

Vereinigung Schweizerischer Verkehrsingenieure SVI 41/96

K o s t e n - W i r k s a m k e i t v o n U m w e l t s c h u t z m a s s n a h m e n i m V e r k e h r

**Efficacité des coûts engagés aux mesures de protection de
l'environnement dans le secteur du trafic**

Projektleiter: Markus Maibach, lic. oec.

Dr. Silvia Banfi, lic. oec.

Christoph Schreyer, dipl. Umweltnat. ETH

Mario Keller, dipl. Ing. ETH

Bettina Baumgartner, dipl. Umweltnat. ETH

Zürich, Dezember 1998

INFRAS

Gerechtigkeitsgasse 20, CH - 8002 Zürich, Tel. ++41 +1 205 95 95, Fax ++41 +1 205 95 99, E-Mail zuerich@infras.ch
Mühlemattstrasse 45, CH - 3007 Bern, Tel. ++41 +31 370 19 19, Fax ++41 +31 370 19 10, E-Mail bern@infras.ch

Mitglieder der Begleitkommission

Blaise Dériaz, Ingénieur-conseil, Genève, Vorsitz

Nikolaus Hilty, BUWAL, Bern

Samuel Hinden, Koordinationsstelle für Umwelt, Bern

Lorenz Raymann, E. Basler & Partner, Zürich

Martin Ruesch, RAPP AG Ingenieure + Planer, Zürich

Beat Sägesser, Ingenieurbüro, Zug

Pierre-François Schmid, Bureau Transportplan, Sion

Roger Siegrist, Bundesamt für Strassen, Bern

Paul Widmer, Ingenieur- und Planungsbüro, Frauenfeld

Prof. Dr. Claude Kaspar, St. Gallen

Frau Rita Seethaler, GS UVEK Dienst GVF, Bern

Vorwort

Die schweizerische Vereinigung für Verkehrsingenieure SVI hat 1996 den Auftrag 'Kosten-Wirksamkeit von Umweltschutzmassnahmen im Verkehr' ausgeschrieben. Zentrales Anliegen der Studie ist es, die ökonomischen Zusammenhänge zwischen Massnahmen, deren Kosten und deren Wirksamkeit systematisch darzustellen und praxisgerecht zu dokumentieren. Um den Bezug sowohl zur Praxis als auch zur Politik sicherstellen zu können, sind die Arbeiten von einer Begleitgruppe laufend kommentiert worden. Die Begleitgruppe setzte sich zusammen aus VertreterInnen des Verkehrsingenieurwesens, der Wissenschaft und der Verwaltung.

Der Bericht versucht, sowohl den praktischen als auch den politischen Anliegen gerecht zu werden. Er ist in drei Teile gegliedert. Der **erste Teil** erläutert die methodischen Aspekte und erarbeitet eine Handlungsanweisung, wie aus praktischer Sicht ein Indikator 'Kosten-Wirksamkeit' ermittelt und kommuniziert werden kann. Der **zweite Teil** setzt diese Methodik anhand ausgewählter Beispiele im Verkehrsbereich um. Die Auswahl der Massnahmen versucht dabei die verschiedenen methodischen Aspekte abzudecken. Um verallgemeinerbare Ergebnisse ableiten zu können, sind die Massnahmen in erster Linie flächendeckend ausgestaltet. Jede Massnahme wird aber auch in Bezug auf den konkreten Einzelfall kommentiert. In einem **dritten Teil** (Anhang) sind die einzelnen Vorgehens- und Berechnungsschritte sowie deren Annahmen transparent dargestellt.

Die Berechnung der Kosten-Wirksamkeit von Umweltschutzmassnahmen im Verkehrsbereich ist ein interdisziplinäres Unterfangen, das insbesondere verkehrstechnisches, naturwissenschaftliches und ökonomisches Fachwissen erfordert. Wir betrachten das als wissenschaftliche Herausforderung. Deshalb soll der Bericht auch die Möglichkeiten und Grenzen dieses Unterfangens aufzeigen und dieses in einen Gesamtrahmen stellen.

Inhaltsübersicht

Zusammenfassung.....	Z-1
Résumé	R-1
Summary	S-1
1. Einleitung.....	1
Teil I: Methodik	5
2. Massnahmen und Wirkungsbereiche: Systemübersicht und Abgrenzungsfragen	7
3. Das Reaktionsmodell.....	17
4. Kosten von Umweltschutzmassnahmen.....	25
5. Wirkung von Umweltschutzmassnahmen	49
6. Kosten-Wirksamkeits-Indikatoren.....	69
7. Zusammenfassung: Eine Handlungsanleitung	79
Teil II: Empirische Beispiele	85
8. Übersicht	87
9. Kosten-Wirksamkeit von technischen Massnahmen.....	89
10. Kosten-Wirksamkeit von verhaltensorientierten Massnahmen	159
11. Massnahmenpakete im städtischen Raum.....	215
12. Vergleich der Ergebnisse und Schlussfolgerungen	227
Anhang	
Anhang 1: Übersicht über Umweltmassnahmen im Verkehrsbereich	A-1
Anhang 2: Berechnungsgrundlagen technische Massnahmen	A-3
Anhang 3: Berechnungsgrundlagen verhaltensorientierte Massnahmen	A-31
Anhang 4: Massnahmenpakete im städtischen Raum	A-67
Glossar	A-69
Literatur	A-71

Inhalt

Zusammenfassung	Z-1
Résumé	R-1
Summary	S-1
1. Einleitung	1
1.1. Worum geht es?	1
1.2. Ziele der Studie und Vorgehen	3
Teil I: Methodik	5
2. Massnahmen und Wirkungsbereiche: Systemübersicht und Abgrenzungsfragen	7
2.1. Massnahmen-Typologie	7
2.1.1. Was sind Umweltmassnahmen im Verkehrsbereich?	7
2.1.2. Massnahmen-Übersicht und Typologie	9
2.1.3. Vier zentrale Massnahmentypen	12
2.2. Abgrenzungsfragen und Vergleichbarkeit der Massnahmen	14
2.2.1. Räumliche Abgrenzung	14
2.2.2. Dosierung der Massnahmen	15
2.2.3. Zeitliche Abgrenzung und Wirkungs-Dynamik	15
2.2.4. Einzelmassnahmen und Massnahmenpakete	16
3. Das Reaktionsmodell	17
3.1. Reaktionen auf technische Massnahmen	17
3.2. Reaktionen auf regulatorische Massnahmen	18
3.3. Reaktionen auf preisliche Massnahmen	20
3.4. Reaktionen auf Infrastruktur- und institutionelle Massnahmen	23
4. Kosten von Umweltschutzmassnahmen	25
4.1. Grundsätzliches zum Kostenbegriff	25
4.2. Bewertungsaspekte	26
4.2.1. Periodisierung der Kosten	26

4.2.2. Ermittlung von Anpassungskosten	30
4.2.3. Kosten von Nebeneffekten	34
4.3. Kosten der einzelnen Massnahmentypen.....	36
4.3.1. Illustrative Übersicht	36
4.3.2. Kosten von technischen Massnahmen.....	37
4.3.3. Kosten von regulatorischen Massnahmen	39
4.3.4. Kosten von preislichen Massnahmen	42
4.3.5. Kosten von Infrastruktur- und institutionellen Massnahmen	43
4.4. Wer trägt die Kosten?	46
5. Wirkung von Umweltschutzmassnahmen.....	49
5.1. Wirkung auf Umweltbereiche	49
5.2. Indikatoren zur Messung der Wirksamkeit	50
5.2.1. Emissionen	51
5.2.2. Immissionen.....	52
5.2.3. Beurteilung.....	53
5.3. Aggregationsmöglichkeiten (Bilanzierung)	54
5.3.1. Bestimmung eines Leitschadstoffes	55
5.3.2. ABC-Methode	56
5.3.3. Umweltbelastungspunkte.....	57
5.3.4. Kritische Volumina	58
5.3.5. Konzept der Qualitätsziel-Relationen (KQR)	59
5.3.6. CML-Methode	60
5.3.7. Eco-indicator 95.....	61
5.3.8. Aggregation anhand von Schattenpreisen	62
5.3.9. Übersicht über die Bewertungsmethoden.....	66
5.3.10. Beurteilung der Aggregationsmethoden.....	67
6. Kosten-Wirksamkeits-Indikatoren	69
6.1. Ziele der Methodik.....	69
6.2. Darstellung der Indikatoren	69
6.3. Umgehen mit Unsicherheiten.....	71
6.4. Einsatz der Indikatoren: Optimierungspfade	72
6.4.1. Ermittlung der Kosten-Wirksamkeit in der Praxis	72
6.4.2. Optimierungspfad für technische Massnahmen	73
6.4.3. Optimierungspfad für verhaltensorientierte Massnahmen.....	74
6.4.4. Gesamtoptimierung.....	77
7. Zusammenfassung: Eine Handlungsanleitung	79
7.1. Übersicht über die einzelnen Schritte.....	79
7.2. Die einzelnen Schritte	80

Teil II: Empirische Beispiele	85
8. Übersicht	87
9. Kosten-Wirksamkeit von technischen Massnahmen.....	89
9.1. Technische Massnahmen Luftreinhaltung	89
9.1.1. EURO-Vorschriften beim PW	89
9.1.2. EURO-Vorschriften beim LKW	98
9.1.3. Luftreinhalte-massnahmen im öffentlichen Strassenverkehr	107
9.2. Lärmschutzmassnahmen im Strassenverkehr.....	120
9.2.1. Charakteristik des Strassenverkehrslärms	122
9.2.2. Beschreibung der Massnahmen	123
9.2.3. Berechnung der Kosten der Massnahmen.....	129
9.2.4. Kosten-Wirksamkeit	135
9.2.5. Sensitivitäten.....	140
9.3. Lärmschutzmassnahmen im Schienenverkehr	143
9.3.1. Charakteristik des Schienenverkehrslärms.....	143
9.3.2. Beschreibung der Massnahmen	143
9.3.3. Kosten der Massnahmen.....	146
9.3.4. Kosten-Wirksamkeit von Lärmschutzmassnahmen im Schie- nenverkehr	151
9.4. Praxis aus Sicht des Verkehrsingenieurs	157
10. Kosten-Wirksamkeit von verhaltensorientierten Massnahmen	159
10.1. Geschwindigkeitsbeschränkungen	159
10.1.1. Definition der Massnahme und Wirkungsmodell	159
10.1.2. Geschwindigkeitsreduktionen auf Autobahnen	164
10.1.3. Geschwindigkeitsreduktionen im Quartier	176
10.2. Treibstoffpreiserhöhungen.....	188
10.3. Freiwillige Massnahmen	199
10.3.1. 'Eco Fahrweise'	199
10.3.2. Mobilitätsmanagement.....	206
10.4. Praxis aus Sicht des Verkehrsingenieurs	211
11. Massnahmenpakete im städtischen Raum.....	215
11.1. Ziele und Massnahmenspektrum	215
11.2. Pilotmässige Resultate für Zürich.....	218
11.3. Praxis aus Sicht des Verkehrsingenieurs	223

12. Vergleich der Ergebnisse und Schlussfolgerungen	227
12.1. Übersicht über die Resultate	227
12.2. Methodische Erkenntnisse	230
12.3. Erkenntnisse aus der Sicht der Praxis	232
12.4. Offene Forschungsfragen	233

Anhang

Anhang 1: Übersicht über Umweltmassnahmen im Verkehrsbereich	A-1
Anhang 2: Berechnungsgrundlagen technische Massnahmen	A-3
1. Technische Massnahmen Luftreinhaltung	A-3
2. Lärmschutzmassnahmen im Strassenverkehr	A-7
2.1 Modell zur Bestimmung der Wirkung von Lärmschutzmass-	
nahmen im Strassenverkehr:	A-7
2.2 Grundlagen für Kostenberechnungen	A-19
3. Lärmschutzmassnahmen im Schienenverkehr	A-28
Anhang 3: Berechnungsgrundlagen verhaltensorientierte Massnahmen	A-31
1. Geschwindigkeitsbeschränkungen auf Autobahnen und	
Quartierstrassen	A-31
2. Treibstoffpreiserhöhung	A-60
Anhang 4: Massnahmenpakete im städtischen Raum	A-67
Glossar	A-69
Literatur	A-71

Zusammenfassung

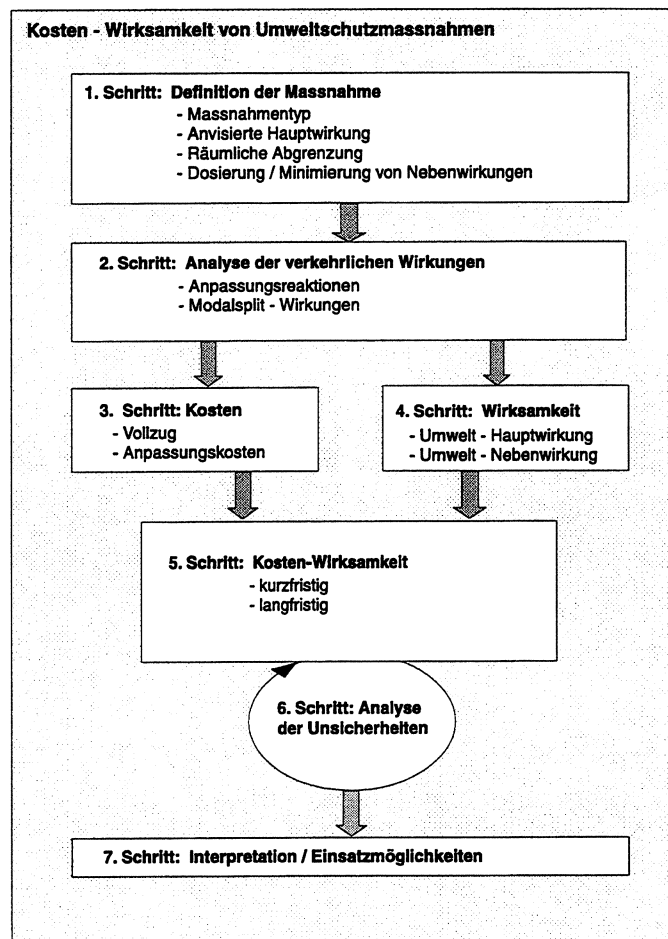
1. Einleitung, Zweck der Studie

Umweltschutz ist nicht gratis. Das Erreichen von Umweltzielen oder das Erfüllen von Umweltschutzaufgaben erfordert deshalb Abklärungen über die Kosten und die Wirksamkeit von verschiedenen möglichen Massnahmen. Aus ökonomischer Sicht ist die Kosten-Wirksamkeit, die erzielbare Wirkung pro eingesetzten Franken, ein sehr wichtiger Beurteilungsindikator. Je grösser die Kosten-Wirksamkeit, desto effizienter ist eine Massnahme, desto sinnvoller ist ihr Einsatz. Gerade im Verkehrsbereich sind Informationen über die Kosten-Wirksamkeit äusserst wichtig, einerseits für die Politik, um einen effizienten Massnahmenmix vorzuschlagen, zum Beispiel für das Erreichen der Reduktionsziele des Luftreinhaltekonzeptes –. Aber auch in der täglichen Praxis sind diese Informationen von grossem Nutzen, um die Verhältnismässigkeit von möglichen Massnahmen (z.B. Lärmschutz, Verkehrsberuhigungsmassnahmen) abzuklären. Die vorliegende SVI-Studie befasst sich mit dieser Problematik und will

1. die methodischen Aspekte der Kosten-Wirksamkeit diskutieren,
2. daraus eine praxisgerechte Handlungsanleitung entwickeln, wie die Kosten-Wirksamkeit zu ermitteln und darzustellen ist,
3. das gewählte Vorgehen anhand von ausgewählten Beispielen (unterschiedliche Massnahmen für verschiedene Umweltbereiche) illustrieren, und
4. daraus Erkenntnisse für eine effiziente Umsetzung von Umweltstrategien im Verkehrsbereich ableiten, sowohl für die Politik als auch für die Praxis des Verkehrsingenieurs.

2. Methodische Schritte

Figur Z-1 zeigt die einzelnen Schritte hin zur Bearbeitung eines Kosten-Wirksamkeits-Indikators.



Figur Z-1: Übersicht: Die einzelnen Schritte zur Ermittlung der Kosten-Wirksamkeit.

a) Definition der Massnahme und verkehrliche Wirkungen

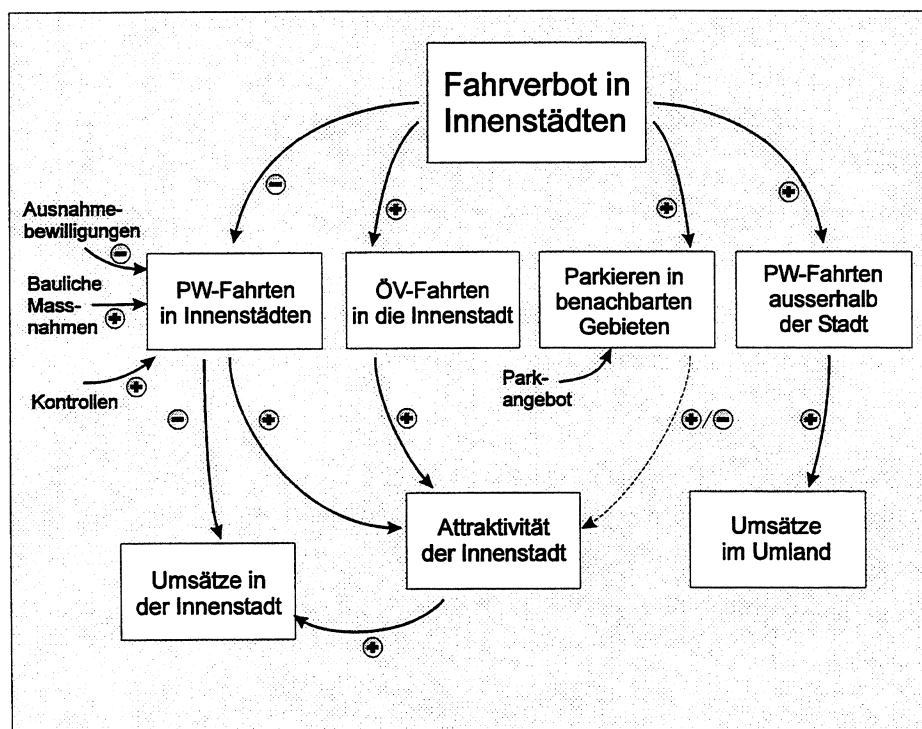
Die Kosten-Wirksamkeit einer Massnahme kann stark variieren, je nachdem wo sie eingesetzt wird und wie sie dosiert ist. Eine zu starke Dosierung kann beispielsweise zu unerwünschten Nebenwirkungen führen und dadurch die Effizienz schmälern. Deshalb ist es wichtig, zu Beginn klare Aussagen zum Vergleichszustand, zur Ausgestaltung und zu den Systemgrenzen einer Massnahme zu machen.

Bei der Ermittlung der Kosten-Wirksamkeit nimmt das Wirkungsmodell eine zentrale Stellung ein. Je nach Art und Typ der Massnahme ist dieses Wirkungsmodell unterschiedlich:

- Bei **technischen Massnahmen** kann direkt eine Verbesserung der Umweltsituation (Emissionen, Immissionen) erzielt werden. Die Wirkung lässt sich ableiten aus Informationen über das technische Potential. Die Kosten ergeben sich in Relation zu einer Referenztechnologie. Sie sind relativ einfach zu ermitteln, wenn es sich

um sogenannte 'End of Pipe'-Technologien handelt (z.B. der Einsatz eines Partikelfilters oder einer Lärmschutzwand). Schwieriger wird das bei Verbesserungen von integrierten Technologien (insbesondere bei der Motorentechnik zur Reduktion von Lärm, Abgasen oder Treibstoffverbrauch).

- Bei **verhaltensorientierten Massnahmen** sind die Verhältnisse etwas komplizierter. Sowohl preisliche Massnahmen, Vorschriften und Gebote als auch Infrastrukturmassnahmen lösen bei den einzelnen VerkehrsteilnehmerInnen Verhaltensreaktionen aus, die zu Anpassungskosten führen. Um die Kosten und die Wirkungen zu ermitteln, sind deshalb möglichst genaue Informationen über das Verkehrsverhalten notwendig (vgl. Figur Z-2). Je nach Massnahme können hier beträchtliche Unsicherheiten bestehen. Je komplexer das Wirkungsmodell, desto grösser ist auch der Aufwand zur Ermittlung der Kosten-Wirksamkeit. Für präzise Aussagen ist oft der Einsatz von Verkehrsmodellen notwendig.



Figur Z-2: Beispiel für eine verhaltensorientierte Massnahme: Wirkungsmodell für ein Fahrverbot in Innenstädten.

b) Ermittlung der Kosten

Der Vergleich von Kosten und Wirkungen erfolgt in der Regel auf **Jahresbasis**. Deshalb ist eine Periodisierung wichtig. Dies gilt insbesondere für die Kostenseite, weil oft

die Ausgaben im Verlaufe der Zeit nicht konstant sind. Vor allem bei technischen Massnahmen fallen Investitionen an, die am einfachsten mit Hilfe von Annuitäten (mittlere Lebensdauer, Zinssatz gemessen an der Rendite für Bundesobligationen) periodisiert werden.

Generell sind nur die durch die Massnahme **zusätzlich ausgelösten Kosten** zu berücksichtigen. Dies kann insbesondere beim Verwaltungsaufwand von Bedeutung sein, wenn zum Beispiel eine zusätzliche Kontrolltätigkeit auch durch bestehendes Personal ausgeführt werden kann. Allfällige **Minderkosten** (z.B. Einsparungen beim Treibstoffverbrauch) sind von diesen Kosten abzuziehen.

Das grösste Problem auf der Kostenseite ist die Ermittlung der **Anpassungskosten**. Grundsätzlich stehen dafür zwei Möglichkeiten zur Verfügung: Wenn die Reaktionen detailliert ermittelt werden könn(t)en, bilden die veränderten Ressourcenströme (höhere Zeitkosten, Umwegfahrten etc.) die Grundlage. Ein solches Vorgehen eignet sich etwa für die Ermittlung der Kosten von einfachen verhaltensorientierten Massnahmen wie Temporeduktionen. Sobald aber komplexe Anpassungsreaktionen zu erwarten sind (z.B. Verringerung der Fahrten, Umsteigeeffekte), sind die Ressourcenströme äusserst schwierig zu ermitteln. In einem solchen Fall ist eine aggregierte Bewertungsweise der Anpassungskosten einfacher. Sie basiert auf dem ökonomischen Konzept der Nutzenverluste und drückt sich aus als sogenannter Verlust der Konsumentenrente. Eine Massnahme wird interpretiert als Erhöhung der Verkehrskosten. Bei preislichen Massnahmen ist dies direkt möglich. Die Kostenerhöhung löst bei den VerkehrsteilnehmerInnen einen Rückgang der Nachfrage aus, der sich in der Regel mit Hilfe von Preiselastizitäten bestimmen lässt. Der Nachfragerückgang führt zu einem Nutzenverlust, der die Anpassungskosten widerspiegelt. Er drückt sich aus als Produkt des Nachfragerückgangs und der Preiserhöhung.¹ Da man aber in der Regel davon ausgehen kann, dass nicht alle VerkehrsteilnehmerInnen im selben Ausmass auf die Kostenveränderung reagieren², entspricht der gesamte Nutzenverlust der Hälfte dieses Produkts und lässt sich durch folgende Formel ausdrücken:

$$0,5 * [(\text{Verkehr}_{\text{alt}} \text{ minus } \text{Verkehr}_{\text{neu}}) * (\text{Preis}_{\text{alt}} \text{ minus } \text{Preis}_{\text{neu}})]$$

1 Der verbleibende Verkehr bezahlt zwar einen höheren Preis, nimmt diesen aber in Kauf. Der Nutzen der Verkehrs ist deshalb höher als die zusätzlichen Kosten. Dies ist (netto betrachtet) kein Nutzenverlust, sondern ein Transfer, da Ressourcen verschoben werden (z.B. in Form von Abgaben von den VerkehrsbenutzerInnen zu Staatseinnahmen) die anderweitig eingesetzt werden können.

2 Unterstellt wird eine linear abnehmende Nachfragekurve.

Die Kosten verteilen sich in der Regel unterschiedlich auf die verschiedenen Akteure. Eine Umweltschutzmassnahme in der Innenstadt (vgl. Figur Z-2) beispielsweise kann einen negativen Einfluss auf die Umsätze in der Innenstadt haben, umgekehrt aber an anderen Orten zu Umsatzsteigerungen führen. Netto ergeben sich dadurch unter Umständen keine Kosten. Die Verteilungswirkungen sind aber signifikant und können auch Akzeptanzprobleme auslösen. Deshalb empfiehlt sich bei solchen Massnahmen eine Darstellung der Kosten nach Akteurgruppen.

c) Aggregation der Umweltwirkungen

Das Wirkungsspektrum von Umweltschutzmassnahmen im Verkehrsbereich ist höchst unterschiedlich. Nur schon der Vergleich einer Lärmschutzwand und eines Lärmschutzfensters kann zu Problemen führen, wenn neben der Hauptwirkung (Lärm) auch die möglichen Nebenwirkungen berücksichtigt werden sollen (Trennwirkungen oder Beeinträchtigung von Natur und Landschaft bei Lärmschutzwänden, fehlender Lärmschutz bei offenem (Lärmschutz-)Fenster). Tempo 30 im Quartier oder preisliche Massnahmen wie eine Abgabe auf Treibstoffen haben ein relativ breites Wirkungsspektrum und erhöhen unter anderem auch die Sicherheit im Verkehr. Die Beurteilung der Kosten-Wirksamkeit muss diesen möglichen Synergien (oder auch Konflikten) von Massnahmen Rechnung tragen. Für die Aggregation stehen verschiedene Möglichkeiten zur Verfügung:

- Der Bezug der Kosten zu einer einzigen Umweltbelastung (Leitschadstoff) steht dann im Vordergrund, wenn die Wirkung einer Massnahme sehr homogen ist. Dies ist sinnvoll bei punktuellen technischen Massnahmen (z.B. Partikelfilter) oder bei fahrzeugbezogenen Lärmschutzmassnahmen.
- Eine Aggregation der Umweltbelastungen mit Hilfe einer Ökobilanz-Methode (z.B. Umweltpunkte) empfiehlt sich dann, wenn eine Massnahme in erster Linie emissionsseitige Verbesserungen zeitigt (z.B. verschiedene Luftschadstoffe und CO₂-Emissionen). Die verschiedenen Umweltverbesserungen lassen sich so in Ökopunkte-Einheiten ausdrücken.
- Falls eine Massnahme ein sehr breites Wirkungsprofil aufweist (z.B. Luft, Lärm, Sicherheit) ist eine Aggregation mit Schattenpreisen (Kosten der Umweltschäden) möglich. Die einzelnen Umweltbelastungen lassen sich hier in monetären Einheiten ausdrücken.

Generell weisen die verschiedenen Aggregationsmethoden grosse Unsicherheiten auf, In jedem Fall sollten deshalb auch die einzelnen Wirkungen gesondert dargestellt werden.

d) Kosten-Wirksamkeits-Indikator

Der Indikator fasst die einzelnen Teilberechnungen zusammen und lässt sich dreistufig darstellen:

**Kosten-Wirksamkeits-Indikator =
Einsparung Umweltbelastung pro Franken**

1. Darstellung der Kosten
 - direkte Kosten
 - Anpassungskosten
(evtl. Aufteilung nach Akteuren)
2. Darstellung der Wirkungen
 - Hauptbelastung (Leitschadstoff)
 - weitere Belastungen (quantitativ, qualitativ)
 - evtl. Aggregation
 - weitere Nebenwirkungen
3. Kosten-Wirksamkeits-Indikator
(disaggregiert, evtl. ergänzend aggregiert)

Um die Kosten-Wirksamkeit von Massnahmen beurteilen zu können, ist der Vergleich mit Referenzmassnahmen sinnvoll. Diese können je nach Umweltbereich und Anwendung sehr unterschiedlich sein. Denkbar sind Massnahmen aus anderen Bereichen (z.B. Gebäudebereich, einfache technische Massnahmen im Verkehrsbereich, netzweite Massnahmen als Referenz für lokale Massnahmen).

Weil die verschiedenen Berechnungsschritte grosse Unsicherheiten mit sich bringen, ist eine systematische Analyse mittels Sensitivitätsanalysen von grosser Bedeutung, um mögliche Fehlinterpretationen zu vermeiden.

3. Empirische Beispiele

Um die vorgeschlagene Methodik zu testen, sind für verschiedene Massnahmen konkrete Beispiele untersucht worden. Die Beispiele dienen einerseits dem Praktiker als Illustration (Berechnungsschritte, Annahmen, Resultate), andererseits können die Anwendungsmöglichkeiten und Einsatzformen aufgezeigt werden. Schliesslich dienen

die Berechnungen auch als Referenz für die Einschätzung von verschiedenen Massnahmen im Rahmen einer umweltorientierten Verkehrspolitik.

a) Technische Massnahmen Luftreinhaltung

Berechnungen zur Kosten-Wirksamkeit von Massnahmen sind vor allem auf EU-Ebene durchgeführt worden, als Grundlage für die Festlegung der EURO-Abgasnormen.³ Diverse Studien haben dazu die Kosten und Wirkungen (vor allem Franken pro Tonne NO_x) für einzelne motorentechnische Massnahmen untersucht. Damit konnten die EURO-Normen auch aus ökonomischer Sicht legitimiert werden. Weil sich das Wirkungsspektrum im wesentlichen auf die Luftschadstoffemissionen beschränkt, ist die Interpretation eines Kosten-Wirksamkeits-Indikators relativ problemlos. Die Wirkungen lassen sich auch mit Hilfe von Umweltbelastungspunkten einfach aggregieren. Oft sind aber Aussagen über die Kosten unsicher. In der Regel werden sie überschätzt, da die andauernde technische Entwicklung und der Wettbewerb in der Motorenindustrie dafür sorgt, dass die Preise für moderne umweltschonende Technologien laufend sinken. In der Praxis dient die Kosten-Wirksamkeit dieser Massnahmen als Referenz für die Effizienz von weiteren – eher punktuell ausgerichteten – Massnahmen.

b) Technische Massnahmen im Lärmbereich

Im Gegensatz zu den technischen Massnahmen im Bereich Luftreinhaltung stehen im Lärmbereich konkrete räumliche Optimierungen im Vordergrund. Interessant ist die Kosten-Wirksamkeit vor allem bei der Optimierung von Lärmschutzmassnahmen an der Quelle (Fahrzeug) und infrastrukturbezogenen Lärmschutzmassnahmen (z.B. Lärmschutzwände). Vor allem die SBB haben diesbezüglich vertiefte Untersuchungen angestellt, um die Kostenfolgen der Massnahmen zur Einhaltung der Lärmschutzvorschriften abschätzen zu können. Am besten eignet sich der Vergleich der Kostenfolgen in Bezug auf das Potential (Anzahl geschützte Personen) anhand verschiedener Massnahmenszenarien.

c) Geschwindigkeitsbeschränkungen

Geschwindigkeitsmassnahmen weisen ein sehr breites Wirkungsspektrum auf. Neben verschiedenen Umweltbereichen sind auch Auswirkungen auf die Sicherheit zu er-

3 Ähnliche internationale Untersuchungen liegen für die Kosten-Wirksamkeit von technischen Massnahmen zur Reduktion der CO₂-Emissionen vor (insbesondere für den PW-Verkehr).

warten. Ein eindimensionaler Indikator (z.B. Emissionsminderungen pro eingesetzten Franken) ist hier wenig aussagekräftig. Die einzelnen Beispiele (Autobahnen, Tempo 30 im Quartier) haben gezeigt, dass insbesondere die Annahmen über die Zeitkosten (relevante Zeitverluste und entsprechender Zeitwert) einen grossen Einfluss auf das Ergebnis haben können. Bei flächendeckenden Reduktionen sind diese Kosten bedeutender als bei punktuellen Massnahmen.

d) Preisliche Massnahmen

Preisliche Massnahmen (z.B. eine Erhöhung des Treibstoffpreises) lassen die individuellen Verhaltensmuster der einzelnen VerkehrsteilnehmerInnen bewusst offen. Deshalb sind konkrete Annahmen über das Wirkungsmodell notwendig. Der vorgeschlagene Ansatz zur Ermittlung der Anpassungskosten (Konsumentenrentenverluste) eignet sich gut. Sensitiv sind die Annahmen allerdings bezüglich der Elastizitäten. Für Reaktionen auf den Treibstoffpreis liegen national und international verlässliche Schätzungen vor. Wenn allerdings Reaktionen auf andere Preise (z.B. Km-Preis, Parkplatzpreis) ermittelt werden müssen, sind die Unsicherheiten grösser. Gleichzeitig ist das Wirkungsprofil relativ breit. Eine Aggregation der Wirkungen mit der Hilfe von Schattenpreisen, die die einzelnen Wirkungen monetär ausdrücken, ist zwar möglich, aber auch mit grossem Aufwand und Unsicherheiten verbunden. In der praktischen Anwendung ist deshalb eine präzise Ermittlung der Kosten-Wirksamkeit von lokalen preislichen Massnahmen relativ schwierig.

e) Freiwillige Massnahmen

Freiwillige Massnahmen, zum Beispiel die Aktionen im Rahmen von 'Energie 2000' (Fahrkurs-Angebote 'Eco-Drive') stellen einen Sonderfall dar. Die Kosten der Massnahmen sind oft sehr gering, weil hier davon ausgegangen wird, dass die VerkehrsteilnehmerInnen die gewünschten Aktivitäten freiwillig durchführen, da sie davon ausgehen, dass sie in Zukunft Kosten (z.B. Treibstoffausgaben) sparen können. Dadurch fallen keine Anpassungskosten an.

f) Städtische Massnahmenpakete

Die Untersuchung von einzelnen städtischen Umweltschutzmassnahmen ist ein klassisches praktisches Anwendungsbeispiel, wie es etwa bei der Umsetzung der Luftreinhalte- resp. Lärmschutzverordnung auftritt. Die Kosten-Wirksamkeit kann als Indikator für die Optimierung von Massnahmenpaketen verwendet werden. Für eine solche Optimierung sind verschiedene Schritte notwendig:

- Kosten-Wirksamkeit von verschiedenen Dosierungen von Massnahmen, die als Hauptwirkungsträger bezeichnet werden können (z.B. Parkraummassnahmen, Kapazitätsbeschränkungen, Niedriggeschwindigkeitsszenario)
- Kosten von flankierenden Massnahmen (z.B. Kontrollkosten)
- Kosten von Ersatzkapazitäten (v.a. öffentlicher Verkehr)

Die untersuchten Beispiele zeigen, wie komplex die Wirkungsmechanismen sein können. Für eine detaillierte Ermittlung ist der Einsatz von differenzierten Verkehrsmodellen notwendig. Schwierig ist vor allem die Abgrenzung der Kosten für Ersatzkapazitäten. Würden etwa notwendige Investitionen von Erweiterungen im öffentlichen Verkehr den Massnahmen voll angerechnet werden, verschlechtert sich die Kosten-Wirksamkeit rapide. Auf der Wirkungsseite sind in der Regel Immissionen (anstelle von Emissionen) zu berücksichtigen und daher detaillierte Einwirkungsindikatoren (z.B. Anzahl weniger belastete Personen) in die Betrachtungen einzubeziehen.

