.8%	1.8%	3.4%	100.0%	31.1%	68.9%	100.0%	
	in Mio. CHF	774.5	50.7	15.7	29.8	870.7	203.5	451.3	654.7	1525.4
Mio. Fzkm		49'585	197	102	1'999	51'883	3'792	2'689	6'481	58'364
Gesundheitskosten pro Fzkm	Rp/Fzkm	1.56	25.74	15.36	1.49	1.68	5.37	16.78	10.10	2.61
Mio. pkm		82'319	2'404	2'159	2'440	89'322				
Gesundheitskosten pro pkm	Rp/pkm	0.94	2.11	0.73	1.22	0.97				
Mio. tkm							1'488	20'461	21'949	
Gesundheitskosten pro tkm	Rp/tkm						13.67	2.21	2.98	

Quellen: BFS (2003), Statistisches Jahrbuch der Schweiz 2003, S. 473 – 476, BFS (2002), Leistungen des motorisierten privaten Personenverkehrs auf der Strasse, S. 15, BFS (2004), Nahverkehr - Trambahnen, Trolley- und Autobusse - 1990 - 2001: Betriebsleistungen und BFS (2004), Automobilunternehmungen 1990 - 2001: Betriebs- und Verkehrsleistungen.

Die Kennzahlen pro pkm bzw. pro tkm sind etwas tiefer, weil im Personenverkehr der Besetzungsgrad über 1 Person pro Fahrzeug liegt und weil im Güterverkehr mehrere Tonnen pro Fahrzeug transportiert werden (ausser bei den Lieferwagen). Bei motorisierten Zweirädern ist die Kennzahl pro pkm nur wenig kleiner als die Kennzahl pro Fzkm, da nur relativ selten ein weiterer Fahrgast mitfährt. Bei Autos ist der Unterschied schon grösser und bei Cars und Bussen ist der Unterschied natürlich sehr gross. Der Unterschied zwischen öffentlichen Bussen und Privatscars ist hier noch grösser als bei den Fzkm (Faktor 2.9 statt 1.7), weil die Privatscars einen höheren durchschnittlichen Besetzungsgrad erreichen. Entsprechend sind die Gesundheitskosten im privaten Personenverkehr (PW, Car und MZ) mit 0.94 Rp/pkm deutlich tiefer als im öffentlichen Verkehr (Bus) mit 2.11 Rp/pkm. Es ist aber zu betonen, dass eine zusätzliche Person im öffentlichen Verkehr (Busse) zu keinen zusätzlichen Kosten führt (und sogar die durchschnittlichen Kosten pro pkm reduziert), während zusätzliche Autos oder Motorräder die Kosten erhöhen.

Grafik G-2: Gesundheitskosten in Rappen pro Fzkm bzw. pro pkm im Strassenverkehr

H Anhang H: Herleitung der gerichtlich zugesprochenen Genugtuungsleistungen

In diesem Anhang wird erläutert, wie die immateriellen Kosten an Hand von gerichtlich zugesprochenen Genugtuungsleistungen abgeschätzt werden. Wie bereits in Kapitel 5.2.2 erwähnt unterschätzen die gerichtlich zugesprochenen Genugtuungsleistungen die tatsächlichen immateriellen Kosten deutlich, weil bei der Bestimmung der Höhe der Genugtuung auch der Verschuldungsgrad, die Vermögensverhältnisse und der Reuegrad des Haftpflichtigen eine Rolle spielen.

Um allfällige Missverständnisse zu vermeiden, gilt es zudem zu beachten, dass die Gerichte meist nur bei Unfällen mit schwerverletzten oder getöteten Personen tatsächlich auch Genugtuungsleistungen zusprechen. Es wäre daher falsch davon auszugehen, dass generell bei jedem Unfall solche Leistungen entrichtet würden. Vielmehr dienen die bisher bekannten Urteile als Basis, um daraus im Sinne einer Hilfskonstruktion eine untere Limite der immateriellen Kosten abzuschätzen.²⁵⁵