4. Interpretation der Ergebnisse und Folgerungen

Tabelle 1 zeigt die Ergebnisse der einzelnen Massnahmen in einer Übersicht.

a) Möglichkeiten und Grenzen des Ansatzes

Die Anwendung an konkreten Beispielen hat aufgezeigt, dass die Ermittlung der Kosten-Wirksamkeit für technische Massnahmen sehr sinnvoll und nützlich sein kann, für verhaltensorientierte Massnahmen allerdings oft mit viel Aufwand und grossen Unsicherheiten verbunden ist. Die Grenzen und Interpretationsprobleme sollten deshalb offen kommuniziert werden. Auch die Anwendungsformen auf politischer Ebene (EU, UNO-Klimakonvention, Luftreinhalte- und Lärmschutzpolitik) machen deutlich, dass der Wert der Ermittlung der Kosten-Wirksamkeit vor allem darin liegt, dass Massnahmen optimiert werden können. Die Ansätze des Least-Cost-Planning gehen in diese Richtung, indem für bestimmte Ziele diejenigen Massnahmen gesucht werden, die am wenigsten Kosten verursachen. Generell aber gilt: Die Kosten-Wirksamkeit sollte nicht als alleiniges Entscheidungskriterium verwendet werden. Mindestens ebenso wichtig sind Kriterien wie Effektivität (Ausmass/Potential der Umweltverbesserung), Flexibilität und Nachhaltigkeit einer Massnahme (dynamische Anreizwirkungen für die betroffenen Akteure, soziale Wirkungen, etc.).

Massnahmenbereich	Massnahme	Kosten-Wirksamkeit		Weitere Wirkungen
		Luftschadstoffe [Gramm/Fr.]	Lärm [dB(A)/100'000Fr.]	
Technische Massnahmen Luftreinhaltung	PW (Benzin): EURO 2->3 EURO 3->4	NO _x UBP 20 2'200 19 2'200	--	Weitere Schadstoffreduktionen: HC CO
	LKW: EURO 2->3 EURO 3->4 Partikelfilter	NO _x PM UBP 100 - 7'300 54 3'900 3.1 340	--	Weitere Schadstoffreduktionen: HC CO
	Busse: Raps-Methyl-Ester Flüssiggas Alkohol Erdgas	NO _x UBP - 600 22 1'900 24 1'600 24 1'700	--	CO ₂ : 1,8 kg/Fr.
Technische Massnahmen Strassenverkehr Lärm (Kosten-Wirksamkeit in Modellraum)	Lärmschutzwand Schallschutzfenster	--	inn. auss. 3.1 3.4 3.3 6.6	Landschaft Wirkung nur bei geschl. Fenster
	Fahrbahnbeläge Motorenkapselung		7.6 10.4 55 35	
Technische Massnahmen Schienenverkehr Lärm (Kosten-Wirksamkeit in Modellraum)	Kunst.klotzbremsen mit. Monobloc-Räder PV+GV Kunstst./Monobloc GV Scheibenbremsen GV+PV Radschallabsorber GV Radschürzen GV	--	Tag Nacht 34 13 6.8 11 8.1 4.4 7.1 10 29 49	neg: Sicherheit neg: Sicherheit
Geschwindigkeitsbegrenzungen	Tempo 120->100 auf Autobahnen generell	NO _x PM 3-4 0.1-0.2	leicht positiv (Lärmreduktion: minus 0.9-1.2 dB(A))	CO ₂ : 0.4-0.5 kg/Fr. Unfallred: 1.7-2.3% Nutzen-Kosten-Verhältnis: 0.2-1.1
	Tempo 30 im Quartier flächendeckend	NO _x 3.1-4.8	leicht positiv (Lärmreduktion: minus 2 dB(A))	CO ₂ : 0.75 kg/Fr. Unfallred: 1-1.3% Nutzen-Kosten-Verhältnis: 1-4
Treibstoffpreiserhöhungen	Treibstoffabgabe 0.5 Fr./Liter	NO _x PM 60 6	leicht positiv (Lärmreduktion: minus 0.4-0.5 dB(A))	CO ₂ : 11.5 kg/Fr. Unfallred: 2.5% Nutzen-Kosten-Verhältnis: 3.8-5.4
Freiwillige institutionelle Massnahmen	Energiesparsame Fahrweise Mobilitätsmanagement	unsicher	leicht positiv	CO ₂ : 200-300 kg/Fr. 30-120 kg/Fr.
Städtische Massnahmen	Parkraumpolitik Fahrverbote Niedriggeschwind.	NO _x 8-47 4-16 3-13	leicht positiv	positiv: Stadtbild, Sicherheit, weitere Schadstoffe, CO ₂

Legende: UBP: Umweltbelastungspunkte PV: Personenverkehr
 PM: Partikel PM10 GV: Güterverkehr
 inn: innerorts
 auss: ausserorts
 Unfallred.: Reduktion der Unfälle, auf die Schweiz bezogen
 Nutzen-Kosten-Verhältnis: Eine Massnahme ist wirtschaftlich, falls das Verhältnis >1 ist.

Tabelle 1: Übersicht über die Kosten-Wirksamkeit der berücksichtigten Massnahmen: Je höher der Wert, desto besser die Kosten-Wirksamkeit. (Es werden immer die Gesamtkosten einer Massnahme der jeweiligen Wirkung angerechnet).

b) Folgerungen für die Praxis

Ein wichtiges Ziel der Studie sind praxisgerechte Vorschläge zuhanden von Verkehrsingenieuren, die es erlauben, die Kosten-Wirksamkeit verschiedener umweltbezogener Massnahmen in einfacher und transparenter Weise zu berechnen. Die Ausführungen haben gezeigt, dass

- der Betrachtungsrahmen und die Systemgrenzen am Anfang genau festgelegt werden müssen (Ausgestaltung der Massnahmen, zeitliche und räumliche Abgrenzungen) und gleichzeitig der zu betreibende Aufwand einzuschätzen ist.
- die durchgeführten empirischen Beispiele vor allem als Referenz- und Plausibilisierungsgrössen für die Kosten-Wirksamkeit von spezifischen lokalen Massnahmen dienen.
- die Ergebnisse (Kosten, Wirkungen, Nebenwirkungen) möglichst disaggregiert darzustellen sind, um eine transparente Kommunikation zu ermöglichen. Die Einschätzung der Unsicherheiten sollte einen hohen Stellenwert einnehmen.

c) Folgerungen für eine umweltorientierte Verkehrspolitik**Luftschadstoffe:**

Erwartungsgemäss weisen die technischen Massnahmen, die für die Einhaltung von verschärften Abgasgrenzwerten notwendig sind, ein relativ gutes Kosten-Wirksamkeits-Verhältnis auf, insbesondere im Dieselmotorbereich (bei PKW und LKW) und bei alternativen Treibstoffen im öffentlichen Strassenverkehr. Im Vergleich zum Katalysator allerdings wird deutlich, dass die Effizienz von zusätzlichen technischen Luftreinhalte-massnahmen abnimmt.

Etwa gleich gut wie die technischen Massnahmen schneiden Treibstoffpreiserhöhungen ab. Andere verhaltensorientierte Massnahmen (Geschwindigkeitsbeschränkungen) haben dann eine geringere Kosten-Wirksamkeit, wenn man die anfallenden Kosten vollumfänglich den Emissionswirkungen zuschreibt. Dies ist allerdings nicht gerechtfertigt, da diese Massnahmen ein breiteres Wirkungsspektrum aufweisen. Für örtlich gezielte Wirkungen einerseits, aber auch für effizient veränderte Rahmenbedingungen sind diese Massnahmen sehr kostenwirksam.

Lärmbereich:

Eine hohe Kosten-Wirksamkeit weisen vor allem aktive Schallschutzmassnahmen (an der Quelle) auf. Im Schienenverkehr ist dabei das Lärm-Reduktionspotential deutlich

höher als im Strassenverkehr. Im Zentrum stehen Massnahmen zur Reduktion der Radschallausbreitung am Wagenmaterial (Bremsen, Radkasten). Die Analyse hat aber auch gezeigt, dass die eigentliche Kosten-Wirksamkeit erst im konkreten Raum (lokale Immissionen) umfassend interpretiert werden kann. Ein optimaler Lärmschutz kann teilweise erst in Kombination mit lokalen Infrastrukturmassnahmen, die punktuell die Immissionen wirksam senken, erzielt werden.

Energie und Klima:

Bei weitem das beste Kosten-Wirksamkeits-Verhältnis bezüglich CO₂-Emissionen weisen die untersuchten freiwilligen Massnahmen des Ressorts 'Treibstoffe' im Rahmen von 'Energie 2000' auf. Es ist deutlich höher als vergleichbare preisliche oder ordnungspolitische Massnahmen. Dies zeigt, dass gezielt eingesetzte und erfolgsversprechende institutionelle Massnahmen sehr effizient sein können. Auf der anderen Seite ist sichtbar geworden, wie schwierig es ist, die erzeugten Wirkungen direkt auf die Aktivitäten des Ressorts zurückzuführen. Gleichzeitig sind aber die absoluten Wirkungspotentiale eher gering und beziehen sich – insbesondere bei der 'Eco-Fahrweise' – praktisch ausschliesslich auf CO₂.⁴

Ebenfalls ein sehr gutes Verhältnis weisen Treibstoffabgaben auf. Diese Tendenz verstärkt sich, wenn gleichzeitig auch noch andere positive Umwelteffekte dieser Massnahmen einbezogen werden.

Sicherheit und weitere Auswirkungen

Die meisten verhaltensorientierten Massnahmen weisen grosse Synergien auf und verbessern auch die Sicherheit. Dies gilt ganz speziell für Verkehrsberuhigungsmassnahmen wie Tempo 30. Bei städtischen Massnahmen sind auch positive Auswirkungen auf das Stadtbild zu erwarten. Bezieht man diese Effekte mit ein, indem die positiven Wirkungen mit Hilfe von Kostensätzen monetarisiert werden, so ergeben sich Nutzen/Kosten-Verhältnisse, die über 1 liegen, das heisst die Nutzen (vermiedene Kosten) sind grösser als die Kosten von Massnahmen. Sowohl Tempo 30 als auch Treibstoffpreiserhöhungen sind wirtschaftliche Massnahmen, deren volkswirtschaftlich messbare Nutzen die Kosten deutlich übersteigen. Demgegenüber schneiden flächendeckende Temporeduktionen auf Autobahnen schlechter ab, da hohe Zeitkos-

4 Bezüglich Luftschadstoffemissionen können sogar kontraproduktive Wirkungen erzeugt werden.

ten ins Gewicht fallen. Nur gezielt eingesetzte Tempolimits (auf einzelnen sensiblen Abschnitten) können ein positives Kosten-Nutzen-Verhältnis erzielen.

d) Offene Forschungsfragen

Die Analyse der Kosten-Wirksamkeit befasst sich mit einer breiten und interdisziplinären Thematik und äussert sich gleichzeitig zur ökologischen und ökonomischen Effizienz von Massnahmen. Diese integrale Sichtweise erfordert eine Menge von Informationen und ruft vom wissenschaftlichen Standpunkt her zwangsläufig diverse offene Fragen auf. Zukünftige Forschungsaktivitäten in diesem Themenbereich sollte sich vor allem mit folgenden Problemstellungen befassen:

- Verbesserung der Kenntnis über Kosten und Wirkungen (Durchführung von Evaluationen, Verbesserung der Wirkungsmodelle, ökonomisch orientierte Verkehrsmodelle). Insbesondere die umweltseitigen Auswirkungen von Tempo 30 sind für die Schweiz noch relativ schlecht untersucht.
- Verbesserung der Grundlagen für die Anwendung der Indikatoren (Benchmarkanalyse und Vergleich mit anderen Bereichen, Least Cost Planning). Defizite sind auch punkto Aggregation von Wirkungen sichtbar. Ähnlich wie in Deutschland (EWS) erscheint es sinnvoll, Kosten-Wirksamkeits-Analysen in (umfassendere) Kosten-Nutzen-Analysen für Massnahmen bzw. Projekte im Verkehrsbereich zu standardisieren. Dazu müssten die einzelnen Wirkungsindikatoren mit standardisierten Aggregationsmethoden (oder mit Hilfe von Kostensätzen) stärker miteinander verknüpft werden.

Résumé

La société suisse des ingénieurs de trafic (SVI) s'est donné pour mission en 1996 de réaliser une étude intitulée "Efficacité des coûts relatifs aux mesures de protection de l'environnement dans le secteur du trafic". L'objectif central de cette étude est de présenter de façon systématique les interactions économiques existant entre les mesures, leur coût et leur efficacité et de les illustrer à l'aide d'exemples pratiques. Pour garder un contact constant au niveau pratique et politique, les travaux ont été suivis et commentés de façon continue par un groupe d'accompagnement composé de représentantes et de représentants de l'ingénierie du trafic, de la science et de l'administration.

Ce rapport s'efforce de répondre à la fois à des impératifs pratiques et politiques. Il se divise en trois parties. La **première partie** définit les divers aspects propres à la méthode employée et précise le cheminement permettant de déterminer de façon pratique un indicateur "Coût-Réalité" et d'en assurer la communication. La **seconde partie** transpose cette méthode d'étude dans le domaine de la circulation sur la base d'exemples choisis. Le choix des mesures tente de couvrir les divers aspects de la méthodologie choisie. Afin de pouvoir en déduire des résultats possédant une valeur générale, les mesures sont essentiellement présentées sur un plan géographique, chacune d'elles faisant l'objet d'un commentaire sur le cas précis et concret. On trouvera dans la **troisième partie** (Appendice) une présentation transparente des modes de progression et de calcul ainsi qu'un énoncé des hypothèses.

Le calcul de l'efficacité pratique des coûts des mesures de protection de l'environnement dans le domaine du trafic est une entreprise interdisciplinaire nécessitant une parfaite connaissance des techniques de circulation, des sciences naturelles et de l'économie. Nous le considérons comme un véritable défi scientifique. Ce rapport doit également permettre de se rendre compte des possibilités et des limites de cette entreprise et la replacer dans un cadre global.

1. Introduction, objectif de l'étude

La protection de l'environnement n'est pas gratuite. Le seul fait d'atteindre certains objectifs ou de satisfaire à certaines contraintes dans ce domaine exige de ce fait des éclaircissements sur les coûts engagés et sur l'efficacité des diverses mesures possibles. D'un simple point de vue économique, l'efficacité des coûts n'est autre que le résultat obtenu pour chaque franc engagé, ce qui est un indicateur d'évaluation très important. Plus l'efficacité des frais engagés est grande, plus la mesure prise sera considérée comme efficace et plus il sera judicieux d'en assurer la réalisation. Dans le secteur du trafic, les informations sur la réalité des coûts engagés sont d'une extrême importance, d'une part pour la politique, puisque l'on pourra ainsi proposer un cocktail de mesures efficaces, par exemple pour atteindre les objectifs de réduction des immissions dans le concept du maintien de la pureté de l'air. Ces informations sont également très précieuses dans la vie quotidienne pour tenter de déterminer la relativité de certaines mesures (telles que p. ex. la protection contre le bruit, les mesures de ralentissement du trafic). La présente étude du SVI porte essentiellement sur ce problème et se propose

1. de discuter des aspects méthodologiques de l'efficacité des coûts
2. de développer sur cette base une méthodologie pratique permettant de déterminer et de représenter la notion d'efficacité des coûts
3. d'illustrer la méthode ainsi choisie en l'étayant d'exemples pratiques (diverses mesures pour divers secteurs de l'environnement) et
4. d'en déduire divers enseignements visant à une transposition efficace de stratégies écologiques dans le secteur du trafic, aussi bien au niveau politique qu'à celui de la réalité pratique de l'ingénieur du trafic.

2. Aspects méthodologiques

La figure R-1 montre les diverses étapes dans la conception d'un indicateur d'efficacité des coûts engagés.

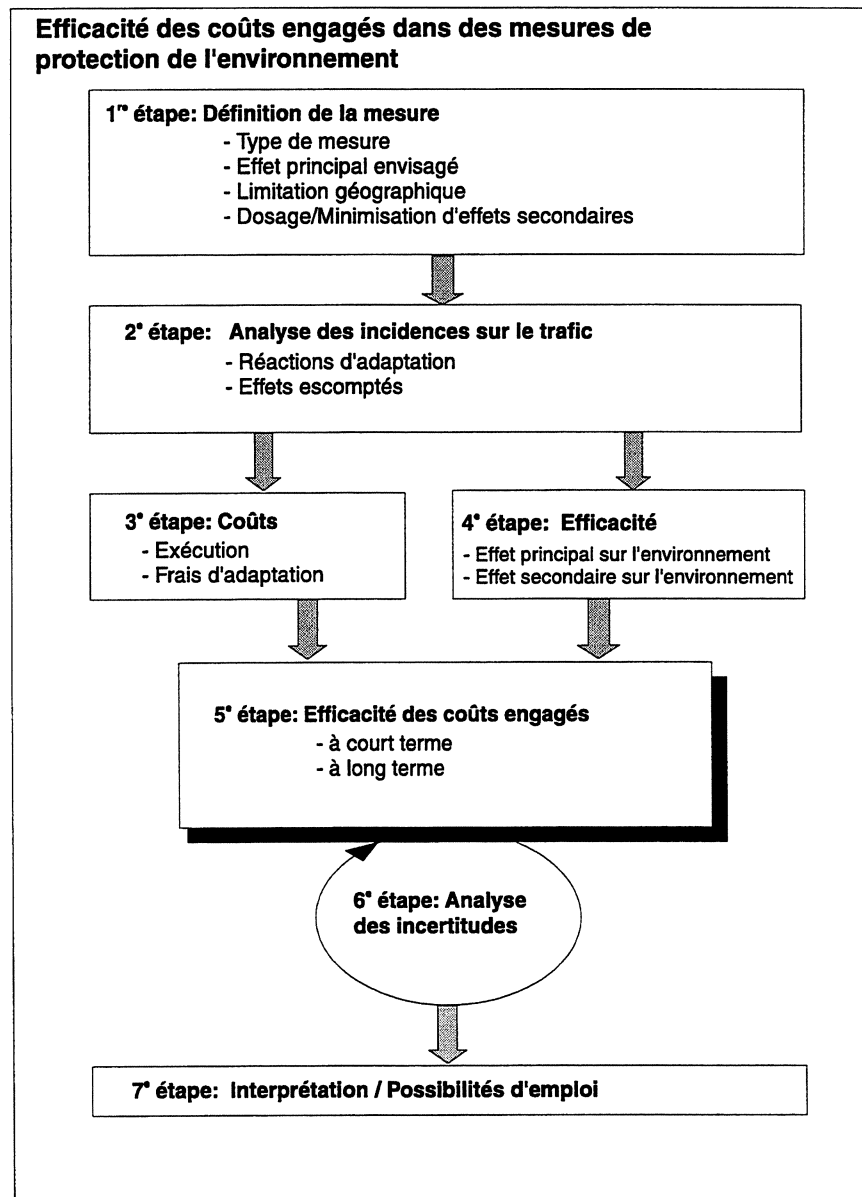


Figure R-1: Aperçu: Diverses étapes dans l'analyse de l'efficacité des coûts engagés.

a) Définition de la mesure et effets attendus sur le trafic

L'efficacité des coûts engagés dans une mesure peut fortement varier en fonction de l'endroit où elle sera appliquée et du dosage utilisé. Un dosage trop fort peut entraîner

p. ex. certains effets secondaires indésirables et réduire ainsi l'efficacité du traitement. Il est donc important de procéder dès le début à une description claire et détaillée de l'état comparatif, de la conception et des limites systémiques d'une mesure.

Lors de la définition de l'efficacité des coûts engagés, le modèle d'efficacité joue un rôle essentiel. Ce modèle d'efficacité varie en fonction du genre et du type de mesure prise:

- Dans le cas de **mesures techniques**, il est possible de parvenir à une amélioration directe de la situation environnementale (émissions, immissions). L'effet peut être déduit des informations relatives au potentiel technique. Les frais sont déterminés en relation avec une technologie de référence. Ils sont relativement simples à déterminer lorsqu'il s'agit d'une technologie dite "End of Pipe" (telle que p. ex. l'emploi d'un filtre à particules ou d'un écran antibruit). La situation est nettement plus complexe lorsqu'il s'agit de l'amélioration de technologies intégrées (en particulier dans les techniques de motorisation visant à réduire le bruit, les émissions de gaz d'échappement ou la consommation de carburant).
- Dans le cas de **mesures visant à modifier des comportements**, les conditions sont un peu plus complexes. Les mesures portant sur les prix, les prescriptions et ordonnances aussi bien que les mesures d'infrastructure déclenchent chez les divers participants au trafic diverses réactions, qui entraînent des frais d'adaptation. Pour définir ces frais et leurs effets, il est nécessaire de disposer d'informations le plus exactes possibles sur le comportement en situation de trafic. (cf. Figure R-2). Suivant la mesure, de grandes incertitudes peuvent subsister. Plus le modèle d'efficacité est complexe, plus la démarche visant à déterminer l'efficacité des coûts engagés sera importante et lourde. Pour parvenir à des affirmations précises, il faudra souvent faire appel à des modèles de circulation.

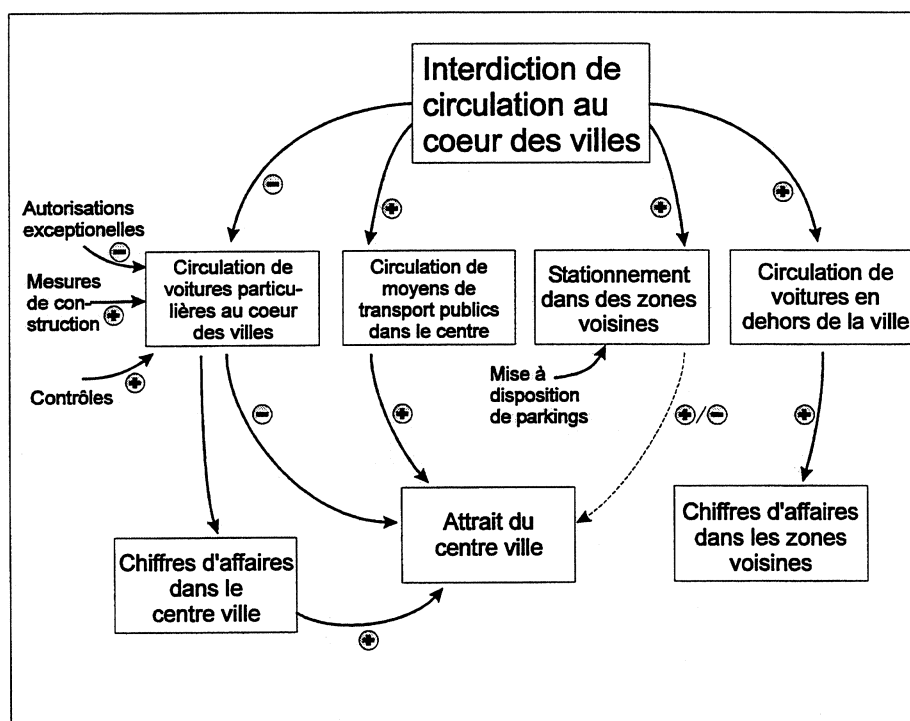


Figure R-2: Exemple d'une mesure portant sur un comportement: Modèle de réalisation pour une interdiction de circuler dans le centre des villes.

b) Détermination des coûts

La comparaison des coûts et des effets s'effectue en principe **une fois par an**. Il est important de disposer d'une périodicité. Ceci vaut en particulier pour les coûts, puisque les dépenses ne sont pas toujours d'un niveau constant au fil du temps. Dans le cadre des mesures techniques, on doit souvent faire face à des investissements auxquels on peut donner la périodicité souhaitée à l'aide d'annuités (durée de vie moyenne, intérêt mesuré sur le rendement des obligations de la Confédération).

Il faut de façon générale seulement prendre en compte les **frais supplémentaires provoqués** par la mesure. tel peut être le cas lors de frais administratifs, lorsque p. ex. une activité de contrôle complémentaire peut également être exécutée par le personnel existant. D'éventuelles **diminutions de frais** (p. ex. économies résultant d'un abaissement de la consommation de carburant) doivent être déduites de ces coûts.

Le problème majeur qui se pose côté frais réside dans la définition des coûts d'adaptation. On dispose en principe de deux méthodes pour ce faire: si les réactions peuvent être déterminées de façon détaillée, les flux de ressources ainsi modifiés (salaires horai-

res plus élevés, détours, etc.) représentent la base même. Une telle manière de procéder convient généralement pour déterminer les frais relatifs à des mesures simples affectant le comportement, telles que les réductions de vitesse. Dès qu'il faut toutefois s'attendre à des réactions complexes d'adaptation (p. ex. diminution des trajets, effets de correspondances), les flux de ressources deviennent extrêmement difficiles à déterminer. En pareil cas, une évaluation globalisée des frais d'adaptation est plus simple. Elle se base sur le concept économique de la perte d'usage et s'exprime en tant que perte de la rente de consommateur. Une mesure est interprétée comme une augmentation des coûts de circulation. Ceci est directement possible dans le cas de mesures portant sur les prix. L'augmentation de coût provoque une baisse de demande chez les usagers, qui peut généralement être déterminé à l'aide d'élasticités de prix. La baisse de la demande entraîne une perte d'usage, qui est le reflet des coûts d'adaptation. Elle s'exprime sous la forme du produit de la baisse de l'offre et de l'augmentation de prix.⁵ Etant donné que l'on peut toutefois supposer que tous les usagers ne réagissent pas d'une même manière à cette modification de coûts⁶, la totalité de la perte d'usage correspond à la moitié de ce produit et peut se calculer à l'aide de la formule suivante:

$$0,5 * \{(\text{Trafic}_{\text{ancien}} \text{ moins } \text{Trafic}_{\text{nouveau}}) * (\text{Prix}_{\text{ancien}} \text{ moins } \text{Prix}_{\text{nouveau}})\}$$

Les frais se répartissent généralement de façon différenciée entre les divers acteurs. Une mesure de protection de l'environnement dans le centre de la ville (cf. Figure R-2) peut par exemple avoir une incidence négative sur les chiffres d'affaires réalisés par les commerçants du centre ville, mais peut par contre entraîner des accroissements de chiffre d'affaires en d'autres endroits. En chiffres nets, ceci n'entraîne généralement aucun frais. Les effets de répartition sont toutefois importants et peuvent même entraîner des problèmes d'acceptation. Il est donc recommandé de procéder pour de telles mesures à une représentation des frais par groupes d'acteurs.

c) Regroupement des effets d'environnement

Le spectre d'efficacité des effets de mesures de protection de l'environnement est fort variable. La seule comparaison d'un paravent antibruit et d'une fenêtre isolante peut

5 Le trafic restant paye certes un prix plus élevé, mais l'accepte. L'usage du trafic est donc plus élevé que les frais supplémentaires. Ceci (considéré au net) n'est pas une perte d'usage, mais un transfert, étant donné qu'il y a déplacement de ressources (p. ex. sous la forme des taxes versées par les usagers aux recettes de l'Etat), qui peuvent être employées à tout autre endroit.

6 On suppose une courbe de demande décroissant de façon linéaire.

entraîner certains problèmes lorsque l'on ajoute à l'effet principal (le bruit) les effets secondaires possibles (effets de séparation ou atteinte à la nature et au paysage dans le cas de paravents antibruit, manque de protection antibruit lors de l'ouverture des fenêtres (isolantes). La circulation à 30 km/h dans un quartier ou les mesures telles qu'une taxe sur les carburants ont un spectre d'efficacité relativement large et accroissent également entre autres la sécurité du trafic. L'évaluation de l'efficacité des coûts engagés doit également tenir compte des synergies (ou des conflits) possibles entre les diverses mesures. Diverses possibilités existent dans le cas d'une agrégation:

- On s'attache à la relation entre les frais et une seule atteinte à l'environnement (substance nocive principale) lorsque l'effet d'une mesure est très homogène. Ceci s'avère judicieux dans le cas de mesures techniques ponctuelles (p. ex. filtres à particules) ou de mesures de protection contre le bruit appliquées aux véhicules.
- Un regroupement des nuisances à l'environnement effectuée à l'aide de la méthode du bilan écologique (p. ex. points d'environnement) n'est recommandée que lorsque une mesure provoque principalement des améliorations portant sur les émissions (p. ex. diverses substances nocives de l'air et les émissions de CO₂.) Les diverses améliorations de l'environnement peuvent ainsi être exprimées en points d'environnement.
- Si une mesure possède un très large profil d'efficacité (p. ex. bruit, air, sécurité), on peut invoquer des prix supposés (coût des dommages à l'environnement). Les diverses atteintes à l'environnement peuvent être exprimées ici sous la forme d'unités monétaires.

Les diverses méthodes de regroupement possèdent généralement de grandes incertitudes. Il convient dans ce cas de présenter les divers effets sous une forme séparée.

d) Indicateur d'efficacité des coûts engagés

L'indicateur résume les divers calculs partiels et peut être représenté en trois étapes:

Indicateur d'efficacité des coûts engagés = Economie des atteintes à l'environnement par franc	
1.	Présentation des coûts - frais directs - coûts d'adaptation (evt. répartition par acteur)
2.	Présentation des effets - atteinte principale (substance nocive principale) - autres atteintes (quantitatives/qualitatives) - regroupement éventuel - autres effets secondaires
3.	Indicateur d'efficacité des coûts engagés (séparation ou regroupement à titre de complément)

Pour pouvoir évaluer l'efficacité des coûts engagés de certaines mesures, il est judicieux de disposer de comparaisons avec des mesures de références. Ces dernières peuvent être fort diverses suivant le secteur d'environnement considéré et l'application. On peut envisager des mesures provenant d'autres domaines (secteur des bâtiments, mesures techniques simples dans le domaine du trafic, mesures sur l'ensemble du réseau comme références à des mesures locales).

Lorsque les diverses phases de calcul renferment de grosses incertitudes, il est essentiel de procéder à une analyse systématique avec évaluations de sensibilité, afin d'éviter de possibles erreurs d'interprétation.

3. Exemples empiriques

Des exemples concrets ont été examinés dans le cadre de diverses mesures dans le but de tester la méthodologie proposée. Ces exemples servent d'une part d'illustration pour le praticien (phases de calcul, hypothèses, résultats) et permettent d'autre part de montrer les possibilités d'emploi et les formes d'utilisation. Les calculs servent enfin de références pour l'estimation de diverses mesures dans le cadre d'une politique de trafic tournée vers la protection de l'environnement.

a) Mesures techniques pour le maintien de la pureté de l'air

Les calculs relatifs à l'efficacité des coûts engagés dans le cadre de mesures ont principalement été effectués au niveau de l'Union européenne, en tant que bases servant à la définition des normes européennes en matière de gaz d'échappement.⁷

Diverses études ont ainsi examiné les coûts et les effets (principalement en francs par tonne NO_x) dans le cadre de diverses mesures propres aux techniques de motorisation. Les normes européennes ont ainsi également pu être légitimées d'un point de vue économique. Etant donné toutefois que le spectre d'efficacité se limite pour l'essentiel aux émissions de substances nocives dans l'air, l'interprétation d'un indicateur d'efficacité des coûts engagés ne semble pas poser de grands problèmes. Les effets peuvent également être regroupés à l'aide de points de nuisance à l'environnement. Les affirmations sur les coûts sont souvent incertaines. En règle générale, elles sont surestimées puisque l'évolution technique constante et la concurrence dans l'industrie des moteurs garantissent une baisse constante des technologies modernes de protection de l'environnement. Dans la pratique, l'efficacité des coûts engagés de telles mesures sert de référence à l'efficacité d'autres mesures à caractère plus ponctuel.

b) Mesures techniques dans le secteur du bruit

Contrairement aux mesures techniques propres au maintien de la pureté de l'air, on s'attache principalement dans le secteur du bruit à des optimisations concrètes sur le plan local. L'efficacité des coûts engagés est principalement intéressante lors de l'optimisation, de mesures de protection antibruit à la source même (véhicule) et lors de mesures de protection antibruit au niveau des infrastructures (p. ex. paravents antibruit). Les CFF ont particulièrement entrepris des études approfondies dans le but d'estimer les coûts engendrés par les mesures destinées à respecter les prescriptions antibruit. Il est particulièrement intéressant de s'attacher ici à la comparaison des conséquences financières par rapport au potentiel (nombre de personnes protégées) sur la base de divers programmes de mesures.

c) Limitations de vitesse

Les mesures portant sur les limitations de vitesse possèdent un très large spectre d'efficacité. Outre les incidences sur divers secteurs de l'environnement, il faut également

⁷ On dispose également d'études internationales de même genre pour le contrôle de l'efficacité des coûts engagés dans des mesures techniques dans le cadre de la réduction de CO₂ (principalement pour les voitures particulières).

attendre des effets sur la sécurité. Un indicateur unidimensionnel (p. ex. diminution des émissions par franc engagé) ne dit pas grand chose. Les divers exemples (autoroutes, vitesse de 30km/h dans le quartier) ont montré que les hypothèses sur les frais de temps (importantes pertes de temps et prise de valeur correspondante du temps) peuvent avoir une grande influence sur le résultat. Dans le cas de réductions sur l'ensemble d'un secteur, ces frais sont beaucoup plus importants que dans le cas de mesures ponctuelles.

d) Mesures au niveau du prix

Les mesures au niveau du prix (p. ex. une augmentation du prix du carburant) ne précisent pas les modèles de comportement des divers usagers. Il est donc nécessaire de formuler des hypothèses concrètes à propos du modèle d'efficacité. Le moyen proposé pour déterminer les coûts d'adaptation (perte des rentes de consommateur) convient parfaitement. Les hypothèses relatives aux élasticités demeurent sensibles. On dispose d'estimations fiables au niveau national et international sur les réactions lors d'augmentation du prix du carburant. Lorsqu'il s'agit par contre de déterminer les réactions face à d'autres prix, (prix du km, prix du stationnement), les incertitudes sont plus grandes. Le profil d'efficacité est également relativement large. Un regroupement des effets à l'aide de prix fantômes, reflétant les diverses incidences sur un plan monétaire, est certes possible, mais demande un gros travail et est source d'incertitudes. Dans une application pratique, la définition précise de l'efficacité des coûts engagés est relativement difficile dans le cas de mesures prises localement au niveau des prix.

e) Mesures volontaires

Les mesures volontaires, telles que les campagnes menées dans le cadre de "Energie 2000" (Offres de parcours "Eco-Drive") sont et restent des cas particuliers. Les coûts propres aux mesures sont souvent très faibles puisque l'on part du principe que les usagers exécutent les activités souhaitées de façon volontaire puisqu'ils pensent qu'ils pourront réaliser des économies en agissant ainsi dans le futur (dépenses de carburant). Ces mesures n'entraînent aucun coût d'adaptation.

f) Trains de mesures urbaines

L'examen de diverses mesures urbaines de protection de l'environnement est un exemple classique d'application pratique, comme on en trouve dans la transposition pratique de l'ordonnance sur le maintien de la pureté de l'air et sur la protection contre les nuisances sonores. L'efficacité des coûts peut servir d'indicateur pour l'optimisation

de trains de mesures. Diverses étapes sont cependant nécessaires lors d'une telle optimisation:

- Efficacité sur le plan des coûts de divers dosages de mesures pouvant être définies comme vecteur principaux d'efficacité (p. ex. mesures sur le volume de stationnement, limitations de capacité, scénario basse vitesse)
- Coûts relatifs à des mesures d'accompagnement (p. ex. frais de contrôles)
- Coûts relatifs à des capacités de remplacement (surtout transports publics)

Les exemples que nous avons examinés montrent la complexité que peuvent présenter les mécanismes d'efficacité. Pour parvenir à des évaluations détaillées, il est nécessaire de faire appel à des modèles différenciés de trafic. Il est particulièrement difficile de procéder à une délimitation des coûts pour les capacités de remplacement. Si les investissements nécessaires d'extensions dans le trafic public ont été totalement imputées sur les mesures, l'efficacité des coûts engagés se détériore rapidement. Côté efficacité, on s'attachera généralement aux immissions plus qu'aux émissions et l'on intégrera aux propos des indicateurs d'efficacité détaillés (tels que p. ex. le nombre de personnes en moins qui sera affecté par la nuisance).

4. Interprétation des résultats et conséquences

Le Tableau 1 donne un aperçu des résultats des diverses mesures.

a) Possibilités et limites de la tentative

L'application à des exemples concrets a montré que la définition de l'efficacité des coûts engagés peut être très utile et judicieuse dans le cas de mesures techniques, mais qu'elle demande souvent un gros travail et reste liée à de grandes incertitudes dans le cas de mesures affectant un comportement. Les limites et les problèmes d'interprétation devraient de ce fait être communiqués ouvertement. Les formes d'application au niveau politique (Union européenne, convention sur les climats de l'ONU, politique de maintien de la pureté de l'air et de protection contre les nuisances sonores) montrent bien que la valeur de la détermination des coûts engagés réside principalement dans la possibilité d'optimisation des mesures. Les tentatives du Least Cost Planning vont dans cette direction puisqu'ils cherchent dans le cadre de certains objectifs les mesures

susceptibles d'entraîner les moindres coûts. On peut donc retenir comme règle générale: l'efficacité des coûts engagés ne devrait pas être utilisée comme seul critère de décision. tout aussi important sont également les critères tels que l'effectivité (étendue/potentiel de l'amélioration de l'environnement) souplesse et durabilité d'une mesure (effets dynamiques de stimulation pour les acteurs impliqués, conséquences sociales, etc.

Secteur de mesures	Mesures	Efficacité des coûts		Autres effets
		Substances nocives de l'air [g/Fr.]	Bruit [dB(A)/100'000Fr.]	
Mesures techniques pour maintenir la pureté de l'air	VP (Essence): EURO 2->3 EURO 3->4	NO _x UBP 20 2'200 19 2'200	--	Autres réductions de substances nocives: HC CO
	Camions: EURO 2->3 EURO 3->4 Filtres à particules	NO _x PM UBP 100 - 7'300 54 3'900 3.1 340	--	Autres réductions de substances nocives: HC CO
	Bus: Colza, Ester de méthyle gaz liquide alcool gaz naturel	NO _x UBP - 600 22 1'900 24 1'600 24 1'700	--	CO ₂ : 1,8 kg/Fr.
Mesures techniques Trafic routier Bruit (Efficacité des coûts dans la zone du modèle)	Paravents antibruit Fenêtres antibruit	--	urb. rur. 3.1 3.4 3.3 6.6	Paysage Effet seulement lorsque les fenêtres sont fermées
	Revêtements de chaussée Encapsulation des moteurs		7.6 10.4 55 35	
Mesures techniques Trafic ferroviaire Bruit (Efficacité des coûts dans la zone du modèle)	Patins de freinage en matière synthétique avec roues monobloc TV + TM Mat. synth./monobloc TM Freins à disque TM + TV Absorbeur de bruits de roulement TM Carter de roues TM	--	jour nuit 34 13 6.8 11 8.1 4.4 7.1 10 29 49	nég: sécurité nég: sécurité
Limitations de vitesse	Vitesse 120>100 km/h sur autoroutes	NO _x PM 3-4 0.1-0.2	légèrement positive (Réduction de bruit: moins 0,9-1,2 dB (A))	CO ₂ : 0.4-0.5 kg/Fr. Réduction des accidents 1,7 - 2,3% Rapport Avantage/Coût: 0,2 - 1.1
	Vitesse 30 km/h dans le quartier	NO _x 3.1-4.8	légèrement positive (Réduction de bruit: - 2 dB (A))	CO ₂ : 0.75 kg/Fr. Réduction des accidents 1-1,3%- Rapport Avantage/Coût: 1-4
Augmentations du prix des carburants	Taxe sur les carburants 0,5 Fr./litre	NO _x PM 60 6	légèrement positive (Réduction de bruit: - 0,4-0,5 dB (A))	CO ₂ : 11.5 kg/Fr. Réduction des accidents 2,5% Rapport Avantage/Coût: 3,8-5,4
Mesures institutionnelles volontaires	Conduite économique Gestion des déplacements	incertain	légèrement positif	CO ₂ : 200-300 kg/Fr. 30-120 kg/Fr.
Mesures urbaines	Politique des parcs de stationnement Interdiction de circulation Faible vitesse.	NO _x 8-47 4-16 3-13	légèrement positif	Idée positive de la ville, Sécurité, autres substances nocives, CO ₂

Légende: UBP: Points de nuisance pour l'environnement TV: Trafic voyageurs TM: Trafic marchandises
PM: Particules PM10 urb.: urbain rur.: rural
Red. Acc. : Réduction des accidents pour la Suisse
Rapport Avantage/Coût: Une mesure est rentable si le rapport est > 1

Tableau 1: *Aperçu sur l'efficacité des coûts des mesures considérées. Plus la valeur est haute, meilleure est l'efficacité des coûts. (Les frais globaux d'une mesure sont toujours imputés sur l'effet correspondant.)*

b) Conséquences pour la pratique

L'un des principaux buts de l'étude réside dans les propositions pratiques émises par les ingénieurs de trafic, qui permettent de calculer de façon simple et transparente l'efficacité des coûts engagés dans diverses mesures tournées vers la protection de l'environnement.

Les diverses démonstrations ont montré que:

- le cadre d'observation et les limites du système doivent être définies avec précision dès le début (conception des mesures, délimitations dans le temps et l'espace) et qu'il convient d'estimer simultanément les travaux à effectuer.
- les exemples empiriques mentionnés doivent servir avant tout de variables de référence et de plausibilité pour l'efficacité des coûts engagés dans des mesures locales spécifiques.
- les résultats (coûts, effets, effets secondaires) doivent être présentés de façon dissociée pour permettre une communication transparente. L'estimation des incertitudes doit se voir accorder une grande attention.

c) Conclusions pour une politique du trafic favorable à l'environnement**Substances nocives dans l'air:**

Comme on peut s'y attendre, les mesures techniques, nécessaires au respect des valeurs plus restrictives en matière de gaz d'échappement, possèdent un rapport d'efficacité des coûts engagés relativement bon, en particulier dans le domaine du Diesel (voitures particulières et camions) ainsi que dans l'emploi de carburants alternatifs pour le transports publics par route. Comparativement au catalyseur, on note cependant que l'efficacité des autres mesures techniques de maintien de la pureté de l'air a tendance à décroître.

Les augmentations de prix des carburants sont sensiblement aussi efficaces que les mesures techniques. D'autres mesures, destinées à modifier des comportements (limitations de vitesse) possèdent une moindre efficacité au niveau des coûts lorsque l'on impute entièrement les coûts aux effets des émissions. ceci n'est toutefois pas justifié, puisque ces mesures possèdent un spectre d'efficacité plus large. Ces mesures possèdent un excellent rapport d'efficacité par rapport aux coûts engagés dans le cadre d'effets à obtenir sur le plan local ainsi que pour la modification effective des conditions cadre.

Domaine du bruit:

Les mesures de protection active contre le bruit (à la source) possèdent une grande efficacité au niveau des coûts. Dans le transport par rail, le potentiel de réduction des nuisances sonores est nettement plus élevé que pour le transport routier. Les mesures prises concernent essentiellement la réduction de propagation des bruits de roulement des wagons (freins, boggies). L'analyse a toutefois également montré que l'efficacité des coûts proprement dite ne peut être totalement interprétée que dans un cadre concret (immissions locales). Une protection optimale contre le bruit ne peut être obtenue qu'en combinaison avec des mesures locales d'infrastructure, susceptibles d'abaisser radicalement les immissions au niveau ponctuel.

Energie et climat:

Les mesures volontaires relatives aux émissions de CO₂, prises dans la rubrique "Carburants" du plan "Energie 2000", possèdent le meilleur rapport d'efficacité par rapport aux coûts engagés. Il est nettement plus élevé que celui de mesures comparables prises au niveau des prix ou d'une politique d'ordre. Ceci montre bien que les mesures institutionnelles prometteuses et judicieusement mises en oeuvre peuvent avoir une grande efficacité. D'un autre côté, on a également pu se rendre compte qu'il était extrêmement difficile d'imputer directement les effets obtenus aux activités des divers groupes. Les potentiels d'efficacité absolus restent faibles et concernent presque exclusivement les émissions de CO₂ – principalement dans la campagne de conduite économique.⁸

Les taxes sur les carburants possèdent également un excellent rapport d'efficacité. Cette tendance se renforce, même si ces mesures intègrent également d'autres effets positifs pour l'environnement.

Sécurité et autres conséquences:

La plupart des mesures tournées vers la modification d'un comportement possèdent de grandes synergies et améliorent également la sécurité. Ceci vaut tout spécialement pour les mesures de ralentissement du trafic telles qu'une limitation générale de vitesse 30 km/h. Lors de mesures prises en milieu urbain, on peut également s'attendre à des répercussions positives sur l'image de la ville. Si l'on y intègre ces effets, en monétisant les effets positifs à l'aide de taux de frais, on obtient des rapports coût/avantages

8 En ce qui concerne les émissions de substances nocives dans l'air, il est même possible de parvenir à des effets contre-productifs.

supérieurs à 1, ce qui signifie que les avantages (coûts évités) sont supérieurs aux coûts engendrés par les mesures. La vitesse 30 et les augmentations du prix des carburants sont des mesures économiques, dont l'avantage mesurable sur le plan de l'économie publique est nettement supérieur aux coûts. Les limitations de vitesse à grande échelle, telles qu'on les pratique sur les autoroutes offrent de moindres résultats car elles sont assorties de coûts plus élevés. Seules des limitations de vitesse judicieusement installées (sur certains tronçons sensibles) peuvent présenter un rapport positif coût/avantage.

d) Questions, ouvertes à la recherche

L'analyse de l'efficacité des coûts représente un sujet très large et interdisciplinaire et permet également de formuler un avis sur l'efficacité écologique et économique des mesures. Cette vision intégrale du programme nécessite une grande quantité d'informations et suscite nécessairement d'un point de vue scientifique diverses questions demeurées sans réponse. Les futures activités de recherches dans ce domaine devraient essentiellement se préoccuper des problèmes suivants:

- Amélioration de la connaissance des coûts et des effets (réalisation d'évaluations, amélioration des modèles d'efficacité, modèles de trafic à vocation économique). Les conséquences sur l'environnement de vitesse 30 pour la Suisse ne sont encore que relativement mal connues.
- Amélioration des bases d'utilisation des indicateurs (analyse benchmark et comparaison avec d'autres domaines, Least Cost Planning). Des déficits sont également visibles au niveau du regroupement des effets. Tout comme en Allemagne (EWS) il semble judicieux de standardiser les analyses Coûts-Efficacité en analyses plus complètes du types Coûts/Avantages dans le cadre de mesures ou projets dans le domaine du trafic. Pour ce faire, les divers indicateurs d'efficacité doivent être plus fortement mis en relation les uns avec les autres à l'aide de méthodes standard de regroupement (ou à l'aide de taux de coûts).

Summary

In 1996, the Swiss Association of Traffic Engineers commissioned a study entitled: "The cost-effectiveness of environmental protection measures applied to traffic". Its principal aim was to express the economic relationships between these measures, their costs and their effectiveness in a systematic way and to document them in accordance with current practice. An accompanying team provided ongoing comments to the study in order to ensure its relevance to both practical situations and government policies. This team was composed of representatives from the sectors of traffic engineering, science and administration.

This report endeavours to comply with both the practical and political requirements of this issue. It is subdivided into three parts. The **first part** explains the methodical aspects and elaborates instructions for determining and communicating a cost-effectiveness indicator in a practical way. The **second part** implements this method on the basis of selected examples in the traffic sector. The measures are then selected in order to cover the various methodical aspects. To allow results capable of generalisation to be derived, the measures are in the first instance designed to be applied on a broad basis. However, each measure is also commented with reference to a concrete individual case. In a **third part** (Annex) the individual procedural and calculation steps as well as their assumptions are presented in a transparent way.

The calculation of the cost-effectiveness of environmental protection measures in the traffic sector is an interdisciplinary endeavour that requires specific expertise in traffic technology, science and economics. We regard it as a scientific challenge. For this reason, the report will also point out the possibilities and limits of this endeavour and place it within an overall context.

1. Introduction and aim of the study

Environmental protection does not come free. It is therefore necessary to clarify the costs involved and the effectiveness of various possible measures if environmental objectives are to be attained. Cost effectiveness, namely the attainable effect produced for each franc invested, is a very important evaluation indicator from an economic standpoint. The higher the cost effectiveness, the more efficient is a particular measure and the more meaningful its application. Information about cost effectiveness is extremely important precisely in the traffic sector, most obviously in order to apply policies designed to propose an efficient mix of measures such as to achieve the pollution-reduction targets of clean air initiatives. But this information is also highly useful in practical day-to-day activities in order to clarify the relative effectiveness of potential measures (such as noise protection, traffic calming measures). This SVI study will deal with these questions and will:

1. Discuss the methodological aspects of cost-effectiveness,
2. Develop practically-oriented directives on this basis for determining and presenting the cost-effectiveness,
3. Illustrate the selected procedure on the basis of specific examples (various measures for diverse environmental sectors), and
4. Use these to derive know-how for the efficient implementation of environmental strategies in the traffic sector as regards both government policies and the practical concerns of traffic engineers.

2. Methodological steps

Figure S-1 shows the individual steps used to process a cost-effectiveness indicator.

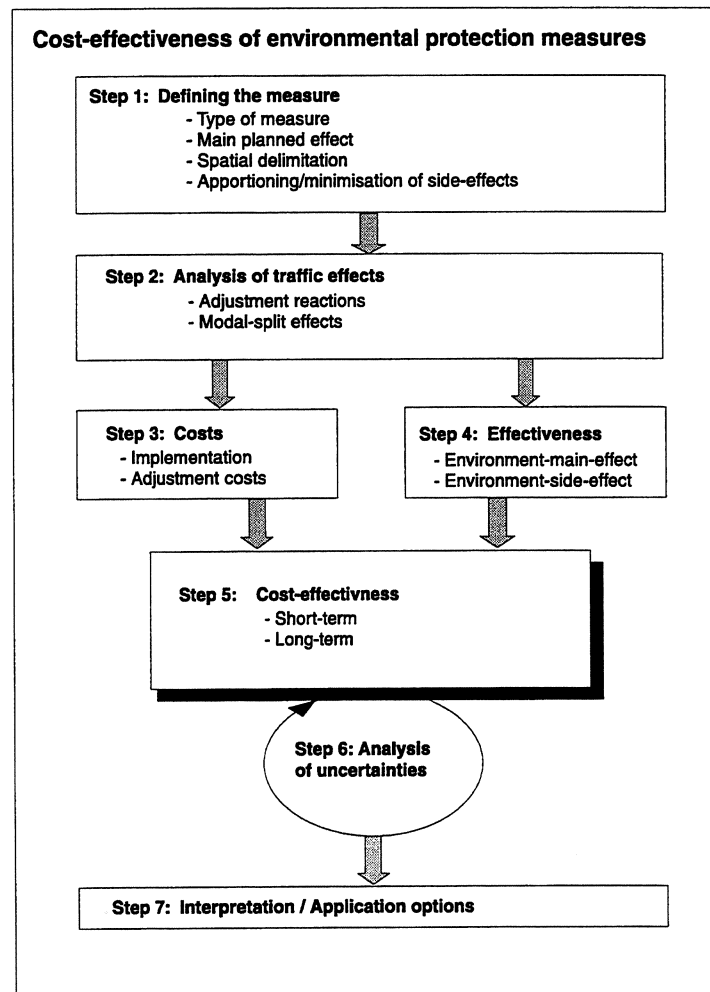


Fig. S-1: Overview: The individual steps used to determine cost-effectiveness.

a) Definition of measures and their effects on traffic

The cost-effectiveness of a specific measure can vary greatly depending on where it is applied and on its apportionment. Thus excessive apportioning can lead to undesired side-effects and consequently to reduced efficiency. It is therefore important to formulate clear statements from the very outset on a measure's comparative status, its elaboration and the limits of the systems involved.

The effects model plays a central part in determining cost-effectiveness and will vary depending on the type and nature of the measure:

- Technical measures can lead directly to an improvement in the environmental situation (emissions, imissions). Their effect can then be derived from information about their technical potential. The resulting costs will be relative to a specific reference technology. They are relatively simple to determine in the case of end-of-pipe technologies (such as the use of a particle filter or a noise protection wall). Greater difficulties are encountered in the case of improvements in integrated technologies (especially attempts to reduce noise, exhaust fumes or fuel consumption in engine technology).
- In the case of behaviour-oriented measures, the relationships are somewhat more complex: both cost-oriented measures, specifications and directives as well as infrastructure measures lead to behaviour reactions among individual transport users that incur adjustment costs. To determine these costs and effects, therefore, information of maximum accuracy on traffic behaviour is needed (cf. Fig. S-2). Considerable uncertainties may result depending on the particular measure applied. The more complex the effects model, the greater will be the expenditures required to determine the cost-effectiveness. Accurate statements often require the application of traffic models.

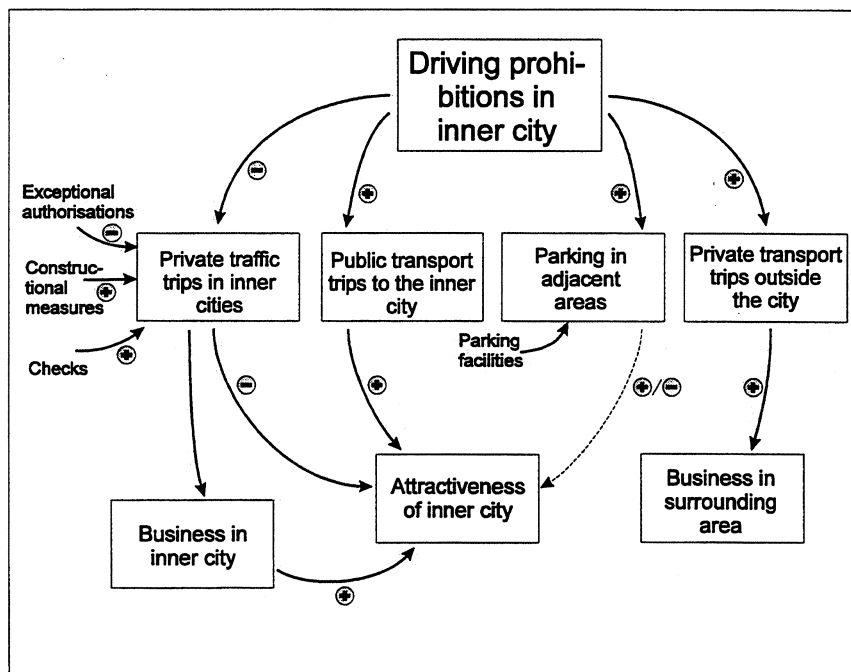


Fig. S-2: Example of a behaviour-oriented measure: effects model for traffic prohibitions in inner cities.

b) Determining the costs

Comparisons of costs and effects are as a rule performed on an annual basis. For this reason, division into periods is important. This applies especially to the cost side because expenditures are often not constant over a given time period. In the case of technical measures in particular, the required investments can be most simply split up into periods with the aid of annual data (mean lifetime, interest rate measured by the yield of federal bonds).

In general, only those **costs additionally incurred** as a result of the measure need to be considered. This can be of special importance in the case of administrative costs where additional monitoring may also be performed by existing personnel. Any **cost reductions** (e.g. savings in fuel consumption) must then be subtracted from these costs.

The greatest problem arising on the cost side is the determination of the **adjustment costs**. In principle, two approaches are available: if the reactions can/could be determined in detail, the basic information would come from the altered resource flows (higher time costs, detours etc.). Such a procedure is well suited for determining the costs of simple behaviour-oriented measures such as speed restrictions. However, as soon as complex adjustment reactions may be expected (e.g. fewer trips, changeover effects) then the resource flows are extremely difficult to determine. In such a case, an aggregated mode of evaluation of the adjustment costs offers a simpler approach. It is based on the economics concept of benefit losses and is expressed as a loss in consumer's surplus. A particular measure is then interpreted as an increase in traffic costs. This can be done directly in the case of cost-oriented measures. The cost increase leads to reduced demand among transport users that can as a rule be determined with the aid of price elasticity data. The reduction in demand leads to a loss in benefit that reflects the adjustment costs. It is expressed as the product of demand reduction and price increase.⁹ However, because we can as a rule assume that not all transport users react to cost changes to the same degree¹⁰, the total benefit loss will amount to only half this product and may be expressed by the following formula:

$$0.5 * [(Traffic_{old} \text{ minus } Traffic_{new}) * (Price_{old} \text{ minus } Price_{new})]$$

9 Although the remaining traffic pays a higher price, this is accepted as a trade-off. The traffic benefit is therefore higher than the additional costs. This represents no loss in benefit (in net terms), but rather a transfer of resources (e.g. in the form of payments from transport users to the exchequer) that may be applied elsewhere.

10 A demand curve showing a linear decline is assumed.

The costs tend to be distributed in a differentiated way over the various agents involved. Thus an environmental protection measure in the inner city (cf. Fig. S-2) may have a negative effect on business turnover there, but may inversely lead to increased turnover in other localities. The net result may in fact be that no costs are incurred. However, distribution effects are significant and may also trigger problems of acceptance. A presentation of the costs on the basis of groups of agents is thus recommended in the case of such measures.

c) Aggregation of environmental effects

Environmental protection measures in the traffic sector have a highly differentiated spectrum of effects. Simple comparison of a noise protection wall and a noise protection window can lead to problems if the possible side-effects (separation effects or impairment of nature and landscape with noise protection walls, lack of noise protection with open (noise protection) windows) must be considered in addition to the main effect (noise). Speed restrictions of 30 km/h in urban areas or pricing measures such as a fuel tax have a relatively broad spectrum of effects and also increase traffic safety. An assessment of the cost-effectiveness must take the potential synergies (or perhaps conflicts) of these measures into account. Various approaches are available to perform the aggregation:

- Referring the costs to a single environmental pollutant (main pollutant) will be the principal factor if the effect of a measure is very homogeneous. This makes sense in the case of highly specific technical measures (such as particle filters) or in the case of noise protection measures aimed at the vehicles themselves.
- An aggregation of the environmental pollutants with the aid of an ecological balance (e.g. an environmental points system) is recommended where a measure initially leads to emission improvements (e.g. various air pollutants and CO₂ emissions). The various environmental improvements can then be expressed in ecological point units.
- If a measure has a very broad effects profile (e.g. air, noise, safety), an aggregation with shadow prices (costs of environmental damage) is a possible option. The individual environmental pollutants can then be expressed in monetary units.

In general, the various aggregation methods are associated with great uncertainties. The individual effects should therefore also be presented separately in every case.

d) Cost-effectiveness indicator

This indicator combines the individual partial calculations and can be presented in three stages:

- Cost-effectiveness indicator =
savings in environmental pollution per franc**
1. Presentation of costs
 - direct costs
 - adjustment costs
 - (possibly subdivided among agents)
 2. Presentation of effects
 - main pollution source (main pollutant)
 - other pollution sources (quantitative, qualitative)
 - possible aggregation
 - other side-effects
 3. Cost-effectiveness indicator
(disaggregated, possibly aggregated as supplement)

A comparison with reference measures offers a good way of assessing the cost-effectiveness of specific measures. Such reference measures may vary greatly depending on the environmental sector and application and may conceivably be taken from other sectors (e.g. the buildings sector, simple technical measures in the traffic sector, network-wide measures as a reference for local measures).

Because the various calculation steps involve great uncertainties, a systematic sensitivity analysis offers a useful way of avoiding potential misinterpretations.

3. Empirical examples

Concrete examples were examined for various measures in order to test the proposed methodology. These examples act both as illustrations for those working in the field (calculation steps, assumptions, results), and also demonstrate the various application options and their modes of deployment. Finally, the calculations also provide a reference for estimating various measures within the framework of an environmentally-oriented traffic policy.

a) Technical measures for clean air

Calculations for the cost-effectiveness of relevant measures have been carried out

above all at EU level as a basis for specifying the EURO exhaust-fume standards.¹¹ To this end, various studies have examined the costs and effects (above all in francs per tonne of NO_x) of specific technical measures applied to automotive engines. This means that the EURO standards also acquire legitimacy from an economic standpoint. Because the spectrum of effects is essentially limited to emissions of air pollutants, the interpretation of a cost-effectiveness indicator is relatively straightforward. The effects can also be easily aggregated with the aid of environmental pollution points. However, cost estimates are frequently uncertain. They tend to be overestimated because ongoing technological developments and the fierce competition in the automotive industry ensure that the costs of leading-edge environmentally benign technologies continually decrease. In practice, the cost-effectiveness of these measures acts as a reference for the efficiency of other measures that are applied in a more specific way.

b) Technical measures in the noise sector

In contrast to the technical measures taken in the clean-air sector, those applied in the noise sector make principal use of concrete spatial optimisation. The cost-effectiveness of optimised noise protection measures at source (vehicle) and of infrastructure-referred noise protection measures (e.g. noise protection walls) are of particular interest. The Swiss Railways have been in the forefront of these activities by performing in-depth investigations in this field in order to estimate the cost effects of measures designed to observe the noise protection specifications. The most suitable approach here is to compare the resulting costs with reference to the potential benefits (number of protected persons) on the basis of various scenarios.

c) Speed restrictions

Speed restrictions exhibit a very broad spectrum of effects: in addition to various environmental sectors, effects are also to be expected on road safety. A one-dimensional indicator (e.g. emission reductions for each invested franc) yields little information in this case. Individual examples (motorways, 30 km/h speed limits in urban areas) have shown that assumptions about time costs (relevant time losses and corresponding time values) can have a particularly significant effect on the result. Such costs are more significant for broad-based reductions than for highly specific measures.

11 Similar international studies exist for the cost-effectiveness of technical measures aiming to reduce CO₂ emissions (especially for private car traffic).

d) Pricing measures

Pricing measures (e.g. increased fuel prices) deliberately leave the individual patterns of behaviour of the traffic participants open. Concrete assumptions about the effects model are consequently required. The proposed approach to determining the adjustment costs (losses in consumer's surplus) is well suited for this purposes. In contrast, elasticity assumptions are rather more sensitive. Reliable national and international estimates of reactions to fuel prices are available. However, if reactions to other costs (e.g. km costs, parking costs) need to be determined, the associated uncertainties are greater. At the same time, the effects profile is relatively broad. Although it is possible to aggregate the effects with the aid of shadow prices that express the individual effects in monetary terms, this approach is also associated with high expenditures and uncertainties. The precise determination of the cost-effectiveness of local pricing measures is therefore relatively difficult in practical applications.

e) Voluntary measures

Voluntary measures such as the initiatives realised within the framework of the "Energy 2000" project (proposed driver training courses known as 'Eco-Drive') represent a special case. The costs of these measures are often very low, as it is assumed that their participants will perform the required activities voluntarily in the expectation of saving costs in the future (e.g. fuel expenditures). In this way, no adjustment costs are incurred.

f) Municipal packages

The examination of individual municipal environmental protection measures is a classical practical example of the kind observed in the course of implementing clean-air or noise protection regulations. The cost effectiveness can be used as an indicator for the optimisation of such packages. Various steps are required for this purpose:

- The cost effectiveness of variously apportioned measures that can be designated as the principal agents (e.g. parking measures, capacity restrictions, low-speed scenario)
- The costs of flanking measures (e.g. monitoring costs)
- The costs of replacement capacity (above all public transport)

These examples show how complex the effects mechanisms can be. A detailed determination requires the use of differentiated traffic models. A particularly difficult point is the delimitation of the costs of replacement capacity. If the necessary investments in extended public transport were fully assigned to these measures, their cost-effectiveness would quickly decline. As a rule, imissions (instead of emissions) must be included on the effects side and thus more detailed effects indicators (e.g. number of people relieved from environmental stress) must be included in the considerations.

4. Interpretation of the results and consequences

Table 1 shows the results of the individual measures in overview.

a) Possibilities and limits of the approach

The application of concrete examples has shown that although the determination of the cost effectiveness of technical measures may be very useful, it is nevertheless often associated with high expenditures and large uncertainties where human behaviour is concerned. It is therefore important to communicate the limits and problems of interpretation quite openly. Political initiatives (EU, UNO climate convention, clean air and noise protection policies) make it clear that the main value of determining the cost-effectiveness is that it allows these measures to be optimised. The least-cost planning approach moves in this direction by seeking measures for specific objectives that incur the least costs. In general, however, cost-effectiveness should not be used as the sole decision-making criterion. Criteria such as the efficiency (degree/potential of environmental improvement), flexibility and sustainability of a particular measure (dynamic incentive effects for the affected agents, social effects, etc.) are at least as important.

Sector	Measure	Cost-effectiveness		Other effects
		Air pollutants [Gram/SFr.]	Noise [dB(A)/ 100,000CHF]	
Technical measures for clean air	Passenger cars (Fuel): EURO 2->3 EURO 3->4	NO _x EPP 20 2,200 19 2,200	--	Additional pollutant reductions: HC CO
	Trucks: EURO 2->3 EURO 3->4 Particle filters	NO _x PM EPP 100 - 7,300 54 3,900 3.1 340	--	Additional pollutant reductions: HC CO
	Busses: Rape-methyl-ester Liquid gas Alcohol Natural gas	NO _x EPP - 600 22 1,900 24 1,600 24 1,700	--	CO ₂ : 1.8 kg/CHF
Technical measures for road-traffic noise (Cost-effectiveness in model space)	Noise protection walls Noise protection windows	--	Urb. 3.1 Rur. 3.4 3.3 6.6	Landscape Effects only when windows are closed
	Lane surfacing Engine encapsulation		7.6 10.4 55 35	
Technical measures for rail-traffic noise (Cost-effectiveness in model space)	Plastic block brakes with mono-block wheels PT+FT Plastic/mono-block FT Disk brakes FT+PT Wheel noise absorbers FT Wheel guards FT	--	Day Night 34 13 6.8 11 8.1 4.4 7.1 10 29 49	Neg.: safety Neg.: safety
Speed restrictions	General speed limits 120->100 km/h on motorways	NO _x PM 3-4 0.1-0.2	Slightly positive (noise reduction: minus 0.9-1.2 dB(A))	CO ₂ : 0.4-0.5 kg/CHF Accident red: 1.7-2.3% Cost/benefit ratio: 0.2-1.1
	30 km/h speed limit in cities across the board	NO _x 3.1-4.8	Slightly positive (noise reduction: minus 2 DB(A))	CO ₂ : 0.75 kg/CHF Accident red: 1-1.3% Cost/benefit ratio: 1-4
Fuel price increases	Fuel tax 0.5 SFr./litre	NO _x PM 60 6	Slightly positive (noise reduction: minus 0.4-0.5 dB(A))	CO ₂ : 11.5 kg/CHF Accident red: 2.5% Cost/benefit ratio: 3.8-5.4
Voluntary institutional measures	Energy-saving driving Mobility management	Uncertain	Slightly positive	CO ₂ : 200-300 kg/CHF 30-120 kg/CHF
Municipal measures	Parking policy Traffic bans Low speeds	NO _x 8-47 4-16 3-13	Slightly positive	Positive: urban scene, safety, other pollutants, CO ₂

Legend: EPP: Environmental pollution points PT: Passenger traffic
PM: Particles PM10 FT: Freight traffic
Urb.: urban
Rur.: rural

Accident red.: Reduction of accidents, referred to Switzerland
Cost/benefit ratio: a measure is economical when this ratio is >1.