Aus einer aktuellen Zusammenstellung aller Schweizer Gerichtsurteile aus den Jahren 1990 - 2003²⁵⁶ wurden die Genugtuungsleistungen neu erhoben. Dabei stellte sich heraus, dass die Werte sich im Vergleich zu bisherigen Studien²⁵⁷ nur unwesentlich verändert haben: Es ergeben sich in etwa dieselben Ergebnisse, wie wenn die bisher verwendeten Werte mit der Inflation angepasst worden wären. Dies hat mit der Zusammenstellung der Gerichtsurteile zu tun, welche die Gerichte als Basis verwenden, um neue Urteile zu fällen. Aus dieser Zusammenstellung wurden die in der folgenden Tabelle dargestellten Basiswerte ermittelt, die wie folgt kommentiert werden können:

Tabelle H-1: Gerichtlich zugesprochene Genugtuungsleistungen (in CHF)

	Opfer	Eltern	Ehegatte	Kind
Todesfall	200'000 ¹	60'000 ²	40'000 ³	25'000 ⁴
Hospitalisation	6'623 ⁵			

¹ Hütte und Duksch (2003), Die Genugtuung, S. 0/2003/7, 0/1999/4-5, I/1996/83, VIII/1995-1997/39-40 und VIII/2001/22.

² Hütte und Duksch (2003), Die Genugtuung, S. 0/1999/4 und III/2003/1.

³ Hütte und Duksch (2003), Die Genugtuung, S. 0/1999/4, 0/2003/4 und I/2003/32.

⁴ Hütte und Duksch (2003), Die Genugtuung, S. 0/1999/4, 0/2003/4.

⁵ Ecoplan (1991), Soziale Kosten von Verkehrsunfällen in der Schweiz, S. 90

²⁵⁵ Ob im Einzelfall tatsächlich eine Genugtuungsleistung durch ein Gericht zugesprochen würde ist nicht relevant. Die immateriellen Kosten fallen bei Krankheits- oder Todesfällen in jedem Fall an (sie hängen nicht von der Existenz eines Gerichtsurteils ab).

²⁵⁶ Hütte und Duksch (2003), Die Genugtuung.

²⁵⁷ Ecoplan (1991), Soziale Kosten von Verkehrsunfällen in der Schweiz, S. 90 und Ecoplan (1996), Monetarisierung der verkehrsbedingten externen Gesundheitskosten, S. E-8.

- Die immateriellen Kosten der **betroffenen Person** bei einem Todesfall können mit den Genugtuungsleistungen nicht bestimmt werden, weil der Tote keine Ansprüche vor Gericht mehr geltend machen kann, sondern nur seine Verwandten (siehe unten).²⁵⁸ Für die immateriellen Kosten des Opfers selbst kann deshalb nur eine Schätzung vorgenommen werden, indem die Genugtuungsleistungen für allerschwerste Verletzungen verwendet werden.²⁵⁹ Diese reichen bis zu **200'000 CHF**.
- Bei Todesfällen können jedoch Eltern, Ehegatten und / oder Kinder Genugtuungsansprüche gerichtlich geltend machen (Quellenangaben siehe Tabelle H-1):
 - **Eltern:** Für den Verlust eines Kindes wird ein Wert von durchschnittliche 30'000 CHF angegeben. Für beide Elternteile werden also Genugtuungsleistungen von **60'000 CHF** fällig.
 - **Ehegatten:** Für den Verlust des Ehegatten werden durchschnittlich **40'000 CHF** zugesprochen.
 - **Kind:** Für den Verlust der Eltern werden durchschnittlich **25'000 CHF** zugesprochen.Weil anderen Verwandten nur in Ausnahmefällen eine geringe Genugtuung zugesprochen wird,²⁶⁰ wird auf eine Quantifizierung dieser Effekte wie in den bisherigen Studien verzichtet.
- Für die Genugtuungsleistungen bei Hospitalisierungen konnten keine neuen Daten gefunden werden, so dass der bisher verwendete Kostensatz von 5'000 CHF (1988) mit der Inflation auf das Jahr 2000 angepasst wurde, was einen Wert von 6'600 CHF ergibt.

Wie in früheren Studien wird auf Genugtuungsleistungen für Krankheitsfälle ohne Hospitalisation verzichtet, weil die richterliche Praxis keine Anhaltspunkte zu diesen (eher leichten) Fällen liefert.²⁶¹ Es ist nochmals zu betonen, dass die dargestellten Zahlen nicht von einem vollen Verschulden ausgehen.²⁶² Die dargestellten Kostensätze unterschätzen also die immateriellen Kosten.