Table 1: Overview of the cost-effectiveness of the measures considered: the higher the value, the better the cost-effectiveness. (The total costs of a measure for the effect in question are calculated in all cases.)

b) Consequences for practical situations

An important aim of this study is to offer practically-oriented suggestions to traffic engineers that allow the cost-effectiveness of various environmentally-oriented measures to be calculated in a simple and transparent way. The above considerations have shown that:

- the framing and the system limits must be precisely defined from the outset (elaboration of the measures, temporal and spatial delimitation steps) and the required expenditures must simultaneously be estimated.
- empirical examples are used above all as reference and plausibility parameters to determine the cost-effectiveness of specific local measures.
- the results (costs, effects, side-effects) must be presented in as disaggregated a way as possible in order to ensure transparent communications. High priority must be assigned to an estimate of the uncertainties involved.

c) Consequences for an environmentally-oriented traffic policy**Air pollutants:**

As expected, the technical measures required for ensuring that more stringent exhaust fume limits are observed exhibit a relatively good cost-effectiveness ratio, especially in the diesel sector (for private and commercial vehicles) and for alternative fuels in public road transport. However, it is clear that the efficiency of additional technical clean-air measures is declining compared with that of catalytic converters.

The results of fuel price increases are about equally good as those of technical measures. Other behaviour-oriented measures (speed restrictions) show a lower cost-effectiveness when the costs incurred are assigned fully to the effects of emissions. However, this step is not justified, as these measures actually have a broader spectrum of effects. In contrast, they are highly cost-effective in producing specific local effects and under efficiently modified framework conditions.

Noise sector:

High cost-effectiveness is shown above all by active noise protection measures (at source). The potential for noise reduction is significantly higher in rail traffic than in road traffic. Relevant measures centre on reducing the propagation of wheel noise via modification to the vehicle body (brakes, wheel guards). However, analyses have also shown that the actual cost-effectiveness can only be interpreted comprehensively in a

concrete space (local imissions). Optimal noise protection can only be attained in combination with local infrastructure measures that effectively reduce the imissions in a highly specific way.

Energy and climate:

By far the best cost-effectiveness ratio as regards CO₂ emissions is shown by the voluntary measures taken to reduce fuel consumption within the framework of the "Energy 2000" project. It is significantly higher than comparable pricing or economic policy measures. This shows that promising and highly-selective institutional measures can be highly efficient. On the other hand, it has become apparent how difficult it is to link the effects produced directly back to the activity of the initiating body. At the same time, however, the absolute effects potentials are rather low and refer - especially in the case of "ecological driving" - practically exclusively to CO₂ emissions.¹²

Fuel taxes also show a very good ratio. This trend is enhanced when still other positive environmental effects of these measures are included in the calculation.

Safety and other effects:

Most behaviour-oriented measures produce high synergies and also improve safety. This applies in particular to traffic calming measures such as 30 km/h restricted areas. Positive effects on the urban scene can also be expected to result from municipal measures. If these effects are monetarised with the aid of cost unit rates, the result is cost-benefit ratios in excess of 1, i.e. the benefits (saved costs) are greater than the costs of the measures themselves. Both 30 km/h restrictions and higher fuel prices are measures whose benefit to the national economy significantly exceeds their costs. As against this, generalised speed restrictions on motorways are less cost-effective, as high time costs are a factor in the calculation. Only speed limits applied at specific points (at individual sensitive sections) produce a positive cost-benefit ratio.

d) Open research questions

The analysis of cost-effectiveness deals with a broad and interdisciplinary range of topics and simultaneously tells us something about the ecological and economic efficiency of the measures applied. This integrated viewpoint requires a great deal of information and necessarily raises various open questions from a scientific standpoint.

12 As regards air pollutant emissions, counterproductive effects may even be generated.

Future research activities in these fields should focus essentially on the following points:

- They should try to obtain better information about costs and effects (by performing evaluations, improving effects models, creating economically oriented traffic models). In particular, the environmental effects of 30 km/h restrictions have still been investigated only relatively poorly in Switzerland.
- They should try to improve the basic data used to apply the indicators (benchmark analysis and comparison with other sectors, least cost planning). Deficits also become apparent when effects are aggregated. As in Germany (EWS), it seems a good idea to standardise cost-effectiveness analyses as part of (more comprehensive) cost-benefit analyses for measures or projects in the traffic sector. For this purpose, the individual effects indicators must be more strongly linked to standardised aggregation methods (with the aid of cost unit rates).

1. Einleitung

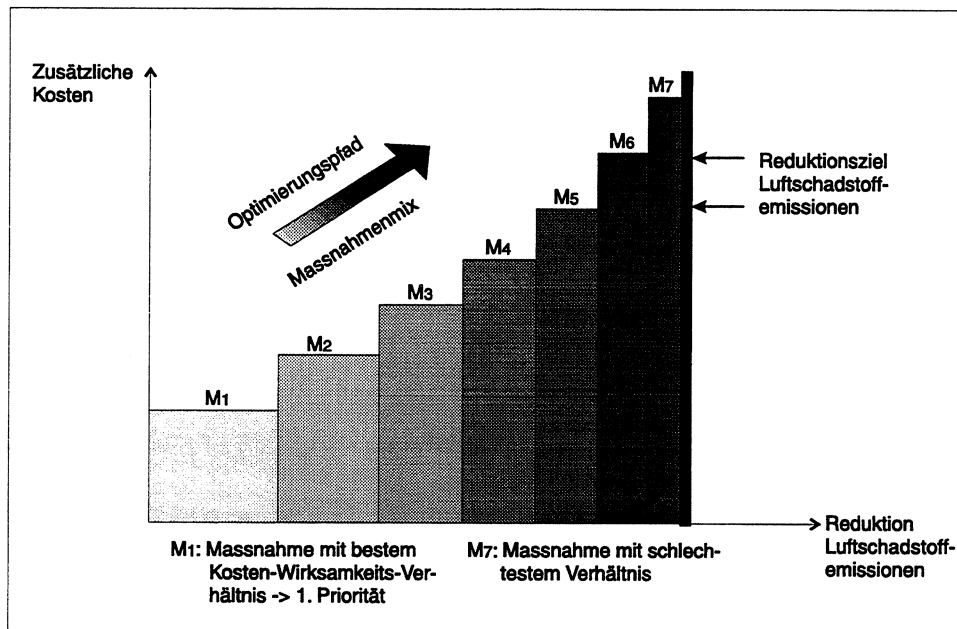
1.1. Worum geht es?

„Umweltziele erreichen mit wirtschaftlich tragbaren Massnahmen“

Eine zentrale Fragestellung im Umweltschutz lautet, wie (mit welchen Massnahmen) konkrete Umwelt-Bereichsziele erreicht werden können,

- mit einer möglichst grossen und schnellen Wirkung: Maximale Effektivität
- mit einem möglichst minimalen Ressourcenaufwand (geringer Vollzugsaufwand, geringe volkswirtschaftliche Kosten): Maximale Effizienz
- mit möglichst grossen gewünschten und möglichst geringen unerwünschten Nebenwirkungen
- mit einer möglichst grossen Zielsicherheit.

Um einen zweckmässigen Massnahmenmix für das Erreichen der Umweltziele zu finden, sind transparente Informationen über einzelne Massnahmen notwendig. Ein sehr wichtiger Indikator ist die Kosten-Wirksamkeit. Je grösser die Kosten-Wirksamkeit der gewählten Massnahmen, desto effizienter, desto nachhaltiger die gewählte Strategie. Die folgende Figur 1 illustriert dies gedanklich am Beispiel von Luftreinhaltezielen:



Figur 1: *Illustration: Minimalkostenkombination von Massnahmen.*
Um die vorgegebenen Luftreinhalteziele zu erreichen, sollten zuerst diejenigen Massnahmen mit der grössten Kosten-Wirksamkeit eingesetzt werden.

Aufgrund der knappen Ressourcen und der finanziellen Engpässe der öffentlichen Hand erhält ein kostensparender Ansatz zur Umsetzung der Umweltziele eine immer grössere Bedeutung. Insbesondere im Verkehrsbereich hat sich gezeigt, dass bisherige Strategien (etwa ein kostenintensiver Ausbau des öffentlichen Verkehrs ohne flankierende Massnahmen) die Umweltziele nur zu einem unverhältnismässig hohen Preis erreichen können. Dazu kommt, dass im Verkehrsbereich eine Vielzahl von Akteuren und Anknüpfungspunkten sowie gegenseitigen Abhängigkeiten von Massnahmen existieren. Teiloptimierungen laufen Gefahr, an anderen Orten kontraproduktive Wirkungen zu zeitigen.

Bis anhin existieren im Verkehrsbereich Aussagen über die Kosten und Nutzen (Wirkung) einzelner Massnahmen in einzelnen Umweltbereichen (v.a. Lufthygiene, Lärm, Klima, vgl. etwa Mäder 1993, INFRAS 1992a, INFRAS 1992b, SBB 1994). Neuere Ansätze (wie etwa die Umsetzung des „Least Cost Planning“-Ansatzes im Verkehrsreich, LCTP, vgl. Öko-Institut 1997) versuchen, die Gesamtkosten einer Verkehrsstrategie verkehrsträgerübergreifend zu ermitteln, allerdings bis anhin in erster Linie auf Infrastrukturmassnahmen bezogen. Gleichzeitig liegen für verschiedene Bereiche (vor allem Energie und Luftverschmutzung) verschiedene Studien vor, die in Teilbereichen

die Kosten-Wirksamkeit quantifiziert haben. Wir werden diese Studien im zweiten (empirischen) Teil des Berichts würdigen.

Bis anhin fehlt sowohl eine konzise Auseinandersetzung mit der zu wählenden Methodik für die Ermittlung der Kosten-Wirksamkeit für verschiedene Massnahmenbereiche als auch entsprechende Datengrundlagen in wichtigen Umweltbereichen. Vor allem fehlt eine anwendungsorientierte Handlungsanleitung für die Praxis.

1.2. Ziele der Studie und Vorgehen

Die SVI-Studie „Kosten-Wirksamkeit von Umweltmassnahmen im Verkehrsbereich“ befasst sich mit diesen Wissensdefiziten. Sie soll

1. die methodischen Aspekte der Kosten-Wirksamkeit diskutieren,
2. daraus eine praxisgerechte Handlungsanleitung entwickeln, wie die Kosten-Wirksamkeit zu ermitteln und darzustellen ist,
3. das gewählte Vorgehen anhand von ausgewählten Beispielen (unterschiedliche Massnahmen für verschiedene Umweltbereiche) illustrieren,
4. daraus Erkenntnisse für eine effiziente Umsetzung von Umweltstrategien im Verkehrsbereich ableiten.

Entsprechend ist der Bericht in drei Teile aufgeteilt.

Der **erste Teil (Methodik)** analysiert die einzelnen methodischen Aspekte. Folgende Fragen und Probleme stehen dabei im Vordergrund:

- **Massnahmen:** Welche Arten von Umweltschutzmassnahmen im Verkehrsbereich gibt es? Wie können sie typisiert und standardisiert werden?
- **Abgrenzung:** Wie sollen Massnahmen und ihr Wirkungsbereich abgegrenzt werden (Dosierung der Massnahme, Abgrenzung in räumlicher und zeitlicher Hinsicht)?
- **Wirkungsmodell:** Was ist zu beachten, wenn die Umweltwirkung und andere (Neben-)wirkungen einer Massnahme zu ermitteln sind?

- **Kosten:** Welche Kostenarten von Massnahmen sind zu unterscheiden? Wie können die Kosten ermittelt werden?
- **Kosten-Wirksamkeit:** Welche Indikatoren für die Darstellung der Kosten-Wirksamkeit sind zweckmässig? Wie soll die Kosten-Wirksamkeit dargestellt werden?
- **Einsatz des Indikators:** Welchen Beitrag können Kosten-Wirksamkeits-Indikatoren für die Bestimmung eines optimalen Massnahmenmixes liefern?
- **Handlungsanleitung:** Wie sieht eine transparente und praxisnahe Handlungsanleitung für die Ermittlung der Kosten-Wirksamkeit von Massnahmen aus?

Der **zweite Teil (Praktische Beispiele)** wendet die entwickelte Handlungsanleitung in ausgewählten Massnahmen- und Umweltbereichen an. Dabei sollen möglichst alle methodischen Aspekte einbezogen werden:

- **Verschiedene Massnahmentypen:** Unterscheiden zwischen technischen Einzelmassnahmen (mit einfachen Wirkungsketten), verhaltensorientierten Massnahmen (mit komplexen Wirkungsketten) und Massnahmenpaketen (Optimierungsschritte).
Flächendeckende Massnahmen: Als quantitative Grundlage für die Effizienz von Umweltstrategien und als Referenzmassnahmen.
Einzelmassnahmen aus der Sicht des Verkehrsingenieurs: Qualitative Darstellung der Handlungsschritte anhand einzelner Beispiele.
- **Verschiedene Verkehrsträger und -mittel:** Privater Strassenverkehr (Personen, Güter), Schienenverkehr, öffentlicher Strassenverkehr.
- **Verschiedene Umweltbereiche:** Luftreinhaltung, Lärm, Klima, Energie, Sicherheit.

Die einzelnen praktischen Beispiele werden schliesslich im Hinblick auf eine effiziente Umweltstrategie im Verkehrsbereich miteinander verglichen. Dabei sind neben der Kosten-Wirksamkeit auch andere Kriterien miteinzubeziehen. Daraus lassen sich einerseits Schlussfolgerungen für die Ermittlung der Kosten-Wirksamkeit, andererseits Folgerungen für zweckmässige Massnahmen ableiten.

Im **dritten Teil (Anhang)** sind für die empirischen Beispiele die Annahmen und die einzelnen Berechnungsschritte dargestellt.

Teil I: Methodik

2. Massnahmen und Wirkungsbereiche: Systemübersicht und Abgrenzungsfragen

2.1. Massnahmen-Typologie

2.1.1. Was sind Umweltmassnahmen im Verkehrsbereich?

Zunächst muss der Umwelt- und der Verkehrsbereich spezifiziert werden, um nachfolgende Abgrenzungsfragen einfacher und klarer abhandeln zu können.

Unter Umweltmassnahmen verstehen wir alle Massnahmen, die Bestandteil einer Umweltstrategie im Verkehrsbereich sind. Bewusst wird der Begriff weit gefasst, um dem Umstand Rechnung zu tragen, dass eine effiziente Umweltstrategie oft aus einer Vielzahl von Einzelmassnahmen besteht, die für sich allein genommen grundsätzlich keine Umweltwirkung aufweisen, aber zur Optimierung eines Gesamtpaketes (z.B. flankierende Massnahmen) notwendig sind. Typische Beispiele dafür sind Infrastrukturmassnahmen im öffentlichen Verkehr, die erst dann eine signifikante Umweltwirkung aufweisen, wenn sie (als notwendige Ersatzkapazität verstanden) in ein umfassendes Massnahmenpaket integriert werden.

Tabelle 1 zeigt nachfolgend die Abgrenzungen der Umweltbereiche.

Bewusst nicht berücksichtigt ist der Bereich Sicherheit/Unfälle, obwohl er eine der bedeutendsten Belastungen des Verkehrs darstellt. Wenn jedoch Umweltmassnahmen positive oder negative Effekte auf die Sicherheit im Strassenverkehr aufweisen, sind diese Effekte im Rahmen einer zu optimierenden Umweltstrategie zu würdigen. Wir kommen weiter unten darauf zurück, wie solche Nebenwirkungen von Massnahmen einzubeziehen sind.

Eine weitere wichtige Abgrenzung ergibt sich zum Energieverbrauch. Er wird hier nicht als Umweltbelastung betrachtet, weil erst die Auswirkungen des Energieverbrauchs (infolge Produktion, Transport, Verbrauch) Belastungen verursachen (z.B. CO₂-Emission). Trotzdem stellt er eine wichtige ergänzende Information dar und kann als sinnvoller Indikator für die Ressourcenverwendung im Verkehrsbereich bezeichnet werden.

Umweltbereiche	Schadstoffe im Verkehrsbereich	Wirkungen	Konkrete Umweltziele
Luftbelastung	Diverse (kritische) Luftschadstoffe in Emissionen: NO _x , NMVOC, Partikel Immissionen: NO ₂ , Ozon	Gesundheitsschäden Material- und Gebäudeschäden Schädigung der Biosphäre (Wald, Landwirtschaft)	Emissionsziele gemäss Luftreinhaltekonzept BR Immissionsziele gemäss LRV Internationale Emissionsziele
Klimabelastung	Klimagase im Verkehrsbereich: CO ₂ , CH ₄ , N ₂ O	Globale Erwärmung, regionale Klimaveränderungen	Emissionsziele CO ₂
Lärmbelastung	dB(A), Emissionen und Immissionen	Störender Einfluss, Nutzungseinbussen, Gesundheitsschäden	Immissionsziele LSV
Natur und Landschaft	Beanspruchung von Schutzflächen	Beeinträchtigung von Natur und Landschaft	Erhalt der Schutzgebiete, Schutzzonen, Pflicht für Ausgleichsmassnahmen
Boden	Kritische Stoffe, z.B. Blei, Cadmium, Zink, Ammoniak	Toxisch, Beeinträchtigung der Regenerationsfähigkeit	Vorschriften für kritische Substanzen, Emissionsgrenzwerte
Wasser	Kritische Stoffe, z.B. Chloride, Sulfate	Toxisch	Vorschriften für kritische Substanzen, Emissionsgrenzwerte

Tabelle 1: Übersicht über die Umweltbereiche als Anknüpfungspunkte für Umweltmassnahmen im Verkehrsbereich¹.

Der **Verkehrsbereich** lässt sich vergleichsweise einfach abgrenzen. Wir subsummieren hier alle Verkehrsmittel gemäss offizieller Schweizerischer Verkehrsstatistik²:

- Privater Strassenverkehr (Personenverkehr: PW, Motorrad, Mofa, Fahrrad, Car)
(Güterverkehr: LKW, Lieferwagen)
- Öffentlicher Strassenverkehr (Autobus, Trolleybus)
- Öffentlicher Schienenverkehr (Bahn PV/GV, Tram)
- Luftverkehr (PV/GV)

Ein Schwergewicht nimmt dabei – infolge der vergleichweisen hohen Umweltbelastung – der private Strassenverkehr ein, wobei die Wechselbeziehungen zum öffentlichen Verkehr eine grosse Rolle spielen.

¹ Die vorliegende Studie konzentriert sich insbesondere auf die drei Bereiche Luft, Lärm und Klima. Gleichzeitig wird der Energieverbrauch als wichtige Zielgrösse miteinbezogen.
² Nicht berücksichtigt sind Rohrleitungen und touristische Anlagen.

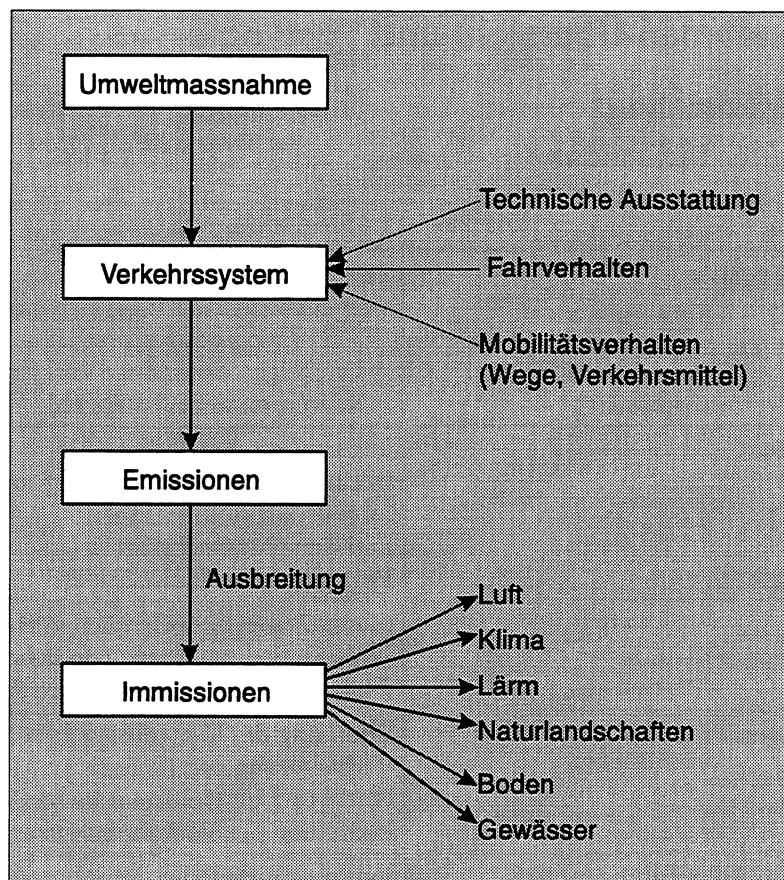
2.1.2. Massnahmen-Übersicht und Typologie

Es gibt verschiedenste Möglichkeiten, Umweltmassnahmen zu gliedern. Tabelle 2 zeigt die wichtigsten Dimensionen:

Gliederungsebene	Dimensionen
nach der Art der Reaktion	Technikorientierte Massnahmen Verhaltensorientierte Massnahmen: - Anpassung des Fahrverhaltens - Umsteigen auf andere Verkehrsmittel - Reduktion der Fahrtenzahl
nach Massnahmenart	Information, Erziehung Institutionelle Rahmenbedingungen Infrastrukturmassnahmen Preisliche Massnahmen Regulatorische Massnahmen
nach Akteuren	Massnahmen der öffentlichen Hand (Rahmenbedingungen (Top down)) Reaktion der privaten Akteure (Bottom up)
nach Stossrichtungen	Erhöhung der Umweltsensibilität Verbesserung der Technik Förderung umweltfreundlicher Verkehrsmittel Reduktion der Verkehrsnachfrage
nach verkehrlichem Anknüpfungspunkt	Verkehrsmittel oder -artenbezogene Massnahmen Verkehrsmittel-/Verkehrsträgerübergreifende Massnahmen
nach räumlichem Bezug	flächendeckende Massnahmen lokale / regionale Massnahmen
nach Umweltbezug	Emissionsorientierte Massnahmen Immissionsorientierte Massnahmen
nach deren Bezug zur Gesamtstrategie	Einzelmassnahmen Massnahmenpakete

Tabelle 2: Übersicht über die wichtigsten Dimensionierungskriterien für Umweltmassnahmen.

Für die Typisierung der Massnahmen zur Ermittlung der Kosten-Wirksamkeit ist es sinnvoll, von der grundsätzlichen Wirkungskette von Umweltmassnahmen auszugehen.



Figur 2: Die Wirkungskette als Ausgangspunkt: Massnahmen können bei der Technik, beim Fahrverhalten, beim Mobilitätsverhalten (Wegewahl, Verkehrsmittelwahl) oder bei der Ausbreitung der Belastung (Immission) anknüpfen.

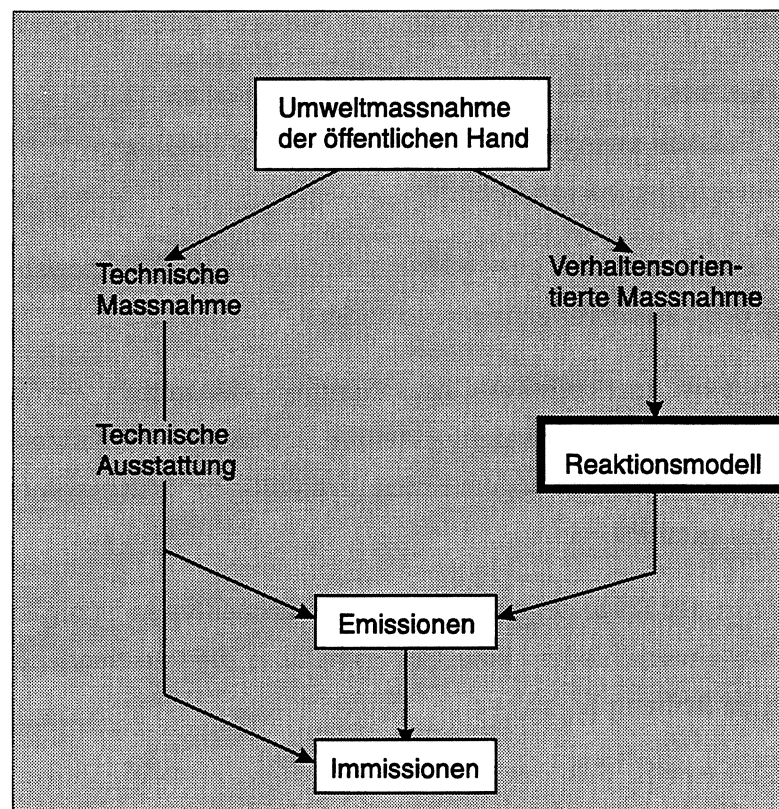
Um eine möglichst einfache und problemadäquate Massnahmen-Typologie zu erhalten, müssen die wichtigsten Unterschiede bezüglich der Reaktionsmuster und der damit verbundenen Erfassung der Kosten und Wirkungen herausgearbeitet werden. Wichtig erscheint uns dabei die Unterscheidung zwischen

- **Technischen Massnahmen**, die das Verkehrsverhalten nicht tangieren (als Einzelmassnahmen einsetzbar), so dass in erster Linie bestehende Mobilitätsmuster umweltfreundlicher befriedigt werden können.

und

- **Verhaltensorientierten Massnahmen**, die in erster Linie die Rahmenbedingungen verändern (regulatorische Rahmenbedingungen, Preise, Infrastruktur, Institutionen) und entsprechend komplexe Reaktionsmuster bei den einzelnen Akteuren auslösen. Bei diesen Massnahmen sind auch Optimierungsfragen (Bildung von kohärenten Massnahmenpaketen, Ausnützen von Synergien) von grosser Bedeu-

tung. In der Praxis treten deshalb zwischen technischen und verhaltensorientierten Massnahmen diverse Wechselwirkungen auf.³ Ein wesentliches Element ist das **Reaktionsmodell**, das die Veränderungen im Verkehrsverhalten und daraus abgeleitet im Umweltbereich erfasst.



Figur 3: Das Reaktionsmodell ist ein wesentliches Element zur Erfassung der Kosten und der Wirksamkeit von verhaltensorientierten Massnahmen und somit ein wichtiges Unterscheidungsmerkmal zu den technischen Massnahmen.

3 So lösen beispielsweise preisliche Massnahmen technische Innovationen aus (z.B. energiesparende Fahrzeugkonzepte infolge einer Treibstoffpreiserhöhung).

2.1.3. Vier zentrale Massnahmentypen

Für die Gliederung der folgenden methodischen Ausführungen unterscheiden wir vier Massnahmentypen:

1. **Technische Massnahmen**, die mittels technischen Investitionen die Umweltbelastung verändern: Das Mobilitätsverhalten der Akteure ändert sich dadurch nicht.
2. **Regulatorische Massnahmen**, die von der öffentlichen Hand vorgeschrieben werden und dadurch zwingende Reaktionen bei den Beteiligten auslösen und so das Mobilitätsverhalten beeinflussen.⁴
3. **Preisliche Massnahmen**, die entweder negative oder positive preisliche Anreize setzen und so das Mobilitätsverhalten verändern.⁴
4. **Infrastruktur- bzw. institutionelle Massnahmen**, die mittels veränderten Rahmenbedingungen bei den privaten Akteuren freiwillige Verhaltensänderungen auslösen. Hier sind auch die sogenannten „freiwilligen“ Massnahmen (Soft Law Measures) subsummiert.

Tabelle 3 zeigt die in der Folge zentralen vier Massnahmentypen bezüglich ihren Gemeinsamkeiten und Unterschieden. Eine Übersicht über die verschiedenen Massnahmen befindet sich im Anhang 1.

⁴ Regulatorische (z.B. Abgasvorschriften) oder preisliche Massnahmen (z.B. Katalysatorförderung), die keine Änderung des Mobilitätsverhaltens bewirken, subsummieren wir unter den technischen Massnahmen.

	Technische Massnahmen	Regulatorische Massnahmen	Preisliche Massnahmen	Infrastruktur-/Institutionelle Massnahmen
Rollenteilung öfftl. Hand/Private	Öfftl. Hand: Erlässt technische Vorschriften und kontrolliert, setzt sie bei öffentlichen Anlagen selbst um. Private: Setzen Vorschriften bei privaten Anlagen um.	Öfftl. Hand: Erlässt Ge- und Verbote und kontrolliert. Private: Beachten Vorschriften.	Öfftl. Hand: Setzt preisliche Rahmenbedingungen (positiv/negativ). Private: Optimieren neu.	Öfftl. Hand: Verantwortlich für Planung, Bau und Finanzierung, Umsetzung. Private: Infrastrukturnutzung (z.T. Realisierung), Anpassung an neue Institutionen bzw. Infrastrukturen.
Spielraum der privaten Akteure	gering	relativ gering	mittel	relativ gross
Bezug zu einer Gesamtstrategie	Als Einzelmassnahme möglich	Als Einzelmassnahme möglich oder Bestandteil einer Gesamtstrategie	Als Einzelmassnahme beschränkt möglich, v.a. Bestandteil einer Gesamtstrategie	Bestandteil einer Gesamtstrategie
Reaktionsmodell und Zielsicherheit	einfach	relativ einfach	komplex, je nach Massnahme Zielsicherheit gering.	komplex, Zielsicherheit gering
Kostenbezug	Öfftl. Hand: administrativ Privat: investiv	Öfftl. Hand: administrativ Privat: Anpassungskosten	Öfftl. Hand: administrativ Privat: Anpassungskosten	Öfftl. Hand: administrativ, investiv Privat: evtl. Finanzierung, Anpassungskosten
Umweltbezug	meist punktuell (auf einen Umweltbereich bezogen)	je nach Massnahme punktuell oder integral	meist integral (auf verschiedene Umweltbereiche bezogen)	meist integral (Umweltbilanz zentral)
Räumlicher Bezug	emissionsbezogen: flächendeckend immissionsbezogen: lokal	je nach Ausgestaltung	in der Regel flächendeckend	in der Regel lokal
Beispiele	Technische Massnahmen am Fahrzeug (z.B. Luftreinhaltung), Technische Massnahmen am Fahrzeug, bei der Infrastruktur bzw. Ausbreitung (z.B. Lärmschutz)	Fahrverbote, Parkplatzreduktionen, Geschwindigkeitsbeschränkungen	Parkplatzabgaben, Treibstoffabgaben, Km-Abgaben, Spezifische Abgaben (z.B. Road Pricing)	Kapazitätsbeschränkungen im Strassenverkehr, Ausbau öffentlicher Verkehr, Institutionelle Massnahmen (z.B. Kampagnen, Aufbau von Netzwerken als Basis für freiwillige Massnahmen)

Tabelle 3: Charakterisierung der vier zentralen Massnahmentypen in Bezug auf Kosten und Wirkungsmuster.

2.2. Abgrenzungsfragen und Vergleichbarkeit der Massnahmen

2.2.1. Räumliche Abgrenzung

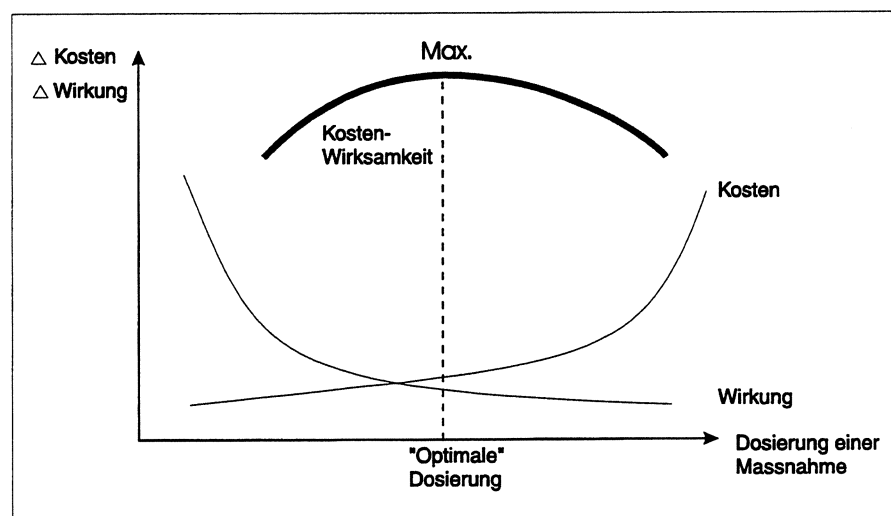
Der räumliche Bezug verschiedener Massnahmen kann stark variieren. Die Kosten-Wirksamkeit beispielsweise einer Lärmschutzwand an einem bestimmten Ort ist nicht vergleichbar mit einer flächendeckenden und lärmarmen Rollmaterialpolitik, deren Umsetzung unter Umständen auch im Ausland positive Wirkungen zeitigt. Wichtig ist der Bezug zum Betrachtungshorizont des Umweltziels: Eine Umweltstrategie, die darauf zielen soll, an einem gewissen Ort die Umweltbelastung zu verringern (und die Auswirkungen ausserhalb dieses Gebietes nicht relevant sind, weil dort zum Beispiel die Grenzwerte bereits unterschritten sind), muss andere massnahmenseitige Schwerpunkte setzen als eine Umweltstrategie, die flächendeckende Verringerungen des Lärms erreichen soll (z.B. auf dem gesamten Gebiet der Schweiz). Tabelle 4 gibt einen Überblick über die wichtigsten räumlichen Bezüge in verschiedenen Umweltbereichen.

Umweltbereich	räumliche Bezüge	Implikationen für die räumliche Abgrenzung
Luftbelastung	Immissionsziele: NO ₂ : kleinräumig Ozon: grossräumig Partikel: sehr kleinräumig Emissionsziele: national/international	Bei Immissionszielen: konkrete räumliche Abgrenzung notwendig (unter Berücksichtigung der Ausbreitungsmechanismen) Bei Emissionszielen: keine räumliche Abgrenzung notwendig
Klimabelastung	globale Dimension	Keine räumliche Abgrenzung notwendig
Lärmbelastung	kleinräumig	Klare Gebietsabgrenzung notwendig (Aggregation der einzelnen Wirkungen möglich)
Natur und Landschaft	kleinräumig	Lokaler Bezug wichtig (Aggregation schwierig)
Boden	kleinräumig	Konkrete Gebietsabgrenzung notwendig (Aggregation möglich)
Gewässer	grossräumig	Gewässerbezogene Abgrenzung notwendig

Tabelle 4: Unterschiedliche räumliche Abgrenzungen von Massnahmen für unterschiedliche Umweltbereiche.

2.2.2. Dosierung der Massnahmen

Je nach Dosierung der Massnahmen kann die Kosten-Wirksamkeit stark variieren. Einfach dosieren lassen sich beispielsweise regulatorische und preisliche Massnahmen. Je höher beispielsweise ein Abgabensatz (z.B. auf Treibstoffen), desto stärker die Wirkung, desto höher aber auch die Anpassungskosten und die Nebenwirkungen. Die Funktionen sind im Normalfall nicht linear. Um verschiedene Massnahmen miteinander vergleichen zu können, ist deshalb eine genaue Spezifizierung der Dosierung einer Massnahme notwendig. Normalerweise ist dies Bestandteil eines ersten Optimierungsschrittes.



Figur 4: Optimierung der Kosten-Wirksamkeit einer Massnahme über die Dosierung: Während die zusätzlichen Kosten (z.B. Anpassungskosten, Vollzugskosten) bei zusätzlicher Dosierung steigen, nimmt die zusätzliche Umweltwirkung ab.

2.2.3. Zeitliche Abgrenzung und Wirkungs-Dynamik

Die Kosten-Wirksamkeit von Umweltmassnahmen ist über die Zeitdauer nicht konstant. Sowohl die Kosten als auch die Wirkung können sich im Zeitablauf verändern. Auf der Kostenseite geht es insbesondere um eine transparente Periodisierung der Investitionen. Auf der Wirkungsseite ist die zeitlich unter Umständen zunehmende (oder abnehmende) Umweltwirkung zu beachten (vgl. Kapitel 4 und 5).

2.2.4. Einzelmassnahmen und Massnahmenpakete

Massnahmenpakete sind in sich optimierte Massnahmenbündel, die eine angestrebte Wirkung optimal erreichen. Insbesondere bei verhaltensorientierten Massnahmen sind dazu Analysen über die Einzelwirkungen und Synergien bzw. Konflikte zwischen verschiedenen Massnahmen notwendig. Ein Fahrverbot in einer Innenstadt beispielsweise würde – isoliert betrachtet – vermutlich eine negative Umweltwirkung erzeugen, da die entstehenden Umwegfahrten zusätzliche Emissionen verursachen. Im Rahmen eines Gesamtpaketes hingegen (z.B. mit Ersatzparkplätzen, Gebührenpolitik, Verkehrsberuhigung) kann die Bilanz deutlich verbessert werden, allerdings mit entsprechenden Kostenfolgen. Die Schnürung eines kohärenten Gesamtpaketes ist also nicht nur eine Frage der Kosten-Wirksamkeit von Einzelmassnahmen, sondern muss in Kenntnis der verschiedenen Synergien und Konflikte der einzelnen Massnahmenbestandteile erfolgen. Je nach Umweltbereich stellt dieser Schritt hohe methodische Ansprüche (vgl. Kapitel 6.4).

3. Das Reaktionsmodell

Die Kenntnis über das Reaktionsmodell einer Massnahme beziehungsweise von Massnahmenbündeln ist eine zentrale Voraussetzung für die Ermittlung von Kosten und Umweltwirkungen. Je nach Massnahmentyp unterscheiden sich diese Reaktionsmodelle (vgl. auch Jenni + Gottardi/Synergo 1996). Dabei gilt die Regel: Je stärker der Anknüpfungspunkt einer Massnahme mit der Umweltbelastung zusammenhängt, desto einfacher ist die Wirkungskette, desto sicherer ist auch die Umweltwirkung. Die obgenannten vier Massnahmentypen unterscheiden sich diesbezüglich voneinander.

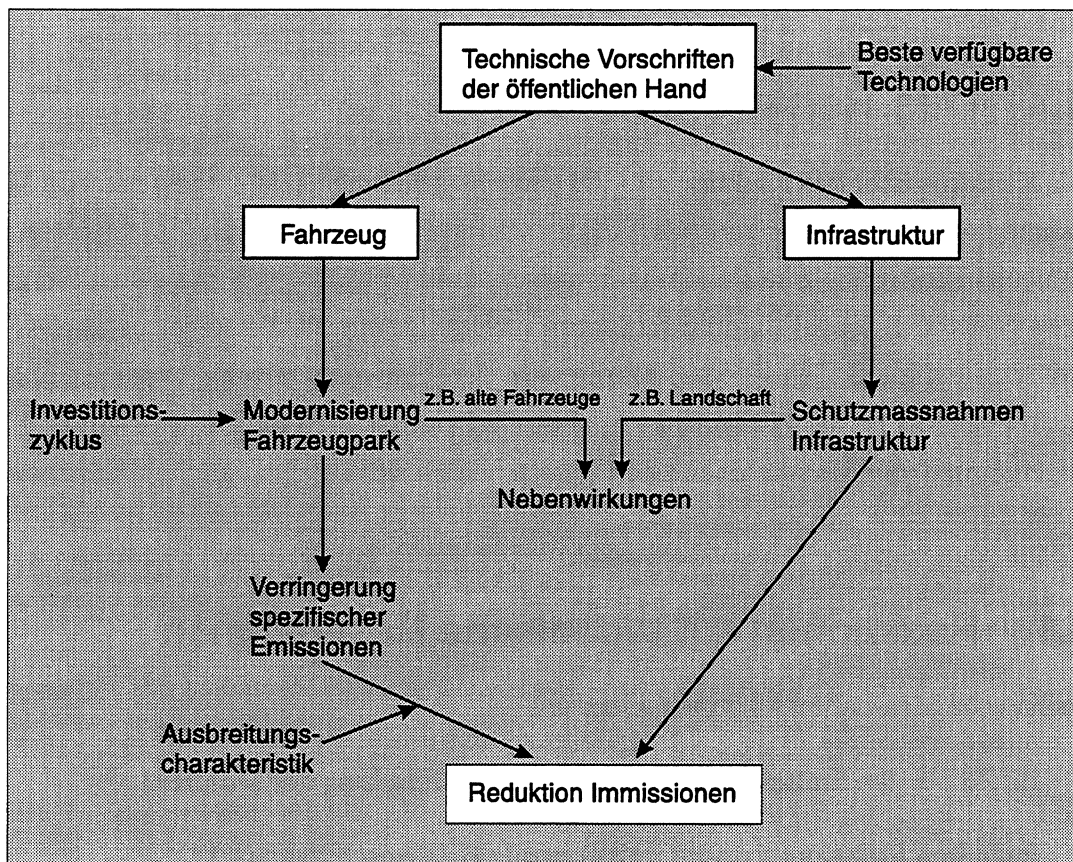
3.1. Reaktionen auf technische Massnahmen

Technische Massnahmen können ansetzen:

- direkt bei den Emissionen (z.B. Katalysator, Kapselung der Motoren)
- zwischen Emissionen und Immissionen (z.B. Lärmschutzwand).

Entsprechend kann relativ direkt auf die Umweltwirkungen geschlossen werden.

Figur 5 zeigt ein einfaches Reaktionsmodell für technische Umweltmassnahmen im Verkehrsbereich. Die erforderliche technische Investition zeitigt direkte Umweltverbesserungen, ohne dass Verhaltensänderungen (z.B. anderes Fahrverhalten; anderes Mobilitätsverhalten, wie Anzahl Fahrten und Wechsel des Verkehrsmittels) notwendig wären. Die transparente Darstellung der Reaktionen vereinfacht die Ermittlung der Kosten-Wirksamkeit wesentlich.



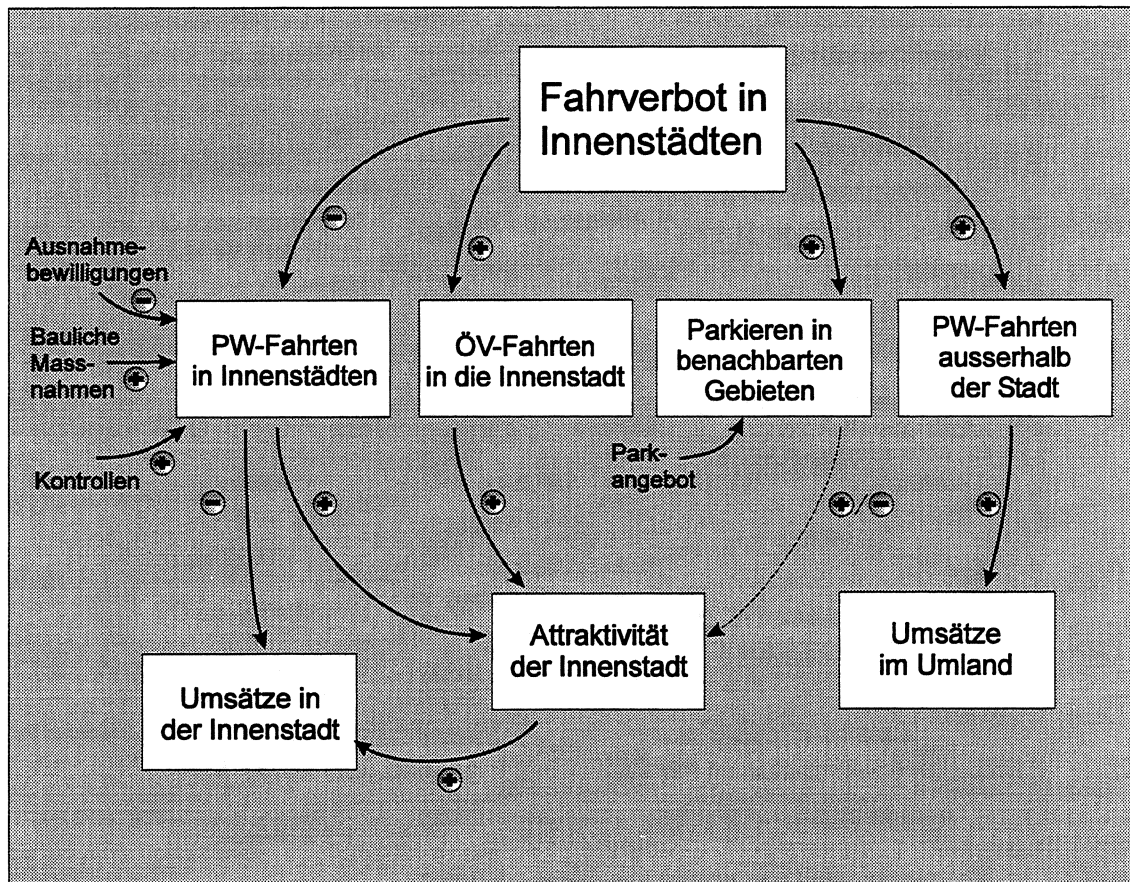
Figur 5: Schematische Darstellung der Reaktionen und der Wirkungssphäre bei technischen Umweltmassnahmen.

3.2. Reaktionen auf regulatorische Massnahmen

Bei regulatorischen Massnahmen hängt die **direkte Wirkung** vom Umsetzungsgrad der Massnahme ab. Dieser wird durch allfällige begleitende Massnahmen (mit entsprechenden Kostenfolgen bestimmt, z.B. zusätzliche Kontrollen etc.). Anders als bei technischen Massnahmen müssen zusätzlich mögliche Nebenwirkungen oder Umlagerungseffekte berücksichtigt werden. Diese Wirkungen hängen sehr stark von der jeweiligen Massnahme ab. Bei Reaktionen auf ein lokales Fahrverbot beispielsweise können Ausweicheffekte eine gravierende Rolle spielen, während bei integralen Geschwindigkeitsbeschränkungen geringe Nebenwirkungen zu erwarten sind. Für die Bestimmung der Wirkung der Massnahme müssen solche erwünschte und unerwünschte Nebenwirkungen **saldi**ert werden.

Grundlage für die Berechnung der Wirkungen von regulatorischen Massnahmen sind in der Regel **verkehrstechnische Analysen** oder **Verkehrsmodelle**. Diese können beispielsweise zur Bestimmung von möglichen Ausweichreaktionen eingesetzt werden. Bei flächendeckenden Massnahmen sind **Hochrechnungen** erforderlich, die mit den vorhandenen verkehrstatistischen Grundlagen durchgeführt werden.

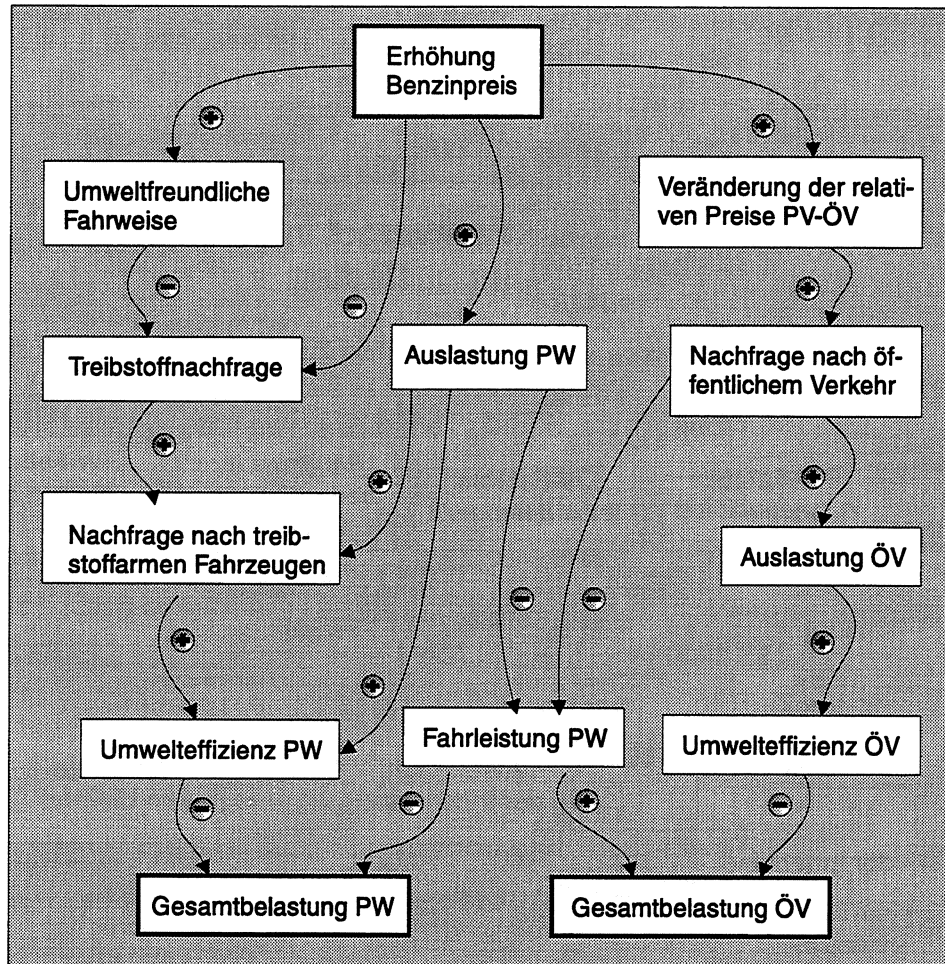
Die folgende Figur 6 zeigt die wichtigsten Reaktionen am Beispiel eines lokalen Fahrverbotes (z.B. in der Innenstadt).



Figur 6: Reaktionsmodell für regulatorische Massnahmen (Beispiel: Fahrverbot in Innenstädten).

3.3. Reaktionen auf preisliche Massnahmen

Im Unterschied zu regulatorischen Massnahmen ist das Reaktionsmodell nicht auf die gewünschte Wirkung, sondern auf die preisliche Reaktion ausgerichtet. Je nach preislichem Anknüpfungspunkt kann die Reaktion dabei mehrere Verhaltensparameter beeinflussen (vgl. Figur 7).



Figur 7: *Reaktionsmodell von preislichen Massnahmen*
(Beispiel: Erhöhung des Benzinpreises).

Die Hauptwirkungen von preislichen Massnahmen werden anhand von Elastizitäten geschätzt. Diese geben an, wie sich die Verkehrsnachfrage reduziert, wenn sich der Preis erhöht. Die folgenden Tabellen geben eine Übersicht über den aktuellen Stand des Wissens in verschiedenen Verkehrssegmenten.

Wirkung auf	Treibstoffpreis		Änderung von				Verkaufssteuer / Verkaufspreis	
	kurzfristig	langfristig	Fixkosten (z.B. Motorfzg.steuer)	Var. Kosten (Str.ben.abgabe)	kurzfristig	langfristig	kurzfristig	langfristig
Fahrzeugbestand		-0.3 ^a -0.15/-0.41 ^b -0.2/-0.4 ^c -0.2/0 (-0.1) ⁱ					-0.38 ^j	-0.89 ^e (-0.4/-1.6) -0.253 ^f -0.77 ^j / -0.6 ^j
Treibstoffkonsum	-0.27/-0.28 ^a -0.20/-0.25 ^g	-0.71/-0.84 ^a -0.55 ^f -0.54/-0.96 ^g -1/-0.4 (-0.7) ⁱ						-0.529 ^f
Fahrzeugbenützung (km)	-0.16 ^a	-0.33 ^a -0.262 ^f -0.55/-0.05 (-0.3) ⁱ			-0.1/-0.8 ^h			-0.287 ^f
Wahl der Route					0.43 ^h			
Modal split		0.34 ^a (0.08/ 0.8)			0.05/0.4 ^h			
Umweltschonendes Verhalten		(-0.2/-0.4) ^d						

^a Goodwin (1992), Durchschnittswerte ausgewählter Studien

^b Hensher (1987, in Goodwin 1992), keine Unterscheidung zwischen lang- und kurzfristigen Elastizitäten

^c Tanner (1981-83, in Goodwin 1992), keine Unterscheidung zwischen lang- und kurzfristigen Elastizitäten

^d Goodwin (1992), Werte als Differenz zwischen der Wirkung auf den Treibstoffverbrauch und der Verringerung des Fahrzeugbestandes berechnet

^e Harbour (1987, in Goodwin 1992, Durchschnitt aus über 90 Schätzungen)

^f Storchmann (1998), Wirkung von jährlichen Abgaben und Abschreibungen auf den Fahrzeugbestand und Treibstoffkonsum **pro Person**

^g Sterner et al. (1992), dynamisches Modell

^h APAS, Pricing and financing of urban transport (1996), Elastizität hängt von Reisezweck, Verkehrsträger und Höhe der Strassengebühr ab

ⁱ Johansson et al. (1996), in Klammer = „beste Schätzung“, **Jährliche Abgabe = andere Steuern als die Treibstoffsteuer** (Summe aus Verkaufssteuer und jährlicher Steuern)

^j Vaes (1982, in APAS 1996)/Bland (1994, in APAS 1996)

Tabelle 5: Übersicht über die Elastizitäten im Strassenpersonenverkehr

(Lesehilfe: Eine Preiselastizität von -0.5 besagt, dass sich die Nachfrage um 5% vermindert, wenn sich der Preis um 10% erhöht)

INFRAS

Gütergruppen	Preiselastizität des Strassengüterverkehrs (untere/obere Grenze)	Kreuzpreiselastizität Distanzen über 50 km (untere/obere Grenze) ¹⁾
0 Land- und Forstwirtschaft	-0.325/-0.65	0.4/0.8
1 Nahrungs-, Futtermittel	-0.25/-0.5	0.7/1.4
2 Feste mineral. Brennstoffe	-0.35/-0.7	0.1/0.2
3 Erdöl, min. Erzeugnisse	-0.4/-0.8	0.4/0.8
4 Erze, Metallabfälle	-0.425/-0.85	0.1/0.2
5 Eisen, Stahl, NE-Metalle	-0.425/-0.85	0.5/1.0
6 Steine, Erden, Baustoffe	-0.45/-0.9	0.9/1.8
7 Düngemittel	-0.35/-0.7	0.2/0.4
8 Chemische Erzeugnisse	-0.225/-0.45	0.3/0.6
9 Fz., Maschinen, andere	-0.125/-0.3	0.5/1.0

¹⁾ Änderung der Schienennachfrage bei einer Änderung der Preise im Strassengüterverkehr

Tabelle 6: Zusammenstellung der geschätzten Preiselastizitäten und Kreuzpreiselastizitäten im Güterverkehr (ECOPLAN 1995).

Verschiedene in- und ausländischen Studien haben die Elastizitäten des öffentlichen Verkehrs geschätzt. Ein Überblick dazu liefert die Zusammenstellung von Goodwin (Goodwin 1992), in der die Elastizitäten für Busverkehr, U-Bahn und Schienenverkehr ausgewiesen werden:

	Bus	U-Bahn	Schiene
Kurzfristig	-0.3	-0.4	-0.4/-0.76
Langfristig	-0.55/-0.65	-0.6/-1	-0.61/-1.38

Tabelle 7: Preiselastizitäten im öffentlichen Verkehr (Goodwin 1992).

Bei der Verwendung der in den obigen Tabellen dargestellten Preiselastizitäten ist es wichtig, dass der Bezugsrahmen richtig interpretiert wird. Die obigen Elastizitätswerte sind Durchschnittswerte. Sie können unter anderem variieren in Abhängigkeit von

- der Möglichkeit, einer preislichen Massnahme auszuweichen
- der Qualität von Alternativangeboten, insbesondere im öffentlichen Verkehr
- dem Einsatz von flankierenden Massnahmen (z.B. Kampagnen etc.)
- dem Niveau der Veränderung (kleine – grosse Preisänderungen).

Weicht die zu untersuchende Situation von einer Durchschnittssituation ab, sind Anpassung notwendig. Allgemein ist zu beachten, dass die Unsicherheiten relativ gross sind, wenn spezifische Situationen abgebildet werden sollen.

3.4. Reaktionen auf Infrastruktur- und institutionelle Massnahmen

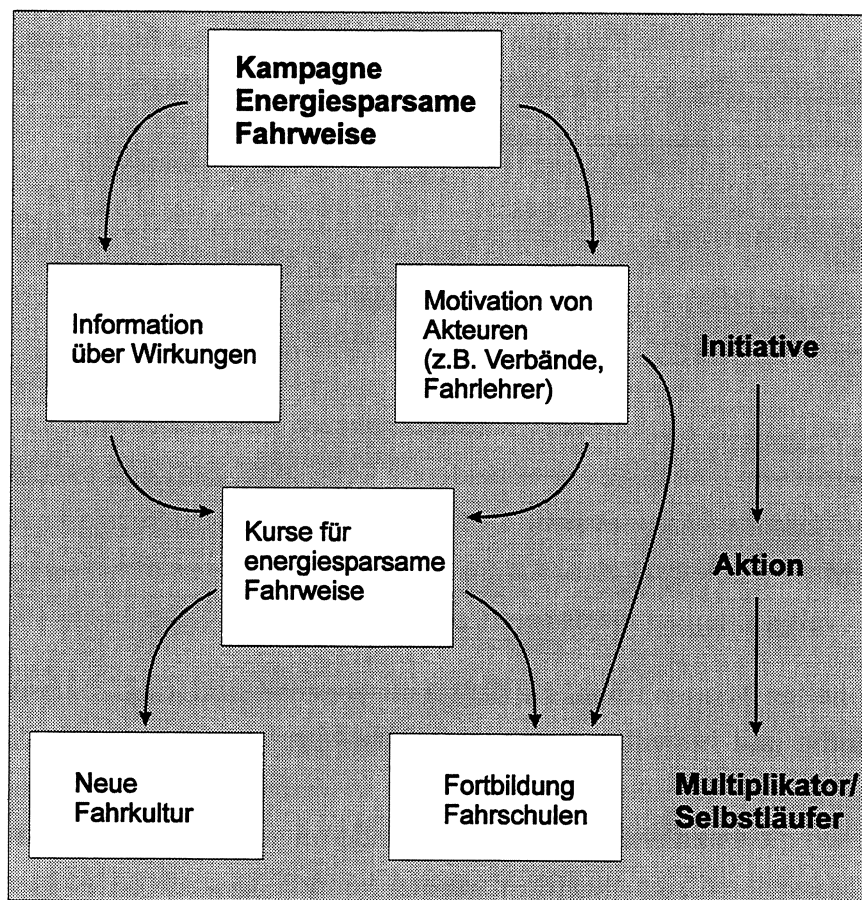
Die Verkehrswirkungen von **Infrastrukturmassnahmen** sind relativ komplex zu erfassen und zu bemessen. Eine relativ entscheidende Rolle spielt das konkrete Umfeld und mögliche flankierende Massnahmen. Deshalb ist bei Infrastrukturmassnahmen die Bildung von **Massnahmenpaketen**, welche die Nebenwirkungen minimieren bzw. die positiven Umweltwirkungen maximieren, sehr wichtig.

Bei **institutionellen Massnahmen**, die darauf ausgerichtet sind, dass die privaten Akteure selbständig und freiwillig eigene Aktivitäten⁵ entfalten, ist eine konkrete Wirkungsanalyse oft sehr komplex. Oft sind sie auf längerfristige Verhaltensänderungen ausgerichtet, wo die einzuleitenden Verhaltensänderungen praktisch nicht auf die ursprüngliche Massnahme zurückgeführt werden können. Deshalb ist es hier äusserst wichtig, dass die Wirkungsketten transparent dargestellt werden und die Funktion der Massnahme innerhalb der Wirkungskette im Zeitablauf beschrieben wird.

Figur 8 zeigt das Reaktionsmodell einer institutionellen Massnahme am Beispiel der Kampagne für eine energiesparende Fahrweise („Eco-Drive“) des Ressorts „Treibstoffe“ von „Energie 2000“.⁶

5 Z.B. Aktionen, die im Rahmen von 'Energie 2000': Die Massnahmen der öffentlichen Hand sind in der Regel Anstossfinanzierungen für die Lancierung von Produkten, Koordinationsaktivitäten sowie eigentliche Kampagnen.

6 vgl. dazu die Analyse im empirischen Teil.



Figur 8: *Reaktionsmodell von institutionellen Massnahmen*
(Beispiel: Kampagne für eine energiesparende Fahrweise).

4. Kosten von Umweltschutzmassnahmen

Nach der Beschreibung der verschiedenen Umweltmassnahmen und ihrer Wirkungsweise werden nun die damit verbundenen Kostenarten dargestellt. Die Unterscheidung von verschiedenen Massnahmentypen hat auch einen Einfluss auf die Erfassung der Kosten, da die Massnahmen verschiedene Reaktionen bei den VerkehrsteilnehmerInnen hervorrufen bzw. Realisierungskosten bei der öffentlichen Hand und bei den Privaten implizieren. Je nachdem, wo die Massnahme ansetzt, ändern sich die Rahmenbedingungen bzw. die Reaktionsmöglichkeiten der VerkehrsteilnehmerInnen.

4.1. Grundsätzliches zum Kostenbegriff

a) Drei verschiedene Kostenkategorien

Aufgrund der unterschiedlichen Reaktionsmodelle von Umweltschutzmassnahmen unterscheiden wir folgende drei Kostenkategorien:

1. **Direkte Kosten**, die durch die Umsetzung der Massnahme direkt ausgelöst werden (z.B. Vollzugskosten, direkte Investitionen etc.)
2. **Anpassungskosten**, ausgelöst durch Anpassungsreaktionen der VerkehrsteilnehmerInnen (z.B. Zeitkosten, Nutzeneinbussen)
3. **Kosten von Nebeneffekten**, die durch unerwünschte Nebenwirkungen der Massnahme entstehen (z.B. Umwegfahrten, umweltseitige Nebeneffekte)

b) Betriebs- und volkswirtschaftliche Kosten

Um die Kosten von Umweltschutzmassnahmen vollständig erfassen zu können, muss ein **volkswirtschaftlicher Kostenbegriff** zugrundegelegt werden.⁷ Basis ist die Bilanz der Ressourcenverbräuche bei verschiedenen Akteuren, die sich infolge der Massnahme, relativ zu einem Zustand ohne Massnahme, ergibt. Die Bewertung der Ressourcenverbräuche basiert auf dem Prinzip der **Opportunitätskosten**, d.h. derjenigen Ko-

⁷ Mit einer Aufteilung der Kosten nach Akteuren ist grundsätzlich eine betriebswirtschaftliche Sichtweise möglich (vgl. Kap. 4.3).

sten, welche dadurch entstehen, dass die Ressourcen, die für die Umsetzung der Umweltschutzmassnahme notwendig sind, für andere Zwecke nicht mehr zur Verfügung stehen.

c) Investitionen und laufende Kosten

Die Kostenbewertung richtet sich nach dem in einer Zeitperiode resultierenden Ressourcenverbrauch. Dieser entspricht nicht den in einer Zeitperiode anfallenden Ausgaben, sondern den einer Periode anzurechnenden Kosten, die sich in Form von Abschreibungen und Zinsen ausdrücken. Entsprechend ist für die Ermittlung der Kosten von Investitionen eine **Periodisierung** vorzunehmen.

d) Zusätzliche Kosten und Durchschnittskosten

Massgebend für die Ermittlung der Kosten-Wirksamkeit sind grundsätzlich immer die **zusätzlichen Kosten und Wirkungen**, die durch eine Umweltschutzmassnahme bei den einzelnen Beteiligten ausgelöst werden, in Relation zu einem Ausgangszustand ohne Massnahme. In vielen Fällen ist dieser Ausgangszustand nicht vollumfänglich ermittelbar. Dies trifft beispielsweise bei der Ermittlung des zusätzlichen Verwaltungsaufwandes (zusätzliches Personal)⁸ zu. In diesen Fällen kann auch auf Durchschnittskosten (in diesem Fall durchschnittliche Kosten pro Personaleinheit) zurückgegriffen werden.

e) Brutto- und Nettokosten

Massnahmen können auch zu Einsparungen führen (z.B. geringerer Energieverbrauch bzw. geringere Treibstoffkosten). Für die Ermittlung der Kosten ist grundsätzlich vom **Nettokostenprinzip** auszugehen, d.h. allfällige Einnahmen sind von den Kosten abziehen.

4.2. Bewertungsaspekte

4.2.1. Periodisierung der Kosten

Wie bereits in Kapitel 2 dargelegt, müssen sich die Kosten und die Wirkung einer Umweltschutzmassnahme auf dieselbe Periode beziehen. Die folgende Figur 9 zeigt

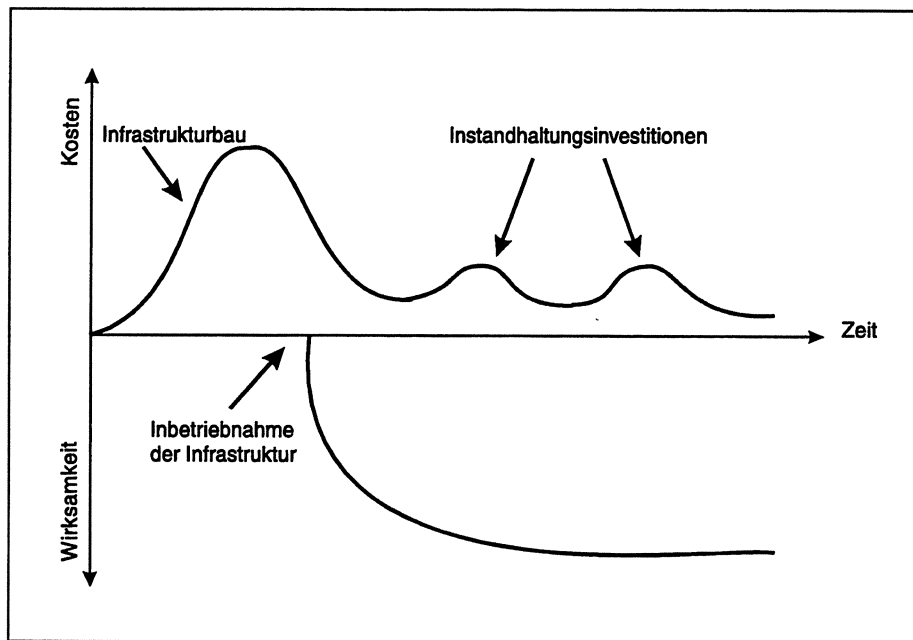
⁸ Oft ist nicht klar, ob für die Umsetzung einer Massnahme zusätzliches Personal eingesetzt werden muss oder ob bestehendes Personal anders eingesetzt werden kann.

einen typischen Verlauf der Kosten und der Wirkung für eine investive Massnahme. Eine Lärmschutzwand oder lärmreduzierende Strassenbeläge verringern die Immissionen während ihrer ganzen Lebensdauer. Die massgeblichen Investitionsausgaben fallen jedoch vor allem im Investitionszeitpunkt an. Die Massnahme wird erst dann wirksam, wenn die Investition getätigt oder die Infrastruktur erstellt ist. Demgegenüber fallen **laufende Ausgaben** (z.B. der Verwaltung) jährlich an und können direkt als jährliche Kosten eingesetzt werden.

Um die Kosten periodengerecht zu erfassen, stehen grundsätzlich zwei Methoden zur Verfügung:

1. **Statische Methode:** Erfassung der Kosten zu einem bestimmten Zeitpunkt, in dem sich die Wirkung voll entfalten kann. Für Investitionen werden die Kapitalkosten eingesetzt. Dazu müssen die jährlichen Abschreibungen und Zinskosten ermittelt werden.
2. **Dynamische Methode:** Hier werden die zukünftigen Kosten auf einen bestimmten Zeitpunkt abdiskontiert. Der entsprechende Kapitalwert besagt, wieviel Geld man zu diesem Zeitpunkt zu einem bestimmten Zinssatz anlegen müsste, um die jährlich anfallenden Ausgaben zu finanzieren. Dazu müssen die jährlichen Ausgabenströme bekannt sein. Mit Hilfe der Zinseszinsrechnung werden jährliche Werte aufaddiert.

In der Regel empfiehlt sich die statische Methode. Sie besitzt den Vorteil, dass weniger Annahmen getroffen werden müssen und die Berechnungsweise wesentlich einfacher ist. Zudem können die so ermittelten Jahreskosten auch mit der ermittelten jährlichen Wirkung verglichen werden. Die dynamische Methode empfiehlt sich grundsätzlich nur dann, wenn komplexe Investitionsverläufe zu erwarten sind (etwa bei Infrastrukturmassnahmen).



Figur 9: Illustration: Zeitlicher Verlauf von Kosten und Wirksamkeit einer Umweltschutzmassnahmen (schematisch).

Abschreibungen

Die **Abschreibungen** stellen die Kosten der (Ab-)Nutzung der Investition dar, und haben zum Ziel, die Kosten der Bereitstellung und Nutzung einer Investition über die Nutzungsdauer zu verteilen. Es wird zwischen **technischen** und **ökonomischen Abschreibungen** unterschieden. Die technische Abschreibung basiert auf dem rein technisch bedingten Kapitalverschleiss. Die Lebensdauer der Rohstoffe ist dabei massgeblich. Die technische Abschreibungsdauer eines Tunnels hängt von der Lebensdauer der Bauelemente, der Belüftungsanlagen etc. ab. Bei der ökonomischen Abschreibung wird der Kapitalverschleiss durch Nachfrageänderungen (wird eine bestimmte Investition in 20 Jahren noch benützt?) und vor allem durch den technischen Fortschritt (ist die Investition in 20 Jahren bereits veraltet und muss deswegen ersetzt werden?) gegeben.