Aus den in Tabelle H-1 dargestellten Werten gilt es nun, die Genugtuungsleistung für einen durchschnittlichen, durch die Luftverschmutzung verursachten Todesfall zu ermitteln. Wie in früheren Studien sind bei einem Todesfall neben den immateriellen Kosten des Opfers von 200'000 CHF noch folgende Kosten der Verwandten zu berücksichtigen:²⁶³

- Todesfall eines Kindes (bis 20-jährig): Immaterielle Kosten der Eltern von 60'000 CHF.
- Todesfall eines Elternteiles: Immaterielle Kosten der ledigen Kinder unten 20 Jahren.

²⁵⁸ Schwab und Soguel (1995), *Le prix de la souffrance et du chagrin*, S. 7-8 und Ecoplan (1991), *Soziale Kosten von Verkehrsunfällen in der Schweiz*, S. 89.

²⁵⁹ Ecoplan (1991), *Soziale Kosten von Verkehrsunfällen in der Schweiz*, S. 90.

²⁶⁰ Hütte und Duksch (2003), *Die Genugtuung*, S. I/2003/36-I/1996/37.

²⁶¹ Ecoplan (1996), *Monetarisierung der verkehrsbedingten externen Gesundheitskosten*, S. 68.

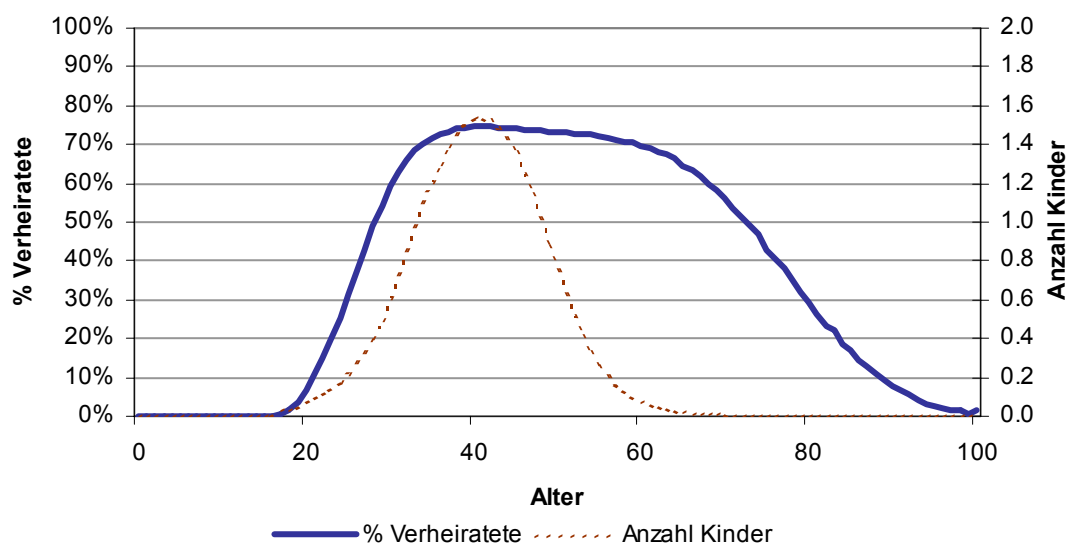
²⁶² Hütte und Duksch (2003), *Die Genugtuung*, S. I/1996/38. Aus den vorhandenen Unterlagen wird jedoch nicht klar, wie die Zahlen angepasst werden müssten.

²⁶³ Vgl. Ecoplan (1991), *Soziale Kosten von Verkehrsunfällen in der Schweiz*, S. 91.

- Todesfall des Ehegatten: Immaterielle Kosten des überlebenden Ehegatten.
- Todesfall einer ledigen, geschiedenen oder verwitweten Person (über 20-jährig): Keine immateriellen Kosten der Verwandten (ausser allfällige Kinder).

Die folgende Grafik zeigt einerseits den Anteil verheirateter Frauen nach Altersklassen (linke Skala), andererseits ist auch angegeben, wie viele ledige Kinder bis 20 Jahren eine Frau in der jeweiligen Altersklasse im Durchschnitt hat (rechte Skala).²⁶⁴

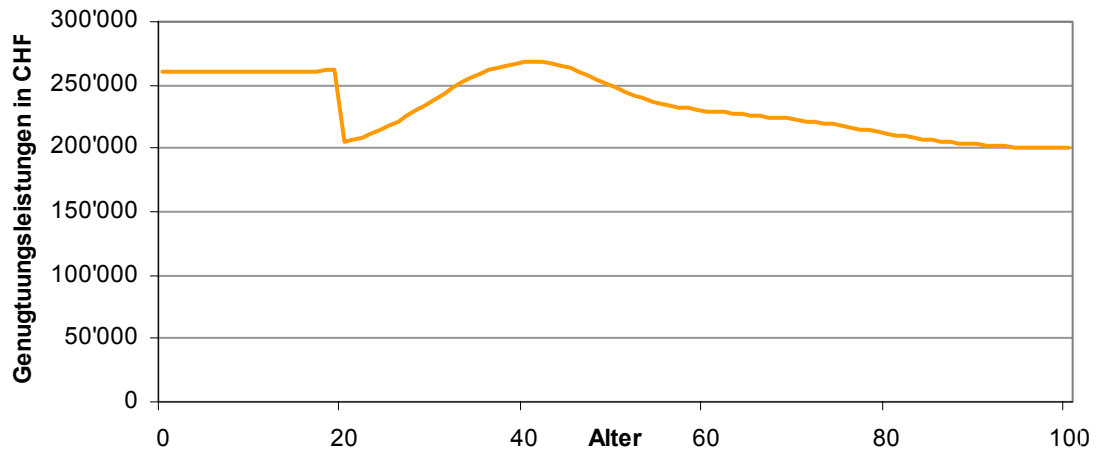
Grafik H-1: Anteil der Verheirateten und Anzahl ledige Kinder unter 20 Jahren nach Altersklassen für Frauen



Quelle: Daten des BFS erhalten am 6.8.2004.

Somit ergeben sich die in der folgenden Grafik dargestellten Genughtungsleistungen nach Alter. Unter dem Alter von 20 Jahren fallen die Genughtungsleistungen an die Eltern ins Gewicht, die ab dem Erreichen des zwanzigsten Altersjahres nicht mehr berücksichtigt werden, so dass bei diesem Alter die Genughtungsleistung stark sinkt. Im restlichen Verlauf der Kurve spiegeln sich die beiden Kurven (hinterlassene Ehepartner und Kinder) aus der Grafik H-1. Die Kurve für die Männer sieht wiederum ähnlich aus.

²⁶⁴ Für die Männer wird auf eine Darstellung der entsprechenden Angaben verzichtet. Die beiden Kurven verlaufen ähnlich wie bei den Frauen.

Grafik H-2: Gerichtlich zugesprochene Genugtuungsleistungen nach Alter (für Frauen)

Als letzter Schritt wird ein durchschnittlicher Wert für einen durch die Luftverschmutzung verursachten Todesfall ermittelt. Dabei ist zu bedenken, dass in unseren Berechnungen nur luftverschmutzungsbedingte Todesfälle bei den über 30-Jährigen und bei den Säuglingen berücksichtigt werden (vgl. Kapitel 4.2.1). Für einen verstorbenen Säugling lassen sich gemäss richterlich zugesprochenen Genugtuungsleistungen immaterielle Kosten von 260'000 CHF pro Fall ableiten. Für die über 30-Jährigen wird ein gewichteter Durchschnitt der Werte in Grafik H-2 gebildet, wobei als Gewicht die Anzahl der luftverschmutzungsbedingten Todesfälle nach Alter verwendet wird, welche aus der Berechnung der verlorenen Lebensjahre hervorgeht (vgl. Anhang B). Dies ergibt bei Frauen immaterielle Kosten von 211'454 CHF und bei Männern von 229'499 CHF (der Kostensatz liegt höher, weil Männer eher jünger sterben und deshalb noch eher verheiratet sind oder gar noch Kinder unter 20 Jahren haben). Der Gesamtdurchschnitt (gewichtet mit der Anzahl der luftverschmutzungsbedingten Todesfälle der Männer bzw. Frauen) beträgt **220'089 CHF**.