Folgende Faktoren bestimmen die periodischen Abschreibungen:

- die **Abschreibungssumme**: d.h. Investitionsausgaben und allfällige weitere wertvermehrnde Erneuerungsausgaben. Bei der Abschreibungssumme muss festgelegt werden, ob der **Anschaffungswert** oder der **Wiederbeschaffungswert** benützt werden soll. Ersterer ist einfacher zu bestimmen, letzterer muss geschätzt werden und ist aus ökonomischer Sicht besser geeignet, um die **tatsächliche**

Wertverringerung der Investition im Zeitablauf darzustellen. In der Regel genügen jedoch die Anschaffungskosten als Basis.

- **der Abschreibungszeitraum:** Die Nutzungsdauer bzw. Lebensdauer der Investition muss im voraus geschätzt werden. Dabei wird auf Erfahrungswerte zurückgegriffen.
- **die Abschreibungsmethode:** Es können **lineare** Abschreibungen mit gleichbleibendem Abschreibungssatz sowie progressive und degressive Abschreibungen mit steigenden bzw. fallenden Abschreibungssätzen unterschieden werden. Üblicherweise kann die lineare Abschreibungsmethode benutzt werden.

Zinsen

Die (kalkulatorischen) **Zinsen** stellen die Opportunitätskosten des gebundenen Kapitals dar, d.h. Kosten in Form von entgangenen Erträgen aus einer Alternativverwendung des Kapitals. Für privates Kapital ist dabei der Marktzinssatz massgebend. Dieser kann unter Umständen höher sein als die durchschnittliche Rendite von Bundesanleihen, die sich als Zinssatz für öffentliche Investitionen empfiehlt. Auf jeden Fall zu berücksichtigen ist die Zeitdauer, in der das investierte Kapital gebunden ist. Der Zinssatz sollte diese Opportunitätskosten zeitgerecht widerspiegeln.

Zur Berechnung stehen zwei Methoden zur Verfügung:

- **Methode der Restwertverzinsung:** Grundlage für die Verzinsung bilden die Investitionskosten vermindert um die Abschreibungen.
- **Methode der Durchschnittswertverzinsung:** Grundlage bilden die Hälfte der Anschaffungskosten.

Bei Investitionen mit kurz- bis mittelfristigen Kosten und Wirkungen (max. 5 Jahre) ohne substanzielle Änderungen des Preisniveaus kann ein Nominalzins verwendet werden. Spezifische Anpassungen der Kostenverläufe an die Preisentwicklung sind nicht nötig. Bei Infrastrukturmassnahmen bzw. Massnahmen mit langfristigen Kosten und Wirkungen ist dagegen die Veränderung des Preisniveaus (Inflation) zu berücksichtigen. Entweder wird in den Kostenverläufen die Inflation berücksichtigt und ein Nominalzins verwendet, oder die Kosten werden real konstant (z.B. Preisniveau des Ausgangszeitpunktes) belassen. In diesem Fall muss ein Realzins (Nominalzins minus Inflationsrate) verwendet werden.

Annuitätenmethode

Bei relativ einfachen Investitions- und Abschreibungsverläufen empfiehlt sich die Anwendung der Annuitätenmethode. Die Kapitalkosten werden hier im Zeitverlauf konstant gehalten. Die entsprechenden Grundlagen können entsprechenden Standardtabellen entnommen werden.

Abdiskontierung von zukünftigen Kosten

Falls eine dynamische Methode notwendig erscheint, ist die Wahl des Zinssatzes zur Abdiskontierung wesentlich. Wenn ein hoher Zinssatz für die Abdiskontierung benutzt wird, sind Ausgaben, welche in Zukunft anfallen, von geringer Bedeutung. Sie fallen beim Investitionsentscheid somit nicht ins Gewicht. Die Ausgaben, die heute getätigt werden, fliessen dagegen mit einem grossen Gewicht in die Kosten der Massnahme ein. Die Wahl eines hohen Abdiskontierungssatzes ist besonders in solchen Fällen problematisch, in denen eine Investition zum heutigen Zeitpunkt getätigt wird, die Wirksamkeit (der Nutzen) dagegen erst in den zukünftigen Perioden anfällt. Die Kostenseite wird in einem solchen Fall wesentlich stärker gewichtet als der Nutzen, der aus der Massnahme entsteht.

Auch bei der dynamischen Methode ist der Marktzinssatz (von öffentlichen bzw. von privaten Anleihen) der Ansatzpunkt für die Wahl des Abdiskontierungssatzes. Die Wahl eines tieferen Satzes als der Marktzinssatz kann mit dem Argument begründet werden, dass aufgrund eines „Generationen-Vertrags“ die heutige Generation verpflichtet ist, Wirkungen und Kosten, welche in Zukunft anfallen, im heutigen Entscheid mitzuberücksichtigen. Dies wäre insbesondere bei langfristigen Infrastrukturinvestitionen relevant.

4.2.2. Ermittlung von Anpassungskosten

Gewisse Umweltschutzmassnahmen verursachen einen geringen oder keinen direkten (zusätzlichen) Ressourcenverbrauch – und somit geringe direkte Kosten. Sie verursachen aber eine **Verhaltensänderung**, welche einen Verlust an individuellen Nutzen implizieren kann.

Gewisse Anpassungskosten können direkt durch Änderungen des Ressourcenverbrauchs bewertet werden. Es handelt sich dabei um **laufende Ausgaben** (z.B. zusätzlicher Treibstoffverbrauch wegen Suchverkehr) oder **Investitionen** (z.B. in sparsamere

Autos). Diese Kosten können anhand des zusätzlichen Ressourcenverbrauchs monetär quantifiziert werden.

Anpassungen auf die veränderten Rahmenbedingungen können allerdings auch durch einen Verzicht auf die Nutzung des Verkehrsmittels oder auf die Fahrt stattfinden. Der Verzicht auf Autofahrten (zum Beispiel als Folge einer generellen Treibstoffpreiserhöhung) verursacht einen vergleichsweise geringen Ressourcenverbrauch. Es sind weder Planungs- noch Bauarbeiten dafür erforderlich. Für die betroffenen Personen entstehen erhebliche Kosten im Sinne von **Nutzeneinbussen**, insbesondere wenn sie aufgrund der Preiserhöhung auf Fahrten verzichten. Für diese Einbussen existieren keine Kostenelemente oder Marktpreise, auf die man für die Bewertung zurückgreifen könnte. Es ist somit nicht möglich - bzw. es wäre sehr aufwendig⁹ - anhand der individuellen Kosten die Gesamtkosten zu ermitteln. Die individuellen Nutzeneinbussen bzw. Kosten setzen sich wie folgt zusammen:

- Nutzeneinbussen aufgrund einer Verringerung der **Verkehrsnachfrage**.¹⁰
- Erhöhung der **Zeitkosten**: Zeit ist für alle Individuen eine knappe Ressource. Eine Erhöhung der Reisezeit ist, vor allem im Pendlerverkehr, mit einer Nutzeneinbuss gekoppelt und wirkt ähnlich wie eine Preiserhöhung. Im Geschäftsreiseverkehr äussern sie sich direkt in höheren Personalkosten.
- **Kosten infolge Umsteigeeffekten auf andere Verkehrsmittel**¹¹: Zeiteinbussen, mögliche Qualitätsveränderungen (z.B. Komfort).

Um alle diese Kosten¹² im Detail zu ermitteln, wären umfangreiche Reaktionsmodelle notwendig, die genau angeben, wie die einzelnen VerkehrsteilnehmerInnen auf die Massnahme reagieren und welche Alternativen sie wählen. Anstelle dieses Ressourcenansatzes empfiehlt sich deshalb ein aggregiertes Vorgehen (Top-Down), das von den aggregierten Nachfragereaktionen ausgeht.

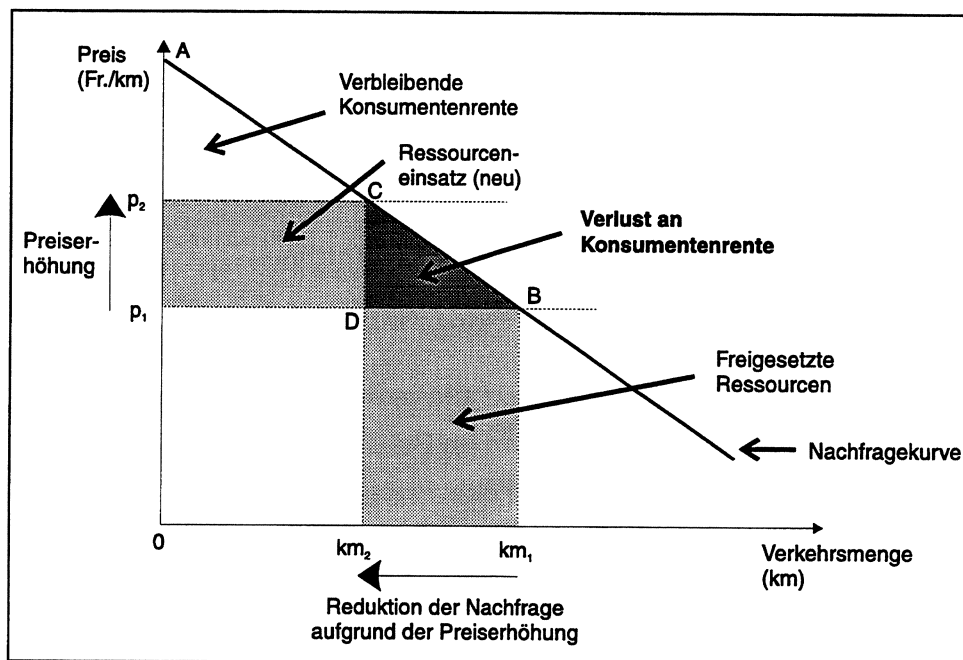
9 Die Kosten können dann berechnet werden, wenn mittels Befragung die individuellen Nutzeneinbussen (=individuelle Kosten) der einzelnen betroffenen Personen erfasst werden. Dies ist allerdings sehr kostspielig und zeitaufwendig.

10 Preisliche Massnahmen wirken **indirekt** auf die Verkehrsnachfrage. Die Wirkung der regulatorischen Massnahmen auf die Verkehrsnachfrage ist dagegen **direkt**, wenn es sich um eine Verkehrseinschränkung oder -verbot handelt, indirekt, wenn die Zeitkosten erhöht werden (Reduktion der Geschwindigkeitslimiten).

11 Z.B. vom MIV zum ÖV, von einem grossen zu einem kleinen Auto

12 Eine Ausnahme bilden die Zeitkosten bei Geschwindigkeitsreduktionen (vgl. Kap. 4.3)

Dass Ausmass der Anpassungskosten (Nutzenverluste) wird anhand einer expliziten oder impliziten Preiserhöhung ermittelt. In der folgenden Figur 10 stellt die Nachfragekurve die Verkehrsmenge (z.B. Fahrzeugkilometer) dar, welche die VerkehrsteilnehmerInnen bei den jeweiligen Preisen „konsumieren“. Der Nutzen der nachgefragten Verkehrsleistung muss dabei mindestens so hoch sein wie der Preis, den die Individuen dafür zahlen. Wäre der Nutzen aus der Fahrt kleiner als der Preis, den sie dafür zahlen müssen, würden sie auf die Fahrt verzichten.



Figur 10: Änderung der Nachfrage nach Fahrten nach einer Preiserhöhung.

Die Massnahme drückt sich als Veränderung des Fahrtpreises (von p_1 auf p_2) aus. Beim ursprünglichen Preis p_1 wird eine bestimmte Anzahl Kilometer (km_1) gefahren. Der Nutzen, den die nachgefragte Verkehrsmenge stiftet, entspricht der Fläche unterhalb der Nachfragekurve ($0ABkm_1$).

Den Preis (Kosten), den man für jeden gefahrenen Kilometer zu zahlen hat (p_1), verringert den Gesamtnutzen, insgesamt um die Fläche $0p_1Bkm_1$. Der verbleibende Netto-Nutzen (Fläche p_1AB) stellt die **Konsumentenrente** dar.

Bei der angenommen Veränderung des Fahrtpreises auf p_2 verringert sich der Nutzen (Fläche unter der Nachfragekurve) auf die Fläche $0ACkm_2$. Die Verkehrsteilnehmer-

Innen setzen dafür finanzielle Mittel im Ausmass von der Fläche $0p_2Ckm_2$ ein. Es verbleibt eine Konsumentenrente in der Höhe des Dreiecks p_2AC .

Die Preiserhöhung hat somit folgende Wirkung:

- Es werden weniger Kilometer gefahren (Verringerung von km_1 auf km_2).
- Die Reduktion der gefahrenen Kilometer setzt finanzielle Ressourcen frei (km_2DB km_1), dafür müssen jedoch zusätzliche finanzielle Ressourcen für den teurer gewordenen km-Preis eingesetzt werden (p_1p_2CD). Beide Ressourcenverschiebungen sind allerdings reine Transfers, da die Gelder an anderen Orten eingesetzt werden können.
- Die Konsumentenrente verringert sich um das Dreieck CBD . Es handelt sich dabei um die Nutzeneinbusse aus der Umweltschutzmassnahme.

Die Verluste an Konsumentenrente widerspiegeln die entstehenden Anpassungskosten einer Umweltschutzmassnahme. Grundlage für die Bewertung der Höhe der Konsumentenrente bilden die folgenden Angaben:

- Anzahl gefahrener Kilometer bzw. Anzahl Fahrten vor der Einführung der Massnahme,
- Durchschnittlicher Preis (z.B. Fr./km) vor Einführung der Massnahme; durchschnittlicher Preis nach Einführung der Massnahme (Diese Preisveränderung kann auch implizit angenommen werden, z.B. Erhöhung der Gesamtkosten pro Fahrt infolge der Massnahme),
- Preiselastizität der Nachfrage (Steigung der Kurve).

Die Berechnung der Anpassungskosten via Konsumentenrentenverluste ist relativ einfach durchführbar. Er eignet sich nicht nur für preisliche Massnahmen, sondern auch für regulatorische Massnahmen.

Exkurs: Kosten-Wirksamkeit von Verbrauchsvorschriften

Verbrauchsvorschriften führen zu Treibstoffsenkungen und damit zu sinkenden variablen Kosten. Im Prinzip entstehen daraus keine zusätzlichen Kosten, sondern es resultiert der gegenteilige Effekt. Eine einfache Berechnung auf Basis der quantifizierbaren Ressourcenausgaben führt dazu, dass eine Verbrauchsvorschrift gar keine Ko-

sten verursacht! In der Realität sind aber weitere Faktoren (Fahrzeuggrösse, Komfort, etc.) für den Autokauf relevant. Eine Ermittlung der entstehenden Kosten müsste diesen Aspekten detailliert Rechnung tragen, indem sich beispielsweise der Kostenvergleich auf einzelne Fahrzeugtypen (mit gleichen Qualitätsmustern) bezieht. Ein solcher Vergleich kann sehr aufwendig werden. Hier empfiehlt sich als Alternative der oben beschriebene Ansatz der Ermittlung des Konsumentenrentenverlustes, indem die Verbrauchsvorschrift als implizite Preiserhöhung verstanden wird. Da die Kenntnis bezüglich Preiselastizitäten relativ gut ist, führt ein solcher Ansatz zu relativ verlässlichen Ergebnissen.

4.2.3. Kosten von Nebeneffekten

Umweltmassnahmen bewirken einen Eingriff in den Markt, da entweder neue technische Standards, Ge- und Verbote, Steuern und Gebühren oder Subventionen festgelegt werden. Diese Eingriffe können nachgelagerte positive und negative ökonomische Wirkungen ausüben. Darunter fallen folgende mögliche Auswirkungen:

- Positive/negative Auswirkungen auf dem Arbeitsmarkt
- Regionalpolitische Auswirkungen (z.B. Benachteiligung einzelner Regionen)
- Unerwünschte sozialpolitische Auswirkungen (Benachteiligung einzelner Bevölkerungsgruppen, wie z.B. ältere, in ihrer Mobilität eingeschränkte Personen, etc.)
- Negative Umweltauswirkungen in anderen Umweltbereichen

Kurzfristig positive Beschäftigungswirkungen können bei **Infrastrukturmassnahmen** (durch allg. Ausbaumassnahmen) und durch **technische Massnahmen** (z.B. durch Entwicklung und Einbau von neuen Antriebstechnologien) erwartet werden. Das Ausmass dieser Nebeneffekte hängt stark von der Ausgestaltung der jeweiligen Massnahme und des konjunkturellen Umfeldes ab und muss von Fall zu Fall überprüft werden. In der Regel ist nur eine qualitative Beurteilung möglich.

Allfällige Benachteiligungen einzelner Gruppen können bei **regulatorischen Massnahmen**, z.B. durch lokale Fahrverbote, entstehen. Es ist umstritten, ob sich Fahrverbote bzw. die Verringerung der Anzahl Parkplätze negativ auf den Umsatz der anliegenden Geschäfte auswirken. Solche allfälligen Umsatzeinbussen müssten als Kosten

der Massnahmen berücksichtigt werden, sofern sie nicht durch Umsatzgewinne in anderen Bereichen kompensiert werden. Hier empfiehlt sich ein Hinweis auf die möglichen Verteilungswirkungen einer Umweltmassnahme.

Es ist zu überprüfen, inwiefern regionalpolitische Benachteiligungen durch **preisliche Massnahmen** entstehen. Bei einer generellen Erhöhung der Treibstoffpreise ist zu erwarten, dass Bevölkerungsgruppen, welche z.B. in Bergregionen leben, von den Massnahmen relativ stärker betroffen sind als Personen, die in städtischen Agglomerationen wohnen, da sie von den Entfernungen her und vom ÖV-Angebot nicht auf die Benützung eines PKW angewiesen sind. Allfällige Wirkungen auf die Wettbewerbsfähigkeit wären zu überprüfen. Möglich sind allerdings in der Regel nur qualitative Hinweise.

Es gibt Umweltschutzmassnahmen, die in einem Umweltbereich eine erhebliche Verbesserung verursachen, in anderen Bereichen dagegen zu einer Verschlechterung führen. Diese Verschlechterung der **Umweltqualität** wird sinnvollerweise direkt auf der Wirkungsseite erfasst (vgl. Kapitel 5).

Diese Aussagen lassen die Schlussfolgerung zu, dass die Kosten von Nebeneffekten in der Regel kaum quantitativ exakt messbar sind. Deshalb empfiehlt sich eine qualitative Beschreibung. Oft sind Nebenwirkungen aber auch ein Indikator für die Optimierungspotentiale einer Massnahme bzw. die Bildung von Massnahmenpaketen. Wir werden darauf in Kapitel 6 eingehen.

4.3. Kosten der einzelnen Massnahmentypen

4.3.1. Illustrative Übersicht

Tabelle 8 gibt einen Überblick anhand von Beispielen.

Massnahme: Beispiel	Kostenarten
Technische Massnahme: Katalysator	Direkte Kosten der Massnahme: - Investitionen: Anschaffung des Katalysators - Laufende Ausgaben: Abgaskontrolle (durch Private finanziert) - Kontroll- und Verwaltungsaufwand: durch öfftl. Hand finanziert Anpassungskosten: keine
Regulatorische Massnahme: Geschwindigkeitslimiten	Direkte Kosten der Massnahme: - Investitionen: Neue Beschilderung - Laufende Ausgaben: keine (ev. Minderausgaben aufgrund verringertem Treibstoffkonsum) - Kontroll- und Verwaltungsaufwand: Kontrolle der Tempolimiten Anpassungskosten - Zeitverluste aufgrund der verringerten Geschwindigkeit - Verzicht auf Nutzung: Umsteigeeffekte auf andere Verkehrsmittel mit allfälligen Komforteinbussen und Zeitverlusten; Verzicht auf Fahrt ⇒ Nutzenverluste
Preisliche Massnahme: Alpentransitabgabe	Direkte Kosten der Massnahme: - Kontroll- und Verwaltungsaufwand durch öfftl. Hand Anpassungskosten - Laufende Ausgaben: zusätzlicher Treibstoffkonsum aufgrund von Umwegverkehr - Zeitverluste aufgrund von Umwegverkehr - Verzicht auf Nutzung: Umsteigeeffekte auf andere Verkehrsmittel mit allfälligen Komforteinbussen; Verzicht auf Fahrt ⇒ Nutzenverluste
Infrastrukturmassnahme: Ausbau Bahnlinie	Direkte Kosten der Massnahme: - Investitionen: Bau Bahnlinie (Planungs-, Projektierungs- und Baukosten) - Laufende Ausgaben: Betriebskosten Anpassungskosten - Umsteigeeffekte vom privaten Strassenverkehr - Neuverkehr

Tabelle 8: Massnahmentypen und Kostenarten: Illustrative Übersicht.

4.3.2. Kosten von technischen Massnahmen

Direkte Kosten

Die bedeutendsten Kosten einer technischen Massnahme entstehen bei der **Investition** in die neue Technik. Um diese Kosten zu bewerten, unterscheiden wir zwei Arten von technischen Investitionen:

- End-of-Pipe-Investitionen
- Prozessintegrierte Investitionen

End-of-Pipe-Investitionen: Gemäss der Definition der End-of-Pipe-Investitionen handelt es sich um Ausrüstungen, die ausschliesslich dem Umweltschutz dienen. Als Kosten der Massnahmen können somit die **Kosten der technischen Investition** direkt übernommen werden. Falls es nicht möglich ist, die Kosten der Anlage zu bestimmen, müssen Fahrzeuge bzw. Technologien mit und ohne End-of-Pipe-Investition verglichen werden (PKW mit und ohne Katalysator). Bewertungsprobleme entstehen dann, wenn die umweltfreundliche Technologie sich im Zeitverlauf zu einer **Standardtechnik** entwickelt. Dies ist dann der Fall, wenn keine Fahrzeuge ohne Umwelttechnologie mehr gebaut werden. Die Schätzung der Umweltkosten erfolgt dann durch **Indexierung** der ursprünglichen Kostendifferenz (bei Einführung der Technik), ergänzt durch **Expertenbefragungen** (zur Plausibilisierung der ermittelten Kostendifferenz, z.B. Befragung der Autohersteller).

Prozessintegrierte Investitionen: Die Kosten von prozessintegrierten Umweltschutzmassnahmen sind komplexer zu erfassen. Da nicht die ganze Anlage (z.B. Motor) als Umweltschutzinvestition betrachtet werden kann, müssen die Mehrkosten, welche aufgrund des Umweltschutzes anfallen, geschätzt werden. Diese Mehrkosten werden mit den Kosten einer Technologie ohne Umweltschutzkomponente (Referenztechnologie) verglichen. Bei der Bewertung der umweltschutzrelevanten Mehrkosten einer prozessintegrierten technischen Massnahme muss somit:

1. die Referenztechnologie ohne Umweltschutzmassnahme bestimmt werden. Bei Fehlen einer solchen Referenztechnologie wird die alte Technologie (ohne Umweltschutzmassnahme) benützt. Bei der Berechnung der Kosten einer Umweltschutzmassnahme, welche das Umsteigen auf Erdgasbusse vorsieht, kann die Referenztechnologie z.B. ein Bus mit Dieselmotor sein.

2. die Kostendifferenz zwischen Referenztechnologie und Umwelttechnologie (z.B. Erdgasbus) berechnet werden.¹³

Auch bei den prozessintegrierten Investitionen kann im Verlauf der Zeit eine Referenztechnologie ohne Umweltschutzmassnahme nicht mehr vorhanden sein (z.B. es werden nur noch Fahrzeuge, welche schadstoffarme Treibstoffe konsumieren, produziert). In einem solchen Fall wäre das gleiche Vorgehen wie bei den End-of-Pipe-Investitionen zu wählen.

Technische Massnahmen verursachen nicht nur Investitionskosten sondern auch **laufende Ausgaben** (Personal-, Sachaufwand). Es handelt sich hauptsächlich um **Kontroll- und Vollzugsaufwand** (Verwaltungsaufwand) der dem Staat entsteht, wenn er die korrekte Realisierung der technischen Umweltschutzmassnahmen überprüfen muss. Dabei werden nur die laufenden Ausgaben berücksichtigt, welche als **Folge** einer technischen Massnahme entstehen und somit **Zusatzkosten** darstellen, welche ohne Umweltschutzmassnahme nicht entstanden wären.

Anpassungskosten

Investive Massnahmen verursachen in der Regel **keine** oder vernachlässigbare Anpassungskosten. Obwohl eine neue Technologie in der Anfangsphase die Fahrkosten grundsätzlich etwas erhöhen kann, können diese indirekten preislichen Wirkungen in der Regel vernachlässigt werden.

Nebeneffekte

Gewisse technische Massnahmen können unerwünschte Nebeneffekte in Form von **Umweltbeeinträchtigungen** zur Folge haben. Ein Beispiel dafür sind **Lärmschutzwände**, welche wirksam die Lärmbelastung reduzieren, gleichzeitig aber einen bedeutenden Eingriff in die Landschaft darstellen. Diese Art von Kosten wird nicht durch die AutofahrerInnen getragen, sondern durch die Allgemeinheit, d.h. durch die Bevölkerung, welche mit den negativen Wirkungen der Investition belastet wird. Sie sollten als Umweltnebenwirkungen (allenfalls qualitativ) aufgeführt werden.

¹³ Hier müssten dann auch die entsprechenden Vorinvestitionen (z.B. Gasversorgung) berücksichtigt werden.

4.3.3. Kosten von regulatorischen Massnahmen

Direkte Kosten

Regulatorische Massnahmen können kleinere **Investitionen** wie Strassenbeschilderungen und -markierungen verursachen.

Die direkten **Kosten** von regulatorischen Umweltschutzmassnahmen entstehen aber in erster Linie durch den **Vollzugs- und Kontrollaufwand** (in der Regel zusätzlicher Personalaufwand). Bei dessen Bewertung muss untersucht werden, ob die Umweltschutzmassnahme einen **zusätzlichen** Aufwand verursacht. Bei kleineren Massnahmen ist dies oft nicht der Fall. Bei einer vermehrten Kontrolltätigkeit bzw. einem erhöhten Verwaltungsaufwand muss dagegen eine Schätzung dieses Aufwandes - basierend z.B. auf der Anzahl Personen-Tage, die dafür monatlich oder jährlich eingesetzt werden - vorgenommen werden.

Anpassungskosten

Es bestehen folgende Möglichkeiten, die Kosten der regulatorischen Massnahmen zu quantifizieren:

1. Die **Reaktion** der VerkehrsteilnehmerInnen wird genau **modelliert** (z.B. anhand eines Verkehrsmodells). Der durch die Reaktion induzierte **Ressourcenverbrauch** wird erfasst und quantifiziert. Bei einem Innenstadt-Fahrverbot werden beispielsweise die verschiedenen Reaktionsmöglichkeiten – das Umsteigen auf ein anderes Verkehrsmittel oder die Wahl eines anderen Einkaufsortes – bestimmt und die Anzahl Personen, welche sich für die jeweilige Alternative entscheiden, geschätzt. Die mit den verschiedenen Reaktionsmöglichkeiten verbundenen Kosten – z.B. in Form von zusätzlichem Treibstoffkonsum oder zusätzlichen Zeitkosten – werden ebenfalls quantifiziert.
2. Eine weitere Möglichkeit zur Bewertung der Kosten besteht darin, den **Ressourcenverbrauch** zu bestimmen, der erforderlich ist, um die regulatorische Massnahme vollständig mit alternativen Verhaltensweisen zu kompensieren. Im Beispiel des Innenstadt-Fahrverbots (Vgl. Figur 6) würde man annehmen, dass die VerkehrsteilnehmerInnen trotz Fahrverbots weiterhin in der Innenstadt einkaufen wollen. Es wird dann berechnet, wie teuer die Alternativen zum Autofahren sind (Bahn- und Trambillet, Zeitkosten).

3. Falls die Berechnung der Kosten direkt über die Ressourcenverbräuche nicht möglich ist, besteht die dritte Möglichkeit in der Bewertung anhand einer „**impliziten Preisveränderung**“, wie sie im vorherigen Kapitel 4.2.2 dargestellt worden ist. Dabei wird angenommen, dass das Verbot zu einer impliziten Erhöhung der Fahrkosten führt. Die Preiserhöhung wird so festgelegt, dass sie genau die gleiche Wirkung wie die regulatorische Massnahme erzielt (bei einem totalen Fahrverbot würde man z.B. einen prohibitiv hohen Preis festlegen). Bei diesem Ansatz sind die veränderten Zeit- bzw. Treibstoffkosten indirekt in der Nutzenveränderung berücksichtigt.

Der Ansatz des Ressourcenverbrauchs ist bei Massnahmen mit folgender Wirkung anwendbar:

- Die Nutzenverluste (Verzicht auf Fahrten oder Umlagerungseffekte) sind gering,
- Die Anpassungskosten entstehen hauptsächlich in Form von Zeitverlusten oder Treibstoffmehr- (bzw. Treibstoffminder-) Konsum.

Ein gutes Beispiel dafür sind Geschwindigkeitsreduktionen.

Die **Zeitverluste** beim Werkverkehr können mit den durchschnittlichen Lohnsätzen bewertet werden. Beim Freizeit- und/oder Pendlerverkehr kann dagegen nicht direkt der Lohnsatz als Grössenordnung für die Opportunitätskosten der Zeit eingesetzt werden. Nicht erwerbstätige Personen, Pensionierte, Jugendliche sowie Studierende beziehen keinen Lohn; Zeitverluste verursachen jedoch auch bei ihnen Opportunitätskosten und somit Nutzenverluste.

Es stehen drei Methoden zur Verfügung, um den Wert der (Frei-)Zeit¹⁴ zu bewerten:

- **Opportunitätskosten:** Grundlage für die Bewertung der (Frei-)Zeit mit der Methode der Opportunitätskosten bildet – wie bei der Bewertung des Ressourcenausfalls – der Lohnsatz. Der Grundgedanke ist, dass eine Person, welche ihre Arbeitszeit frei wählen kann, jede freie Stunde grundsätzlich auch beim Arbeiten hätte verbringen können. Die meisten Studien, welche sich mit dem Thema befassen, benützen einen Zeitwert der z.T. deutlich tiefer als der durchschnittliche Lohnsatz liegt¹⁵. Der Lohnsatz bildet die obere Grenze der Opportunitätskosten der Freizeit.

¹⁴ Im Sinne von Nicht-Erwerbszeit.

¹⁵ Für einen Überblick siehe Nielsen 1992

In einer Zürcher Studie zum Erholungswert der Wälder beispielsweise wurde als Opportunitätskosten der Zeit 50% des Lohnsatzes übernommen (ZKB 1988). Für RentnerInnen wurde 25% des Stundeneinkommens eingesetzt.

- Indirekte Bewertungsmethode: Aus dem Verhalten der Individuen kann geschlossen werden, wieviel ihnen die Freizeit wert ist, z.B. aus den Trade-off zwischen schnellen und langsameren Verkehrsmitteln und den entsprechenden Preisen. Mäder 1993 schätzt mit diesem Ansatz für den Kanton Zürich ein Zeitwert von 24 Fr./Std.
- Direkte Bewertungsmethode: Durch direkte Befragung des Preises, den z.B. PendlerInnen für eine Verkürzung der Pendelzeit zahlen würden.

Fr./Stunde	Mittlerer Wert	Bandbreite
Freizeit/Einkaufsverkehr	10	+/- 30%
PendlerInnen	25	+/- 20%
Geschäftsverkehr	100	+/- 50%
Güterverkehr	100	+/- 50%

Tabelle 9: Ein Beispiel für die monetäre Bewertung der Zeit und die Bandbreite der Zeitwerte, in Franken pro Stunde (INFRAS 1998).

Die Bewertung der Zeitverluste erfolgt anhand einer Multiplikation der Stunden-Kostensätze mit der Anzahl Stunden und Personen, welche aufgrund der regulatorischen Massnahme Zeitverluste erleiden. Da es sich um Anpassungskosten handelt, sind die Zeitverluste bei Einführung der Massnahme am grössten und verringern sich, wenn das Verhalten der VerkehrsteilnehmerInnen sich an die neue Situation anpasst (durch Umsteigen auf andere Verkehrsmittel oder den freiwilligen Verzicht auf die Fahrt).

Relativ einfach ist die Berechnung der Änderungen im Treibstoffkonsum. Massgebend sind

- die durchschnittlich gefahrenen zusätzlichen Kilometer,
- die Anzahl betroffener Fahrzeuge (z.B. pro Werk-/Feiertag),
- der durchschnittliche Treibstoffkonsum,
- der durchschnittliche Treibstoffpreis.

Auch hier gilt es zu berücksichtigen, dass mittelfristig eine Verhaltensänderung zu erwarten ist, so dass sich diese Zusatzkosten im Zeitverlauf verringern.

Nebeneffekte

Die Nebeneffekte infolge Ausweichfahrten sollten bei der Berechnung der Anpassungskosten berücksichtigt werden. Allenfalls ist hier ein Optimierungsschritt für die Ausgestaltung der Massnahme notwendig. Weitere Nebenwirkungen (regionaler, sozialer oder gesamtwirtschaftlicher Art) sind am besten qualitativ zu beschreiben. Allfällige Umweltnebenwirkungen sollten auf der Wirkungsseite einbezogen werden.

4.3.4. Kosten von preislichen Massnahmen

Direkte Kosten

Preisliche Massnahmen können aufgrund der Erfordernisse an die **Erhebungstechnik Investitionen** verursachen. Ein Beispiel dafür bildet die leistungsabhängige Schwerverkehrsabgabe, bei der ein Kilometer-Messgerät in die LKW's eingebaut werden muss. Für LKW's, bei denen dieses Gerät noch nicht integriert ist, handelt es sich um eine durch die Umweltschutzmassnahme verursachte Investition. Die Bewertung dieser Investition erfolgt gemäss den Marktpreisen dieser Geräte.

Wie bei den ordnungspolitischen Massnahmen entstehen auch bei den preislichen Massnahmen **Vollzugs- und Kontrollkosten**. Diese Kosten sind allerdings in der Regel kleiner als bei den ordnungspolitischen Massnahmen, da es schwieriger ist, die Massnahmen zu umgehen. Die Höhe der **Sachaufwendungen** (z.B. Vignetten) hängt von der konkreten Ausgestaltung der Massnahme ab.

Die **Einnahmen** aus der preislichen Massnahme sind Transfers und verursachen keinen Verbrauch an zusätzlichen Produktionsfaktoren. Entsprechend stellen sie keine zusätzlichen Kosten dar.¹⁶

Anpassungskosten

Durch die Änderung der preislichen Rahmenbedingungen können **Investitionen** induziert werden, wie z.B. der (vorzeitige) Kauf eines kleineren Autos, das weniger

¹⁶ Dahinter steckt die Überlegung, dass die Einnahmen anderweitig eingesetzt werden können.

Treibstoff konsumiert. Diese können via Erfassung der Nutzenverluste quantifiziert werden. Wenn aufgrund der preislichen Massnahme die VerkehrsteilnehmerInnen auf **teure** schadstoffarme Autos umsteigen (z.B. auch Biogas-Autos), dann sind diese **zusätzlichen Investitionsausgaben** als Anpassungskosten zu berücksichtigen.

Die **Bewertung** der Kosten aus Umwegverkehr, Zeitverlusten und Verzicht auf Fahrten erfolgt grundsätzlich wie bei den regulatorischen Massnahmen. Der vorgestellte Top-Down-Ansatz (Bewertung der Nutzenverluste) steht im Vordergrund.

Bei den Anpassungsreaktionen auf preisliche Massnahmen muss die Entwicklung der **Referenzpreise** berücksichtigt werden. Um die zukünftigen Kosten einer Erhöhung der Treibstoffpreise zu quantifizieren, ist es erforderlich, eine bestimmte Entwicklung der Treibstoff-Referenzpreise anzunehmen. Die Anpassungskosten aufgrund der Umweltschutzmassnahme sind natürlich tiefer, wenn sich in Zukunft die Preise – auch ohne Massnahme – erhöhen werden.

Der wesentliche Unterschied zwischen regulatorischen und preislichen Massnahmen besteht darin, dass preisliche Massnahmen den BenutzerInnen eines bestimmten Verkehrsmittels die Wahl lassen, wie oft sie das Verkehrsmittel benützen wollen. Niemand wird gezwungen, auf Autofahrten zu verzichten. Somit entstehen, im Vergleich zu den ordnungspolitischen Massnahmen, auch **geringere Nutzenverluste**. Personen, welche einen hohen Nutzen aus dem Autofahren erzielen, können weiterhin autofahren. Wenn jedoch der Nutzen aus der Autofahrt tiefer ist als der Preis, den die Person dafür zahlen muss, dann wird sie auf die Fahrt verzichten.

Nebeneffekte

Die Nebeneffekte sind ähnlich wie bei regulatorischen Massnahmen. Aufgrund der frei wählbaren Alternativen der VerkehrsteilnehmerInnen sind sie in der Regel geringer.

4.3.5. Kosten von Infrastruktur- und institutionellen Massnahmen

Direkte Kosten von Infrastrukturmassnahmen sind:

- Planungs- und Projektierungskosten
- Baukosten

- Kosten für Erneuerungsarbeiten
- Kontrollkosten

Bei Infrastrukturinvestitionen, bei denen nur ein Teil der Investition dem Umweltschutz dient, muss der umweltrelevante Kostenanteil eruiert werden. Beim Bau einer Strasse können verschiedene Umweltmassnahmen ergriffen werden (z.B. Tieferstellung der Strasse aus Lärmschutzgründen, Einbau von speziellen Filtern in den Tunnels, etc.). Diese Kosten müssen von den übrigen Infrastrukturinvestitionskosten separat erfasst werden. Dies geschieht durch Expertenbefragung (Ingenieure, Bauleiter). Es ist zu prüfen, ob Zusatz- oder Sonderkredite für den Bau der Umweltschutzmassnahme zugeteilt wurden¹⁷. Diese separat ausgewiesenen Kredite können als Ausgangsgrösse für die Berechnung der Kosten der Umweltschutzmassnahme verwendet werden. Eine sorgfältige Analyse der Begründung aller Infrastrukturmassnahmen ist erforderlich, um allfällige weitere Beweggründe für den Infrastrukturbau oder -ausbau ausfindig zu machen und den entsprechenden Kostenanteil zu schätzen. Es soll damit vermieden werden, dass Kosten von Umweltschutzmassnahmen im öffentlichen Verkehr systematisch überbewertet werden.

Infrastrukturmassnahmen verursachen, nebst den Kosten der Infrastrukturerstellung, **laufende Ausgaben** (z.B. Kontrollaufwand und Reparaturarbeiten). Bei Infrastrukturerweiterungen im ÖV sind insbesondere die **Betriebskosten** der ausgebauten Linien zu berücksichtigen. Auch in diesem Fall müssen die resultierenden Zusatzkosten ermittelt werden.

Bei institutionellen Massnahmen, die auf eine Mitfinanzierung der privaten Akteure ausgerichtet sind, sollten die direkt im Zusammenhang mit der Massnahme (oder Aktion) stehenden Ausgaben der öffentlichen Hand und der Privaten aufaddiert werden.

Anpassungskosten

Die Anpassungsreaktionen bei Infrastrukturmassnahmen sind komplex. Wir verweisen dabei auf die entsprechende Literatur für die Kosten-Bewertung von **Infrastrukturinvestitionen** (z.B. EWS in Deutschland 1997). Zu unterscheiden sind:

¹⁷ Beim Nationalstrassenbau werden die Zusatzkosten für Umweltmassnahmen separat ausgewiesen.

- **Umwegverkehr:** Kosten wegen Umwegverkehr entstehen bei Kapazitätsbeschränkungen. Spurreduktionen können dazu führen, dass ein Teil des Verkehrs Umwege in Kauf nimmt, um die Engpässe zu vermeiden. Bei Parkplatzreduktionen entstehen Anpassungskosten in der Form von Suchverkehr.
- **Umlagerungseffekte:** Die Kosten(-ersparnisse) können sowohl direkt (Verkehrsmodell) oder indirekt (Top-Down via implizite Preisänderung) geschätzt werden. Bei einem indirekten Ansatz wird die Umweltwirkung von Qualitätsverbesserung oder Preisverbilligung im ÖV mit der Verringerung der Nachfrage nach Autofahrten gemessen. Die erforderliche Datengrundlage umfasst die aktuellen Fahrten, das Ausmass der Preisverbilligung und die Kreuzpreiselastizität¹⁸ der Nachfrage nach ÖV-Fahrten. Eine Umlagerung von der Strasse auf die Schiene setzt voraus, dass die Bahn-Fahrt einen höheren individuellen Nutzen stiftet als die Autofahrt. Die Kostenersparnis (Nutzenvergrösserung) wird mit den bestehenden Kosten saldiert.
- **Neuverkehr (bei Infrastrukturausbauten):** Zur Schätzung des Neuverkehrs sind explizite Annahmen zu den Wirkungen der Infrastruktur erforderlich. Auch beim Neuverkehr entsteht ein zusätzlicher Nutzen, der – ähnlich wie bei den Umlagerungseffekten – mit den übrigen Kosten saldiert wird.

Bei **institutionellen Massnahmen** entstehen grundsätzlich keine Anpassungskosten, da sie auf dem Prinzip der Freiwilligkeit beruhen. Allfällige Anpassungskosten werden quasi definitionsgemäss durch einen gesteigerten Nutzen kompensiert. Ausnahmen ergäben sich dann, wenn die freiwilligen Massnahmen als Vorstufe von regulatorischen Massnahmen durchgeführt werden: D.h. falls die Wirkung der freiwilligen Massnahmen ungenügend wäre, wird die Einführung von härteren Massnahmen angedroht.¹⁹

18 Die Kreuzpreiselastizität gibt an, wie sich die Nachfrage nach einem Gut ändert, wenn sich der Preis eines anderen Gutes verändert. Eine Verringerung des ÖV-Preises bewirkt eine Verringerung der Nachfrage nach Fahrten mit dem MIV.

19 Dieses Vorgehen wird zum Beispiel im Rahmen von 'Energie 2000' für die Absenkung des Treibstoffverbrauchs angewendet: Gemäss Verordnung zur Absenkung des spezifischen Treibstoffverbrauchs (VAT) kann der Bund Vorschriften erlassen, falls die erwünschte Zielsetzung (minus 15% innert fünf Jahren) nicht auf freiwilligem Weg erreicht werden kann.

Nebeneffekte

Unerwünschte Nebeneffekte haben bei Infrastrukturmassnahmen eine grosse Bedeutung. Ein Ausbau des öffentlichen Verkehrs verursacht immer einen Eingriff in die Landschaft. Je nach Ausgestaltung des Infrastrukturbaus kann dieser beträchtliche Umweltwirkungen verursachen kann und sollte entsprechend auf der Wirkungsseite berücksichtigt werden (Umweltbilanz).

4.4. Wer trägt die Kosten?

Bei verschiedenen Umweltschutzmassnahmen sind auch die Verteilungswirkungen interessant. Je nach Massnahmentyp und Anpassungsreaktionen tragen unterschiedliche Akteure die Kosten bzw. profitieren von den Wirkungen. Es können drei verschiedene Gruppen von Kostenträgern identifiziert werden (vgl. Tabelle 10):

1. **Öffentliche Hand:** Der Staat kommt einerseits für die Vollzugs- und Kontrollkosten von Massnahmen auf und finanziert andererseits die Infrastruktur. Beim Strassenverkehr wird ein Teil der Infrastrukturkosten und der dort getätigten Umweltschutzmassnahmen durch die Einnahmen aus den Treibstoffgeldern durch die BenützerInnen der Infrastruktur finanziert. Bei der Bahninfrastruktur tragen dagegen letztendlich die SteuerzahlerInnen den grössten Teil der Kosten der baulichen Umweltschutzmassnahmen.
2. **BenützerInnen** des Verkehrsmittels: Umweltschutzmassnahmen, welche bei den Fahrzeugen selbst oder beim Treibstoffverbrauch ansetzen, werden von den BenützerInnen des Verkehrsmittels getragen. Allfällige **Nutzenverluste** (im Sinne von Zeitverlusten, Verzicht auf Fahrten) werden ebenfalls durch die BenützerInnen der Verkehrsmittel (auf Strasse oder Schiene) getragen. Darunter fallen (je nach Bewertungsansatz) auch Umstellungskosten, welche als Folge von preislichen Massnahmen entstehen (z.B. Kauf eines PW's, der weniger Treibstoff verbraucht) sowie der allfällige damit verbundene Nutzenverlust. BenützerInnen des öffentlichen Verkehrs tragen, wie oben ausgeführt hingegen nur einen Teil der Kosten selbst. Der grössere Teil der Umweltschutzmassnahmen wird durch die Allgemeinheit finanziert (Defizitdeckung mit allgemeinen Steuermitteln).
3. **Dritte/Allgemeinheit:** Die Allgemeinheit profitiert in der Regel von den Wirkungen der Umweltschutzmassnahmen im Sinne einer Verbesserung der Umweltqualität. Auf der anderen Seite trägt sie – je nach Finanzierungsmodell – auch

die ungedeckten Kosten einer Massnahme. Bei komplexeren Anpassungsreaktionen (bei verhaltensorientierten Massnahmen) kommen differenzierte Verteilungswirkungen (Gewinne/Verluste zwischen den Verkehrsträgern, zwischen Wirtschaftszweigen, zwischen Regionen) dazu.

Kostenarten	Öffentl. Hand	Verkehrsbenu- tzer (Privat)	Dritte (Privat)
Technische Massnahmen			
Direkte Kosten	Vollzugsaufwand (evtl. bei Bahn: Mitfinanzierung von Investitionen)	Investitionen in umweltschonende Technologien evtl. Kontrollkosten	- (Nutzen aus Umweltverbesserungen)
Anpassungskosten	-	-	-
Nebeneffekte	-	-	Allgemeinheit: Potentielle Umweltnebenwirkungen
Regulatorische Massnahmen			
Direkte Kosten	Vollzugs- und Kontrollaufwand	-	- (Nutzen aus Umweltverbesserungen)
Anpassungskosten	-	Kosten von Anpassungsreaktionen (Zeitverluste, Nutzenverluste)	ÖV: zusätzliche Einnahmen Andere Tätigkeiten: Zusätzliche Einnahmen
Nebeneffekte	Vollzugsaufwand für flankierende Massnahmen	Zusatzkosten von Ausweichreaktionen	Gewerbe: Einnahmenverluste Allgemeinheit: evtl. zus. Umweltbelastungen
Preisliche Massnahmen			
Direkte Kosten	Vollzugsaufwand (Einnahmen der preislichen Massnahmen)		- (Nutzen aus Umweltverbesserungen)
Anpassungskosten	-	Kosten von Anpassungsreaktionen (Nutzenverluste) evtl. Einsparung von Ressourcen	ÖV: zusätzliche Einnahmen Andere Tätigkeiten: Zusätzliche Einnahmen
Nebeneffekte	-	evtl. Zusatzkosten von Ausweichreaktionen	Regionale und soziale Auswirkungen
Infrastruktur-Massnahmen			
Direkte Kosten	Investitionen Laufende Kosten (z.B. für Kampagnen)	Mitfinanzierung der Massnahmen	evtl. Finanzierung via Steuergelder
Anpassungskosten	-	Zusatzkosten durch eigene Aktivitäten Minderkosten PV Mehrkosten ÖV	Anpassungen im gesamten Verkehrssystem
Nebeneffekte	evtl. Kosten für flankierende Massnahmen	evtl. Zusatzkosten-/nutzen von Ausweichreaktionen	Regionale/soziale Auswirkungen

Tabelle 10: Übersicht über die Verteilungseffekte von Umweltschutzmassnahmen in den einzelnen Massnahmenbereichen.

5. Wirkung von Umweltschutzmassnahmen

5.1. Wirkung auf Umweltbereiche

Basis für die Ermittlung der Umweltwirkungen einer Massnahme bildet das in Kapitel 3 dargestellte Reaktionsmodell. Die Umweltwirkungen werden entweder direkt aus den veränderten technischen Verhältnissen und/oder aus den Veränderungen in der Verkehrsstruktur ermittelt (vgl. dazu auch: „Systematische Wirkungsanalysen umweltbezogener verkehrspolitischer Massnahmen“ (Jenni + Gottardi/Synergo 1996).

Die Umweltwirkungen technischer Massnahmen können anhand der Ergebnisse aus **empirischen** und/oder **technischen Analysen** bestimmt werden. Diese geben z.B. an, um wieviel sich die Emissionen nach dem Einbau eines Katalysators im Durchschnitt verringern.

Die folgende Tabelle 11 zeigt, welche Schritte für die Berechnung der Wirkungen bei den verschiedenen Massnahmen zu beachten sind:

Massnahmen, Arbeitsschritte	Grundlagen, Inputs
Technische Massnahmen 1. Bestimmen der Referenztechnologie 2. Ermitteln der Emissionsdifferenz 3. Hochrechnung auf Gesamtemissionen 4. (evtl. Umrechnung auf Immissionen)	Unterschiede zwischen End-of-Pipe- und prozessintegrierter Technik Technische Angaben, Messgrössen Fahrzeugpark Immissionsmodelle
Verhaltenorientierte Massnahmen 1. Ermitteln der verkehrlichen Auswirkungen 2. Emissionsverminderungen 3. Emissionszunahmen 4. Emissionen von Nebenwirkungen 5. Hochrechnung auf Gesamtemissionen 6. (evtl. Umrechnung auf Immissionen)	Spezifische Annahmen, Verkehrsmodell Emissionsfaktoren (v.a. Strassenverkehr) Emissionsfaktoren (v.a. öfftl. Verkehr) räuml. Aufteilung Fahrzeugkilometer, je nach räuml. Einheit Immissionsmodelle

Tabelle 11: Vorgehen und Grundlagen für die Berechnung der Umweltwirkungen

5.2. Indikatoren zur Messung der Wirksamkeit

Umweltschutzmassnahmen im Verkehr dienen dazu, die politisch festgelegten **Umweltziele** einzuhalten bzw. zu erreichen. Diese Ziele beziehen sich entweder auf die **Emissionen** oder auf die **Immissionen**, die ein Gebiet innerhalb eines Jahres belasten (vgl. Tabelle 12).

Umwelt-Bereich	Schadstoff/ Indikator	Nationale Umweltziele	
		Emissionsbezogene ¹	Immissionsbezogene ²
Luft	NO _x	64'000 t/Jahr	a: 30 µg/m ³ b: 100 µg/m ³ c: 80 µg/m ³
	CO	–	c: 8 µg/m ³
	SO ₂	46'200 t/Jahr	a: 30 µg/m ³ b: 100 µg/m ³ c: 100 µg/m ³
	Schwebstaub	–	a: 70 µg/m ³ b: 150 µg/m ³
Klima	CO ₂	44'200'000 t/Jahr ³	–
	NMHC	145'000 t/Jahr	–
Lärm	dB(A)	–	Planungswerte LSV: Erholungszone Tag: 50 dB(A)/Nacht: 40 dB(A) Wohnzone Tag: 55 dB(A)/Nacht: 45 dB(A) Mischzone Tag: 60 dB(A)/Nacht: 50 dB(A) Industrie- u. Gewerbezone Tag: 65 dB(A)/Nacht: 55 dB(A)
Natur und Landschaft	Artenvielfalt/ Naturflächen (Biotop, Moor- landschaften)	–	Biotop- und Artenschutz/Ausscheiden von Schutzobjekten/Bestimmung von Ausgleichsflächen

¹ Luft: Minimalziele gemäss Luftreinhalte-Konzept des Bundesrates

² Luft: Immissionsgrenzwerte gemäss Luftreinhalteverordnung

a: Jahresmittelwert

b: 95% der Halbstunden-Mittelwerte eines Jahres müssen darunter liegen

c: 24-Stunden-Mittelwert; darf höchstens einmal pro Jahr überschritten werden

Lärm: Grundlage Lärmschutzverordnung. Angegeben sind die Planungsgrenzwerte. Die Immissionsgrenzwerte sind um 5 dB(A) höher.

³ Stabilisierung auf dem Niveau von 1990

Tabelle 12: Emissions- und Immissionsziele (BUWAL 1994; BUWAL 1995).

Die Wirksamkeit von Umweltschutzmassnahmen kann auch anhand von **Einwirkungsindikatoren** – welche nicht direkt von der Schadstoffmenge ausgehen – gemessen werden. Die Zielgrössen bzw. die Indikatoren beziehen sich auf die Personen oder Flächen/Gebiete, die von einer unerwünschten Umweltbelastung betroffen sind.

Der richtige Indikator für die Messung der Wirksamkeit hängt u.a. vom Umweltziel der Massnahmen ab.

Umweltziel bezieht sich auf:	Indikatoren
Emissionen	Mengenbezogener Indikator: Schadstoffe (t/Jahr) pro Gebietseinheit (z.B. national)
Immissionen	Mengenbezogener Indikator: Schadstoffe ($\mu\text{g}/\text{m}^3$; dB(A))
	Einwirkungsindikatoren: - Belastete Personen über dem Grenzwert - Belastete Gebiete/Flächen über dem Grenzwert

Tabelle 13: Umweltziele und geeignete Indikatoren zur Messung der Wirksamkeit der Massnahmen.

5.2.1. Emissionen

Emissionsmengen werden auf nationaler Ebene festgelegt und eignen sich dadurch zur Messung der Wirksamkeit von Umweltschutzmassnahmen, welche eine nationale bzw. grossräumige Dimension aufweisen. Die Benützung der Emissionen als Indikator für die Wirksamkeit hat den **Vorteil**, dass dadurch auch **globale Umweltwirkungen** erfasst werden, z.B. die Wirkungen der Vorläufersubstanzen des Treibhauseffekts.

Im **Luftbereich** können die Emissionen bei regulatorischen, preislichen und technischen Massnahmen als Wirkungsindikator eingesetzt werden. Für die **Lärmbelastung** oder bei Natur- und Landschaftsschutz sind Emissionen infolge der lokalen Relevanz kein idealer Indikator.

5.2.2. Immissionen

Die **Immissionen** hängen von der räumlichen Abgrenzung ab. Aufgrund des räumlichen Bezugs eignen sich die Immissionen in erster Linie zur Messung der Wirksamkeit von Massnahmen, welche eine lokale/regionale Wirkung ausüben.

Mengenbezogener Indikator: Schadstoffe

Geeignet für die Messung der Wirksamkeit anhand der Schadstoff-Immissionen sind alle regional anfallenden Luftschadstoffe (vgl. Tabelle 12). Da **alle Massnahmen** einen Einfluss auf die Immissionen ausüben (Ziel der Umweltschutzmassnahmen), kann ein immissionsbezogener Indikator immer verwendet werden.

Im Bereich **Lärm** ist es möglich, die Immissionen einer bestimmten Gegend zu erfassen. Das reine Dezibelmass eignet sich für Modellräume, wobei wichtig ist, dass die Dimensionen einen zeitlichen und räumlichen Bezug aufweisen, zum Beispiel auf einen Kilometer oder ein Jahr.

Belastete Personen (über einem kritischen Belastungswert)

Im Bereich **Luft** erfasst der Indikator „belastete Personen“ nur einen Teil der Umweltwirkungen einer Massnahme. Die Luftbelastung übt nicht nur auf den Menschen schädliche Auswirkungen aus, sondern hat auch Ernteaufschläge und Gebäudeschäden zur Folge. Wirkungen in diesen Bereichen treten auch dort auf, wo nur wenige oder keine Menschen belastet sind. Die Verwendung eines personenbezogenen Indikators allein würde die Wirkung einer Massnahme unterschätzen.

Im Bereich **Lärm** bezieht sich der Indikator „belastete Personen“ direkt auf die „Umweltzielsetzung“.²⁰ Aus Erfassungsgründen werden die Anzahl belärmter Personen meistens anhand der Wohnungen gemessen, welche über dem Grenzwert (gemäss Lärmschutzverordnung) liegen. Der Nachteil dieser Erfassungsmethode liegt darin, dass sie die Lärmbelastung im Freien nicht erfasst. Die Wirksamkeit der Massnahme wird dadurch tendenziell etwas unterschätzt.

²⁰ Die Grenzwerte der LSV beziehen sich auf die Lärmbelastung von Personen.

Belastete Fläche/Gebiete

Die bis anhin vorgestellten Indikatoren sind zur Erfassung der Wirkungen auf die Bereiche Luft und Lärm geeignet; für die Wirkungen im Bereich **Natur- und Landschaftsschutz** genügen sie dagegen nicht. Ein Indikator für Massnahmen, welcher Verbesserungen in Bereich Naturschutz misst, ist die (Natur-)Fläche, welche zurückgewonnen bzw. erhalten bleibt.

Die Erfassung der Gebiete, in denen die Immissionsgrenzwerte überschritten werden, kann als Indikator für die Wirkung einer Massnahme im **Luftbereich** benützt werden. Für die **Lärmbelastung** ist dieser Indikator dagegen weniger geeignet, da in diesem Bereich die Anzahl der über einem bestimmten Grenzwert belasteter Personen die Zielgrösse sind.

5.2.3. Beurteilung

Es hängt von den **Zielen** der Umweltschutzmassnahme und vom **Wirkungsbereich** ab (regionale oder globale Wirkung der Massnahme), ob Emissionen oder Immissionen die geeigneten Indikatoren für die Messung der Wirksamkeit sind.

Umweltbereich	Wirkungsbereich	Indikator	Zusätzliche Kriterien
Luft	national/ lokal	Emissionen/ Immissionen, belastete Personen/Flächen über Grenzwert	Differenzierung nach verschiedenen Schadstoffen
Klima	global	Emissionen	
Lärm	lokal	Immissionen, belärmte Personen über Grenzwert	
Naturschutz Landschaftsschutz	lokal lokal	Belastete Fläche Kein Indikator	Zusätzliche qualitative Kriterien erforderlich

Tabelle 14: Die Umweltbereiche und die Wirkungsbereiche der Massnahmen bestimmen die Wahl des Indikators.

Für den Bereich **Natur- und Landschaftsschutz** sind zusätzliche qualitative Kriterien zu verwenden. Speziell im Bereich Landschaftsschutz fehlen geeignete Indikatoren,

welche mit einem objektiven Mass messen können, wie stark eine Landschaft durch eine Lärmschutzwand oder den Bau eines Viaduktes beeinträchtigt wird.

5.3. Aggregationsmöglichkeiten (Bilanzierung)

Eine regulatorische Massnahme zur Reduktion der Luftverschmutzung wie z.B. die Geschwindigkeitsbeschränkung hat positive Auswirkungen auf die Luft- und Lärmbelastung sowie auf die Sicherheit der Bevölkerung. Eine technische Massnahme wie z.B. der Katalysator ist im Luftbereich sehr wirksam, hat dafür keinen Einfluss auf Lärmbelastung und Sicherheit. Es stellt sich nun die Frage, wie diese verschiedenen Wirkungen verglichen werden können, damit eine objektive Bewertung der einzelnen Massnahmen möglich wird.

Das Problem der Aggregation der Indikatoren entsteht dann, wenn die Massnahmen:

- Emissionen/Immissionen **verschiedener Schadstoffe** – mehr und weniger umweltbelastende Schadstoffe – unterschiedlich reduziert werden oder gar gegenläufige Effekte zeitigen,
- auf verschiedene **Umweltbereiche** wirken.

Ziel der Aggregation ist, die **vergleichende Beurteilung** der Wirkungen der Umweltschutzmassnahmen zu ermöglichen. Um die Aggregation von Schadstoffen zu ermöglichen, wurden verschiedene Verfahren entwickelt.

- Die **sozio-politischen Methoden** orientieren sich an politischen Zielsetzungen, welche in Gesetzen, Verordnungen, Grundsatzpapieren oder in Verträgen festgelegt sind. Diese Ziele können eine Vielzahl von Aspekten umfassen: Nebst einer auf naturwissenschaftlicher Basis erhobenen Schädlichkeit spielen auch politische Abwägungen eine Rolle. Die sozio-politischen Methoden definieren im allgemeinen einen „sozio-politischen Umweltschutzzielkompatibilitätsindex“²¹ (Schaltegger et al. 1996), welcher eine Gesamtbeurteilung oder eine Beurteilung nach Umweltmedium erlaubt. Beispiele sind: Umweltbelastungspunkte (UBP), Kri-

21 Grundlage zur Festsetzung des Umweltschutzzieles können dabei die politische Opportunität oder aber naturwissenschaftliche Erkenntnisse sein. Die sozio-politischen Methoden können daher durchaus zu ähnlichen Ergebnissen führen wie die naturwissenschaftlichen.

sche Volumina, Konzept der Qualitätsziel-Relationen, ABC-Methode, Leitschadstoff.

- Die **naturwissenschaftlich orientierten Modelle** basieren auf einer naturwissenschaftlichen Betrachtung der Umweltprobleme bzw. der Nachhaltigkeit der Ökosysteme. Ausgehend vom Inventar der Umwelteinwirkungen wird ihr Beitrag zu Umweltproblemen (z.B. Treibhauseffekt, Sommersmog) auf naturwissenschaftlicher Basis abgeleitet. Beispiele sind die CML-Methode sowie der Eco-indicator 95.
- Die **monetären sozio-ökonomisch orientierten Beurteilungsansätze** dienen häufig der Berechnung von externen Kosten von Umwelteinwirkungen im Rahmen volkswirtschaftlicher Studien. Die Beurteilung besteht auf einer Zusammenstellung von Kosten. Der Kosten-Wirkungsindikator wird dadurch sowohl auf der Kosten- als auch auf der Wirkungsseite monetär.

Nachfolgend werden die verschiedenen Beurteilungsmethoden kurz vorgestellt:

5.3.1. Bestimmung eines Leitschadstoffes

Um die Aggregationsprobleme der einzelnen Schadstoffe zu vermeiden, kann ein **ausgewählter Schadstoff** als Indikator für die Umweltwirkung bestimmt werden. Es handelt sich dabei um einen Schadstoff, der bezüglich Ausstoss und Umweltbelastung von Bedeutung ist. Im Verkehr bieten sich im Bereich Luftverschmutzung Stickstoffoxid (NO_x) oder Kohlendioxid (CO_2) an.

Die Methode basiert auf dem Grundgedanken, dass bei einer Eingrenzung der Emissionen alle Schadstoffe **proportional** verringert werden. Statt die Wirkung aller Emissionen bzw. Immissionen zu messen, kann die Wirkung von nur einem oder zwei Schadstoffen gemessen werden. Dies vereinfacht das Bewertungsverfahren, da komplizierte Aggregationen von Schadstoffen überflüssig werden.

Die **Bestimmung** des Leitschadstoffes ist von zentraler Bedeutung für die Messung der Wirksamkeit. Technische Massnahmen wie z.B. der Katalysator können keine Verringerung der SO_2 - oder Russ- Emissionen bewirken, reduzieren aber massgeblich die NO_x -Emissionen. Ein auf SO_2 basierender Leitschadstoff würde die Wirkung des Katalysators zur Verbesserung der Luftqualität mit Null quantifizieren.

Je nach Ausgestaltung der Massnahme können Leitschadstoffe mit unterschiedlicher Wirkung bestimmt werden, z.B. ein Leitschadstoff mit **lokaler** Wirkung (z.B. NO_x) und/oder einem mit **globaler** Wirkung (z.B. CH_4 oder CO_2). Die Wahl von einem oder zwei Leitschadstoffen hängt von der Art der Massnahme ab: Bei Umweltschutzmassnahmen, die auf ein begrenztes Gebiet wirken, wie z.B. die Aufhebung von Parkplätzen an einer bestimmten Strasse oder die Einführung von einer Tempo 30-Zone, stehen kaum globale Umweltziele im Vordergrund. Bei einer Massnahme, die dagegen auf nationaler Ebene wirkt wie z.B. eine Erhöhung der Treibstoffgelder, sind nebst den regionalen auch die globalen Umweltziele von Bedeutung. In einem solchen Fall muss überprüft werden, ob zwei Leitschadstoffe die Erfassung der Umweltwirkungen besser erfassen würden.

Der Vorteil dieses Ansatzes liegt darin, dass er einfach und nachvollziehbar ist. Er verlangt keine extensive Datenerfassung und -auswertung.

5.3.2. ABC-Methode

Die zu beurteilenden Wirkungen werden gemäss dem ABC-Bewertungsraster je nach ihrer Relevanz in 3 Kategorien eingeteilt, wobei die Einstufung A die grössten Probleme bezeichnet und die Einstufung C die unbedeutendsten. Die Beurteilung der Umwelteinwirkungen erfolgt nach verschiedenen Kategorien, welche ihrerseits in Einzelkriterien aufgeteilt sind (vgl. Braunschweig et al. 1994). Es bestehen methodische Vorgaben über die zu behandelnden Kriterien. Die Einzelkriterien zu diesen Kategorien können je nach Problemstellung festgelegt werden und es besteht daher keine Limitierung der einbezieharen Umwelteinwirkungen. In der ABC-Methode ist **keine Aggregationsmethodik** integriert. Eine Aggregation der verschiedenen Bewertungen ist nicht standardisiert, aber möglich. Häufig muss diese Aggregation **argumentativ** erfolgen, da keine klare Zuordnung der Gesamtbeurteilung zu den Einstufungen A, B, C möglich ist.

Durch die klare Bezeichnung der Kategorien und Kriterien ist die Methode sehr transparent und nachvollziehbar. Die grosse Flexibilität bei der Bezeichnung der Einzelkriterien und die Beschränkung auf 3 Beurteilungsmöglichkeiten führt jedoch zu einem subjektiven Charakter der Beurteilung.

5.3.3. Umweltbelastungspunkte

Es handelt sich um eine Methode, welche die die Schadstoffe gemäss dem Konzept der **ökologischen Knappheit** gewichtet, welche eine Relation zwischen der Belastbarkeit einer Umweltressource und der heutigen Belastung darstellt. Die Belastbarkeit wird durch die gesetzlichen Ziele vorgeschrieben (Grenzwerte).

Für die ausgewählten Umwelteinwirkungen werden Ökofaktoren nach der folgenden Formel berechnet:

$$\text{Ökofaktor} = \frac{1}{F_k} \frac{F}{F_k}$$

wobei F = bestehende Belastung eines Gebietes mit einem Schadstoff

F_k = maximal zulässige Belastung eines Gebietes mit einem Schadstoff

$\frac{1}{F_k}$ = Normierung der Belastungen

$\frac{F}{F_k}$ = Verhältnis zwischen bestehender und zulässiger Belastung

Das Verhältnis F/F_k (F : bestehender Schadstofffluss, F_k : kritischer Fluss) zeigt an, wie wichtig das Problem bez. dem betreffenden Schadstoff ist und stellt dadurch einen Gewichtungsfaktor dar. Das Verhältnis $1/F_k$ dient der Normierung. Es soll aufzeigen, dass die Emission eines Schadstoffes mit einem hohen kritischen Fluss weniger umweltschädigend ist als die Emission von einem Schadstoff mit einem geringen kritischen Fluss. Aus den Gewichtungsfaktoren und der durch die Massnahme erzielte Emissionsreduktion lässt sich die Umweltentlastung berechnen. Die Gewichtung der Schadstoffe hängt massgeblich von der Definition der (politisch festgelegten) **Grenzwerte** ab²². Für alle Umweltbelastungen, für welche ein Emissions- bzw. Immissionsziel definiert ist, ist die Aggregation zu einem finalen Indikator möglich. Die Gewichtung der Faktoren, bzw. der Anteil der einzelnen Schadstoffe am Gesamtindikator, hängt vom Ausmass der Überschreitung des Grenzwertes ab. Ein Schadstoff, welcher die Grenzwerte nicht überschreitet, wird mit einem kleinen Faktor (unter 1) gewichtet. Je höher die Grenzwertüberschreitung desto grösser die Gewichtung der Emission. Dabei wird angenommen, dass der Schaden linear von der Belastung abhängig ist.

22 Als Grenzwert können auch umweltpolitische Zielvorstellungen dienen.

Die Aggregation mittels Ökofaktoren wurde im Bereich der Luftverschmutzung sowie im Lärmbereich angewendet.

Die Methode hat den Vorteil der transparenten Aggregationsmöglichkeit der Schadstoffe. Als Nachteil kann die Notwendigkeit der Festlegung von Grenzwerten bezeichnet werden. Dies kann insbesondere für kleinräumige Umweltschutzmassnahmen problematisch sein, da für solche Gebiete keine Grenzwerte bestehen und diese somit für jeden Schadstoff bestimmt werden müssen.²³ Die folgende Tabelle 15 gibt einen Überblick über die aktuellen Faktoren:

Schadstoff (Auswahl) ¹⁾	Öko-Faktor (Umweltbelastungspunkte)	
	pro Gramm Schadstoff	Index: NO _x = 100
NO _x	67	100
SO ₂	53	79
NMVOG	32	48
PM ₁₀	110	164
CO ₂	0.2	0.3
CH ₄	4.2	6
N ₂ O	62	93
Blei (Pb)	2'900	4'328
Cadmium (Cd)	120'000	179'104
Zink (Zn)	520	776

- 1) Insgesamt gibt es Ökofaktoren für gegen 100 Schadstoffe (Luft, Oberflächengewässer, Boden und Grundwasser, Treibhausgase und ozonzerstörende Substanzen).

Tabelle 15: Ökofaktoren für die Aggregation einzelner Schadstoffe zu Umweltbelastungspunkte für Emissionen in die Luft (Quelle: ÖBU 1998).

Zu beachten ist, dass die Methode für die Beurteilung von Umwelteinwirkungen, welche ausserhalb der Schweiz auftreten (globale Umweltbelastungen), nur begrenzt einsetzbar ist.

5.3.4. Kritische Volumina

Die Methode der kritischen Volumina geht von einer immissionsseitigen Betrachtung unter Berücksichtigung bestehender Immissionsgrenzwerte aus. Dabei wird für jede Umwelteinwirkung (z.B. Schadstoffemission) das Volumen berechnet, welches not-

²³ Bzw. von den nationalen/regionalen Grenzwerten abgeleitet werden müssen.

wendig ist, damit bei gegebenen Emissionen die Immissionsgrenzwerte gerade eingehalten werden. Diese kritischen Volumina werden pro Umweltmedium addiert und ergeben so einen standardisierten Belastungsindex pro Medium. Für das Medium Luft wird dieses Volumen wie folgt berechnet:

$$\text{belastetes Luftvolumen} = \text{Summe} \left(\frac{\text{Emission Schadstoff } i \text{ [g/Produkt]}}{\text{Immissionsgrenzwert Schadstoff } i \text{ [mg/m}^3\text{]}} \right)$$

Die Gewichtung der einzelnen Umwelteinwirkungen beruht auf Immissionsgrenzwerten. Die Methode der kritischen Volumina wird daher den sozio-politischen Methoden zugeordnet und weist die Vor- und Nachteile dieser Methoden auf (Einfluss verschiedener gesellschaftlicher Aspekte, Abhängigkeit von politischen Entscheiden und Trägheit in Bezug auf neue wissenschaftliche Erkenntnisse).

Die Methode ist einfach und nachvollziehbar. Eine Aggregation ist nur innerhalb der einzelnen Umweltmedien möglich.

Da die Methode darauf aufbaut, Emissionen aufgrund von Immissionsgrenzwerten zu beurteilen, bleiben die unterschiedlichen Abbauraten verschiedener Schadstoffe und somit ihre Verweilzeit unberücksichtigt.

Ein Nachteil dieser Methode besteht darin, dass die Kohlenwasserstoffe sowie CO₂ in der Standardmethode nicht erfasst sind. (Es ist grundsätzlich möglich solche Immissionsgrenzwerte herzuleiten: Für CO₂ kann zum Beispiel aus dem Ziel, die Emissionen auf den Stand von 1960 zu reduzieren, ein Immissionsgrenzwert abgeleitet werden, welcher der globalen CO₂-Konzentration von 1960 entspricht.)

5.3.5. Konzept der Qualitätsziel-Relationen (KQR)

Das Konzept der Qualitätsziel-Relationen wird von Schaltegger und Sturm (1992) vorgestellt. Das Konzept geht von einem ähnlichen Ansatz aus wie die Methode der kritischen Volumina (Bewertung der Schädlichkeit von Umwelteinwirkungen über Qualitätsziele wie zum Beispiel Immissionsgrenzwerte).

Die Schädlichkeit von Emissionen wird mit derjenigen von CO₂-Emissionen verglichen und gewichtet. Die bewerteten Emissionen eines Schadstoffes sind daher das Produkt der Emissionen und einem Gewichtungsfaktor, welcher das Verhältnis zwi-

schen den Qualitätszielwerten (häufig Immissionsgrenzwerte²⁴) dieses Schadstoffes und von CO₂ darstellt²⁵. Der Gewichtungsfaktor ist demnach folgendermassen definiert:

$$\text{Gewichtungsfaktor}(X) = \frac{\text{Immissionsgrenzwert (CO}_2\text{)}[\text{mgCO}_2/\text{mol}]}{\text{Immissionsgrenzwert (X)}[\text{mgX/mol}]}$$

Da die Grenzwerte als Stoffmengen in mg/mol angegeben werden, ist eine mediumübergreifende (Luft, Wasser, Boden) Gesamtbeurteilung möglich. Bei dieser Gesamtbeurteilung wird davon ausgegangen, dass die Molkonzentration die entscheidende Grösse zur mediumübergreifenden Aggregation ist. Dieser Ansatz ist allerdings nicht unumstritten (vgl. Braunschweig et al. 1994).

Das Konzept der Qualitätsziel-Relationen wird wegen dem Abstützen auf Grenzwerte den sozio-politischen Methoden zugeordnet und weist somit die Vor- und Nachteile solcher Methoden auf.

Die Methode ist einfach und nachvollziehbar, zudem ist eine Gesamttaggregation möglich. Die Anzahl der berücksichtigten Schadstoffe ist bedeutend grösser als bei den kritischen Volumina.

Die Nachteile des Konzeptes der Qualitätsziel-Relationen sind mit denjenigen der Methode der kritischen Volumina vergleichbar (limitierte Anzahl von Schadstoffen, länderspezifische Qualitätsziele, fehlende Berücksichtigung der Verweildauer von Schadstoffen in der Umwelt).

5.3.6. CML-Methode

Die CML-Methode baut auf naturwissenschaftlichen Erkenntnissen auf und wurde durch das Centrum voor Milieukunde Leiden entwickelt (Heijungs et al. 1992).

Die Methode erlaubt aufgrund eines Inventars und naturwissenschaftlichen Modellen die Beurteilung von Ressourcenverbrauch (biotisch und abiotisch), Umweltbelastun-

24 Die bei der KQR-Methode verwendeten Immissionsgrenzwerte sind bei den Luftschadstoffen die gleichen wie bei der Methode der kritischen Volumina.

25 In Analogie zur Luftreinhalteverordnung des Bundes verwenden (Schaltegger und Sturm 1992) die globale CO₂-Konzentration von 1960 als Immissionsgrenzwert für CO₂.

gen (Treibhauseffekt, Humantoxizität) und Umweltschäden (Landschaft und Ökosysteme, Personenschäden). Die Bewertungsmethode ist wissenschaftlich gut abgestützt, breit akzeptiert und in Europa eine allgemein anerkannte Methode für Ökobilanzen.

Die Bewertung nach der CML-Methode ist recht transparent. Dadurch, dass die Methode rein naturwissenschaftlich ausgerichtet ist, sind keine politischen oder sozialen Aspekte berücksichtigt. Die Methode setzt hingegen naturwissenschaftliche Kenntnisse über die Schädlichkeit verschiedener Schadstoffe voraus. Unvollständige Kenntnisse zu einzelnen Schadstoffen oder Schadstoffgruppen können daher zu einem mangelhaften Ergebnis der Bewertung führen. Die Methode ist vergleichsweise vollständig und berücksichtigt eine grosse Anzahl von Umwelteinwirkungen. Diese Vollständigkeit, welche auf die Anwendung im Rahmen von Ökobilanzen ausgerichtet ist, führt jedoch dazu, dass die Anwendung der CML-Methode recht aufwendig ist.

Die aggregierte Beurteilung der Auswirkungen (Evaluation) ist im CML-Konzept noch nicht vorhanden. Die Beurteilung beschränkt sich somit auf den Vergleich von Ressourcenverbrauch und verschiedene Umweltbelastungen und -schäden.

5.3.7. Eco-indicator 95

Die Methode der Eco-indicators ist eine neue, auf naturwissenschaftlichen Grundlagen aufgebaute Beurteilungsmethode (vgl. Goedkoop 1995). Ausgehend von einer grossen Anzahl von Umwelteinwirkungen (Impacts) werden mittels naturwissenschaftlicher Methoden Auswirkungen auf die Umwelt (Effects) wie Treibhauseffekt, Ozonschichtzerstörung, Sommer- und Wintersmog, Schwermetallemissionen und krebsfördernde Substanzen ermittelt. Diese Auswirkungen bilden die Grundlage für eine Schadensberechnung (Damage), welche in Todesfällen angegeben wird. Im Konzept (Goedkoop 1995) ist eine Berechnung von **Gesundheitsschäden** und **Ökosystembelastungen** und eine anschliessende Gewichtung (Valuation) vorgesehen, welche als Gesamtaggregation einen „Eco-indicator“-Wert ergibt.

Die Methode ist relativ neu und wird zur Zeit noch weiterentwickelt. So ist zum Beispiel die Gewichtung der Umweltwirkungen für die Schadensberechnung umstritten (sehr grosses Gewicht der Schwermetalle).

Schadstoff (Auswahl) ¹⁾	Eco-indicator-Points	
	10 ⁹ Points / kg	Index: NO _x = 100
NO _x	1.60E-01	100
SO ₂	2.80E-01	175
NMVOG	1.20E-01	75
PM ₁₀	1.10E-01	69
CO ₂	3.80E-04	0.24
CH ₄	6.20E-03	4
N ₂ O	1.10E-01	69
Blei (Pb)	1.90E+02	118'750
Cadmium (Cd)	5.6E+02	350'000

Tabelle 16: Eco-indicator-Points für die Aggregation einzelner Schadstoffe zu Umweltbelastungspunkte für Emissionen in die Luft (Quelle: IWÖ 1996).

5.3.8. Aggregation anhand von Schattenpreisen

Eine weitere Möglichkeit der Aggregation der verschiedenen Umweltwirkungen von Umweltschutzmassnahmen besteht in der monetären Bewertung der Umweltschäden.

Bei den monetären Methoden stellen die wirtschaftlichen Konsequenzen von Umweltbeeinträchtigungen die Basis der Bewertungen dar. Die Auswirkungen auf die Umwelt werden somit indirekt über die wirtschaftlichen Konsequenzen und nicht direkt über ihre Schädlichkeit bewertet.

Da oft monetäre Grössen zur Bewertung der Beeinträchtigung der Umweltqualität bzw. des Landschaftsbildes fehlen, werden in der Regel die Nutzeneinbussen der betroffenen Individuen quantifiziert. Es wird somit auch bei den Kosten von Nebenefekten in der Umwelt der Ansatz der Nutzenverluste angewendet. Im Gegensatz zu den unter 4.2 behandelten Nutzenverlusten, entstehen in diesem Fall die Verluste bei der Bevölkerung, d.h. nicht nur die VerkehrsteilnehmerInnen sind davon betroffen.

Grundsätzlich stehen aber zur Bewertung der Umweltkosten folgende Methoden zur Verfügung:

- **Schadenskostenansatz:** Monetäre Bewertung der durch die Umweltschäden verursachten Kosten; Grundlagen bildet entweder die **Zahlungsbereitschaft** der Individuen (mittels direkter Methode erfragt) oder die **Ressourcenausfälle** (z.B. Ernteverluste infolge Umweltverschmutzung)

- **Vermeidungskostenansatz:** Bewertung der Kosten, die für die Vermeidung der Umweltschäden entstehen.

Je nachdem, in welchem Umweltbereich die unerwünschten Wirkungen auftreten, sind diese Bewertungsansätze unterschiedlich geeignet, diese Kosten zu schätzen.

Die Methode der **Schadenskosten** wurde im Bereich der Luftverschmutzung (Ressourcenausfälle) und der Lärmbelastung (Mietverluste) erfolgreich angewendet.

Für die Bewertung der Umweltkosten mit dem **Schadenskostenansatz** ist folgende Datengrundlage erforderlich:

Luftverschmutzung

- Gesundheit, Forstwirtschaft, Landwirtschaft: Durch den zusätzlichen Verkehr verursachte Emissionen (NO_x, SO₂, VOC),
- Bewertung erfolgt anhand von vorhandenen Kostensätzen (Fr./Emissionseinheit),
- Gebäudeschäden: Schätzung der verkehrsexponierten Gebäudefläche, Berechnung der durchschnittlichen Mehrbelastung aufgrund von Reinigungsarbeiten und der Lebensdauerverkürzung von Baumaterialien.

Lärmbelastung

- Anzahl betroffener Haushalte
- Zusätzliche Mehrbelastung (Anzahl Wohnungen, welche über den Immissionsgrenzwert liegen, in dB(A))
- Wertgerüst für die Zahlungsbereitschaft für eine geringere Lärmbelastung

Schwieriger gestaltet sich die Bewertung der Schäden an Natur- und Landschaft, da für deren Bewertung auf die individuelle Zahlungsbereitschaft für eine intakte Landschaft zurückgegriffen werden muss. Dabei entstehen Probleme wegen dem strategischen Verhalten²⁶ der Individuen und der oft hypothetischen Situation²⁷, welche der

26 Problem des strategischen Verhaltens: Je nach Formulierung der Frage äussern die Befragten eine zu hohe oder tiefe Zahlungsbereitschaft.

27 Insbesondere wegen der fehlenden Budgetrestriktion

Befragung zugrunde liegt. Die Bewertung dieser Schäden muss anhand von argumentativen Kriterien erfolgen.

Der Vorteil dieses Ansatzes besteht darin, dass es eine vollständige Aggregation der Wirkungen der Umweltschutzmassnahme ermöglicht. Die Aggregation ist über alle Umweltbereiche möglich. Einbezogen werden können auch Sicherheitsaspekte (z.B. Verringerung des Unfallrisikos).

Der Ansatz der monetären Bewertung der Umweltwirkungen weist auch gewisse Nachteile auf:

- Es handelt sich um eine aufwendige Aggregationsmethode, welche umfangreiche Datengrundlagen erfordert.
- Im Bereich Natur- und Landschaftsschutz sind noch wenige Grundlage für die monetäre Bewertung der Schäden vorhanden.
- Globale Wirkungen können nur begrenzt bewertet werden.
- Die Methode ist mit sehr grossen Unsicherheiten verbunden.
- Da die Umweltwirkungen nicht direkt in (gewichteten) Schadstoffeinheiten gemessen werden, wirkt die Methode weniger transparent als jene, welche direkt die Emissionsmenge quantifiziert.

Die folgende Tabelle 17 gibt einen Überblick über die einzelnen Sätze für verschiedene Umweltbelastungen.

Kostensatz bzw. Schattenpreis	Kostensatz in Franken	
	PW	Schwerverkehr
Luftverschmutzungsbedingte Gesundheitskosten: Rappen pro Fzkm Fr. pro Tonne NO _x Fr. pro Tonne PM ₁₀	1.8 20'500 101'000	9.2 17'600
Luftverschmutzungsbedingte Gebäudeschäden: Fr. pro Fzkm Fr. pro Tonne NO _x	0.7 27'750	4.2 22'850
Lärm: Fr. pro Fzkm Jährlicher Nutzen pro Haushalt bei einer Lärmabnahme um 1 dB(A): 55-59 dB 60-64 dB 65-69 dB 70-74 dB >74 dB im Mittel	1.0 95 95 119 119 143 101	5.4
Klima Fr. pro Fzkm Fr. pro Tonne CO ₂	2.8 100-230 ²⁸	7.4
Sicherheit Fr. pro Unfall Fr. pro Todesopfer Fr. pro verletzte Person	14'400 1.8 Mio 30'300	24'800 1.8 Mio 37'300

Tabelle 17: Schattenpreise für die Aggregation einzelner Belastungsbereiche: Kostensätze im Verkehrsbereich (Basis: Ecoplan 1998, INFRAS 1998a, INFRAS/Econcept/Prognos 1996).

28 Bandbreite der Kostensätze für eine Reduktion der CO₂-Emissionen um 20% im Zeitraum zwischen 1990 und 2005 (INFRAS/Econcept/Prognos 1996).

5.3.9. Übersicht über die Bewertungsmethoden

	Beurteilungsgrundlage	Erfasste Schadstoffe	Aggregierbarkeit	Vorteile	Nachteile
Leitschadstoff	kann je nach Massnahme festgelegt werden	können fallweise festgelegt werden (ev. globale/lokale)	keine	einfach, nachvollziehbar und transparent	Ergebnisse z.T. abhängig von der Wahl des Leitschadstoffes
ABC	können je nach Massnahme festgelegt werden (Wissenschaftliche Erkenntnisse, Grenzwerte, etc.)	können fallweise festgelegt werden, keine Begrenzungen	nur argumentative Aggregation möglich	flexibel und transparente Methode	Aggregation ist nicht standardisiert, stark subjektiver Charakter
UBP	sozio-politisch / Emissionsziele	Schadstoffe mit festgelegtem Emissionsziel	vollständig	einfach, nachvollziehbar und in der Schweiz gängig	limitierte Anzahl von Schadstoffen, Bezug auf Schweizer Situation
Kritische Volumina	sozio-politisch / Immissionsgrenzwert	Schadstoffe mit festgelegtem Immissionsziel	Aggregation pro Umweltmedium	einfache und transparente Methode	limitierte Anzahl von Schadstoffen (ohne CO ₂), Bezug auf Schweizer Situation, fehlende Berücksichtigung der Verweildauer der Schadstoffe
KQR	sozio-politisch / Immissionsgrenzwert (Qualitätsziel)	Schadstoffe mit festgelegtem Qualitätsziel	vollständig	einfache und transparente Methode	limitierte Anzahl von Schadstoffen, Bezug auf Schweizer Situation, fehlende Berücksichtigung der Verweildauer der Schadstoffe
CML	naturwissenschaftlich	relativ vollständige Erfassung der umweltrelevanten Schadstoffe, punktuelle Probleme bei Schadstoffgruppen (z.B. Schwebstaub, NMHC)	keine vollständige Aggregation möglich, Bewertung beschränkt sich auf einzelne „Umweltprobleme“	naturwissenschaftlich breit akzeptierte und transparente Methode	recht aufwendig in der Anwendung, auf Ökobilanzen ausgerichtet.
Eco-indicator 95	naturwissenschaftlich	relativ vollständige Erfassung der umweltrelevanten Schadstoffe	vollständige Aggregation zur Zeit noch nicht möglich	naturwissenschaftlich sehr aktuelle Methode	noch nicht ausgereift und teilweise umstritten, aufwendig in der Anwendung
Schattenpreise	sozio-politisch	Einbezug aller Umweltbeurteilungen (v.a. Lärm, Sicherheit)	vollständig	wissenschaftlich aktuelle Methode	Aufwendig in der Anwendung; Kostensätze z.T. noch nicht vorhanden

Tabelle 18: Übersicht über mögliche Aggregationsmethoden der Umweltwirkungen.

5.3.10. Beurteilung der Aggregationsmethoden

Alle Methoden weisen sowohl Vor- als auch Nachteile auf. Deshalb schlagen wir für die Darstellung der Kosten-Wirksamkeit ein flexibles Vorgehen vor. Am sinnvollsten erscheint uns folgende Kombination:

- Im Zentrum steht die Bezeichnung eines Leitschadstoffes (Haupt-Umweltbelastung). Falls sich die Umweltbelastung auf einen Bereich bezieht, ist dies ausreichend. Weitere Belastungen können als prozentuale Änderungen oder qualitativ angegeben werden.
- Die Aggregationsmethode mit Umweltbelastungspunkten empfiehlt sich ergänzend in der schweizerischen Praxis für die Aggregation von Emissionen (v.a. bei Massnahmen, die sich auf die Luftbelastung beziehen). Im Kapitel 9 wird die Methode im Bereich der Luftschadstoffe illustriert.
- Die Aggregationsmethode mit Schattenpreisen kann ergänzend sinnvoll sein für die Aggregation von Belastungsänderungen bei Massnahmen, die eine relativ breite Wirkung haben und relativ viele Umweltbereiche (plus Sicherheit) tangieren. Zu beachten ist allerdings die Übertragbarkeit der angegebenen Durchschnittswerte auf den konkreten Raum, insbesondere im Lärmbereich. Deshalb werden im Kapitel 10 die einzelnen Wirkungen von verhaltensorientierten Massnahmen mit Hilfe von Schattenpreisen illustrativ aggregiert.

6. Kosten-Wirksamkeits-Indikatoren

6.1. Ziele der Methodik

Die bisherigen Kapitel haben die einzelnen methodischen Aspekte für die Gliederung von Massnahmen, die Erfassung der Kosten und Wirkungen aufgezeigt. Nun geht es darum, diese Bausteine zusammenzutragen, um einen vergleichbaren Indikator zur Optimierung von Umweltmassnahmen im Hinblick auf ein konkretes Umweltproblem zu erarbeiten. Im Zentrum stehen folgende zwei konkrete Fragen:

1. **Indikatorbildung:** Welcher Indikator kann die Kosten-Wirksamkeit von Massnahmen am zweckmässigsten ausdrücken? Wie soll er dargestellt werden?
2. **Anwendung der Indikatoren:** Wie können die Indikatoren eingesetzt werden, um optimale Massnahmen-Strategien zu entwickeln?

Die Methodik soll die Schnittstelle zwischen ökonomischer und ökologischer Wissenschaft möglichst praxisnah ausfüllen. Auf der einen Seite soll das Schwergewicht auf die Effizienzfrage (Element einer ökonomisch optimierten Strategie) legen. Den Anspruch an eine umfassende Optimierungsmethodik, die alle Aspekte der Zweckmässigkeit einer Massnahme oder einer Strategie ausleuchtet und weitere Aspekte (wie etwa verteilungs-, regional-, finanz- oder staatspolitische Fragen oder Akzeptanzprobleme) berücksichtigt, kann und soll sie nicht aufweisen.

Auf der anderen Seite geht es nicht darum, komplexe monetäre Kosten-Nutzen-Analysen für Massnahmen zu präsentieren. Im Zentrum steht vielmehr der Anspruch an ein transparentes Vorgehen, das sich auf einfach anwendbare und kommunizierbare Methoden abstützt.

6.2. Darstellung der Indikatoren

Der Indikator soll die Kosten mit der erzielbaren Wirkung einer Massnahme in Relation stellen. Um die Vergleichbarkeit zwischen Massnahmen sicherzustellen, können entweder die Umweltbelastungen oder die Kosten standardisiert werden. Entsprechend ergeben sich zwei Möglichkeiten für die Darstellung:

1. Kosten pro Einheit Umweltbelastung: Die Kosten-Wirksamkeit einer Massnahme drückt aus, wieviel Franken aufgewendet werden müssen, um die Umweltbelastung um eine Einheit (zum Beispiel eine Kilogramm NO_x) zu verbessern.
2. Umweltverbesserung pro eingesetzten Franken: Die Kosten-Wirksamkeit drückt aus, wieviel Umweltverbesserung mit einem bestimmten Frankenbetrag erzielt werden kann.

Je nach Fragestellung können beide Indikatoren praktisch sein. Weil die zweite Frage (in einem wirtschaftlichen Umfeld mit knappen Finanzmitteln) relevanter erscheint und weil die zweite Methode dazu führt, dass effiziente Massnahmen grosse und ineffiziente Massnahmen kleine Werte erhalten (was das Resultat einfacher lesbar macht), geben wir der zweiten Darstellungsweise den Vorzug.

Die bisherige Diskussion hat deutlich gemacht, dass die Kostenseite immer monetär, die Wirkungsseite aber unterschiedlich dargestellt werden kann. Entsprechend ergeben sich dort verschiedene Optionen für die Darstellung. Aus diesem Grund erscheint es wichtig, nicht nur den finalen Indikator als Quotient von Umweltbelastung und Kosten darzustellen, sondern auch die Kosten und die einzelnen Wirkungen separat darzustellen.

Wir schlagen deshalb eine dreistufige Darstellung der Kosten-Wirksamkeit vor:

1. Darstellung der Kosten, aufgeschlüsselt nach Kostenarten (Direkte Kosten, Anpassungskosten, evtl. zusätzlich Aufschlüsselung nach Kapitalkosten und laufenden Kosten).
2. Darstellung der Wirkung(en), aufgeschlüsselt nach Hauptwirkung (quantitativ) und Nebenwirkungen (positive und negative; quantitativ und qualitativ).
3. Darstellung der Kosten-Wirksamkeit, ausgedrückt als Hauptwirkung (ergänzend allenfalls Aggregat der Wirkungen) pro eingesetzten Franken (und Vergleich mit anderen Massnahmen)

Um Fehlinterpretationen zu vermeiden, erscheint es uns wichtig, diese Darstellung relativ stringent anzuwenden (vgl. dazu den empirischen Teil).

6.3. Umgehen mit Unsicherheiten

Die Unsicherheiten für die Bestimmung von Kosten-Wirksamkeits-Indikatoren sind je nach Massnahme bedeutend und können in folgenden Bereichen auftreten:

- **Definition/Abgrenzung eines konsistenten Massnahmenbündels zur Beurteilung der Kosten-Wirksamkeit:** Die notwendigen Vor-Optimierungsschritte zur Bestimmung eines konsistenten Massnahmenbündels sind meist mit verschiedenen Unsicherheiten (Beurteilung der Synergien, Ausweicheffekte) etc. verbunden.
- **Verkehrs-Reaktionsmodelle:** Die Unsicherheiten von konkreten Reaktionen sind insbesondere bei indirekten Wirkungen der Massnahmen (z.B. bei preislichen oder infrastrukturellen Massnahmen) gross und lassen einen grossen Interpretationsspielraum offen. Generell gilt: Je grösser der Betrachtungsperimeter, desto grösser die Unsicherheiten.
- **Ermittlung der Kosten:** Die Unsicherheiten sind je nach Massnahmentyp unterschiedlich. Am geringsten sind sie bei End of Pipe Technologien, am grössten sind sie bei der Bestimmung von Anpassungskosten bei komplexen Massnahmen.
- **Ermittlung/Aggregation der Umweltbelastungen:** Die Unsicherheiten sind insbesondere bei der Luftbelastung relativ gross, wenn zusätzliche Ausbreitungsrechnungen und gegenseitige Abhängigkeiten von Einzelbelastungen eine Rolle spielen (vgl. INFRAS 1992). Dazu kommen die dargestellten Aggregationsprobleme bei Massnahmen mit unterschiedlichen Wirkungen in verschiedenen Umweltbereichen.

Eine Ausleuchtung der Unsicherheiten der verschiedenen Komponenten ist unerlässlich, um die Aussagekraft der Indikatoren zu stärken. Dazu notwendig ist eine Analyse der verschiedenen Streubreiten in der gesamten Wirkungs- und Bewertungskette und eine Angabe der Indikatoren-Streubreite. Am sinnvollsten sind dazu punktuelle Sensitivitätsanalysen oder eigentliche Fehlerrechnungen. Im Minimalfall ist eine qualitative Angabe der Unsicherheitsbereiche anzustreben.

Die folgende Tabelle 19 gibt einen qualitativen Überblick über das Ausmass der Unsicherheiten in den einzelnen Massnahmenkategorien.

Unsicherheiten	Technische Massnahmen	Regulatorische Massnahmen	Preisliche Massnahmen	Infrastruktur-/ Institutionelle Massnahmen
Definition/ Abgrenzung der Massnahme	0/++ ²⁾	+	+	+
Reaktionsmodell Verkehr ¹⁾	0	+	++	+++
Kosten	+	++	++	++
Wirkung Emissionen	+	++	++	++
Wirkung Immissionen	++	+++	+++	+++
Nebenwirkungen	+	+++	+	++

¹ Unter Berücksichtigung der Nebenwirkungen

² Je nach Ausgestaltung der Massnahme

- 0 keine Unsicherheiten
- + kleine Unsicherheiten
- ++ mittlere Unsicherheiten
- +++ grosse Unsicherheiten

Tabelle 19: Unsicherheitsbereiche und Ausmass der Unsicherheiten nach Massnahmenkategorien

6.4. Einsatz der Indikatoren: Optimierungspfade

6.4.1. Ermittlung der Kosten-Wirksamkeit in der Praxis

Ein Verkehrsingenieur steht oft vor der Frage, wie die Kosten-Wirksamkeit einer konkreten (vorgegebenen) Massnahme zu beurteilen ist, z.B.

- Punktuelle Lärmschutzmassnahmen
- Punktuelle technische Massnahmen (z.B. Erneuerung der Busflotte)
- Verkehrsberuhigungsmassnahmen
- Punktuelle Geschwindigkeitsbeschränkungen

- Punktuelle Massnahmen zur Reduktion des Individualverkehrs (Parkplatzreduktionen, Kapazitätsbeschränkungen wie Busspuren etc.)
- Umfahrungsprojekte von Siedlungsgebieten

Die Berechnung der Kosten-Wirksamkeit bezieht sich hier meist auf einen konkreten Raum. Im Vordergrund steht einerseits der Vergleich des Indikators mit einer generellen Massnahme, der Aufschluss über die ökologische Effizienz einer Massnahme gibt. Andererseits können so auch verschiedene Alternativen (im konkreten Raum) miteinander verglichen werden.

Für die **Verkehrs- und Umweltpolitik** allgemein ist der Vergleich von flächendeckenden Massnahmen interessant. Dieser Vergleich dient dazu, für ein bestimmtes Umweltproblem eine optimale (kostenminimale) Strategie aufzuzeigen. Die folgenden Kapitel vertiefen diese Optimierungspfade für verschiedene Massnahmen.

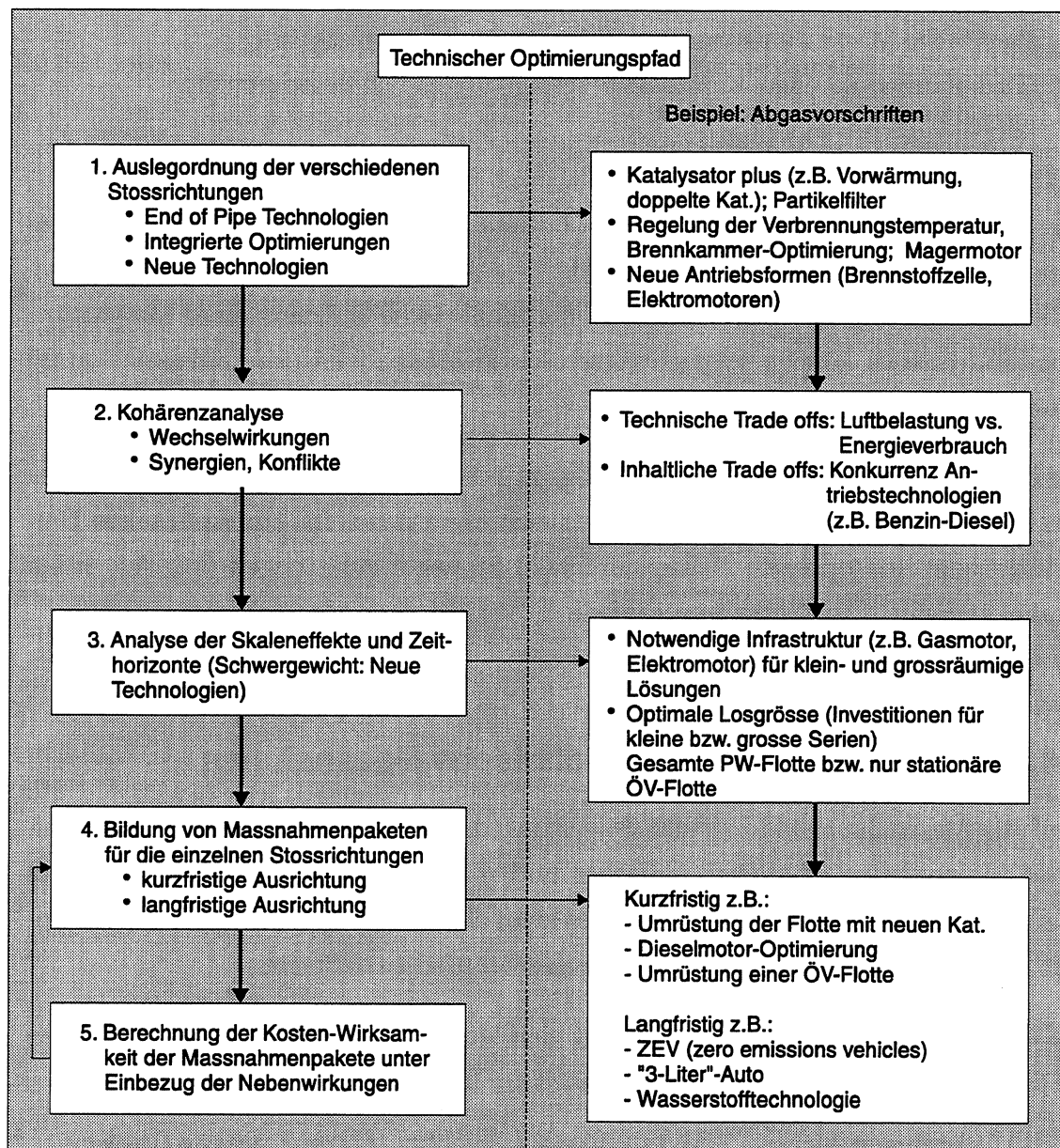
6.4.2. Optimierungspfad für technische Massnahmen

Weil die Massnahmenbildung und Bewertung der Kosten-Wirksamkeit von technischen Massnahmen deutlicher, einfacher und mit weniger Wechselwirkungen und Unsicherheiten verbunden ist, erscheint es sinnvoll, die technischen Massnahmen isoliert zu betrachten und als **Referenz-Massnahmenpfad** zu definieren.

Die entscheidende Optimierungsfrage für eine technisch ausgerichtete Umweltstrategie orientiert sich an der Kosten-Wirksamkeit der folgenden drei Stossrichtungen:

1. End-of Pipe Technologien (z.B. Abgasumwandlungs- oder Rückhaltesysteme)
2. Prozessintegrierte Optimierungen (z.B. Optimierungen beim Dieselmotor)
3. Neue Technologien

Ein rein additives Aufreihen von einzelnen Massnahmen – gemäss ihrer Kosten-Wirksamkeit – ist im Normalfall nicht möglich, weil einzelne Kostenelemente je nach Massnahmenniveau stark variieren können. Figur 11 zeigt die wichtigsten Optimierungsschritte auf.



Figur 11: Optimierungsschritte für einen technisch orientierten Massnahmenpfad

6.4.3. Optimierungspfad für verhaltensorientierte Massnahmen

Wie bereits angetönt, sind zur Bestimmung der Kosten-Wirksamkeit von verhaltensorientierten Massnahmen mehrere Optimierungsebenen notwendig. Weil der Bewertungsspielraum bedeutend grösser ist als bei technisch orientierten Massnahmen, erscheint uns ein streng analytisches Verfahren wenig sinnvoll. Viel wichtiger ist ein

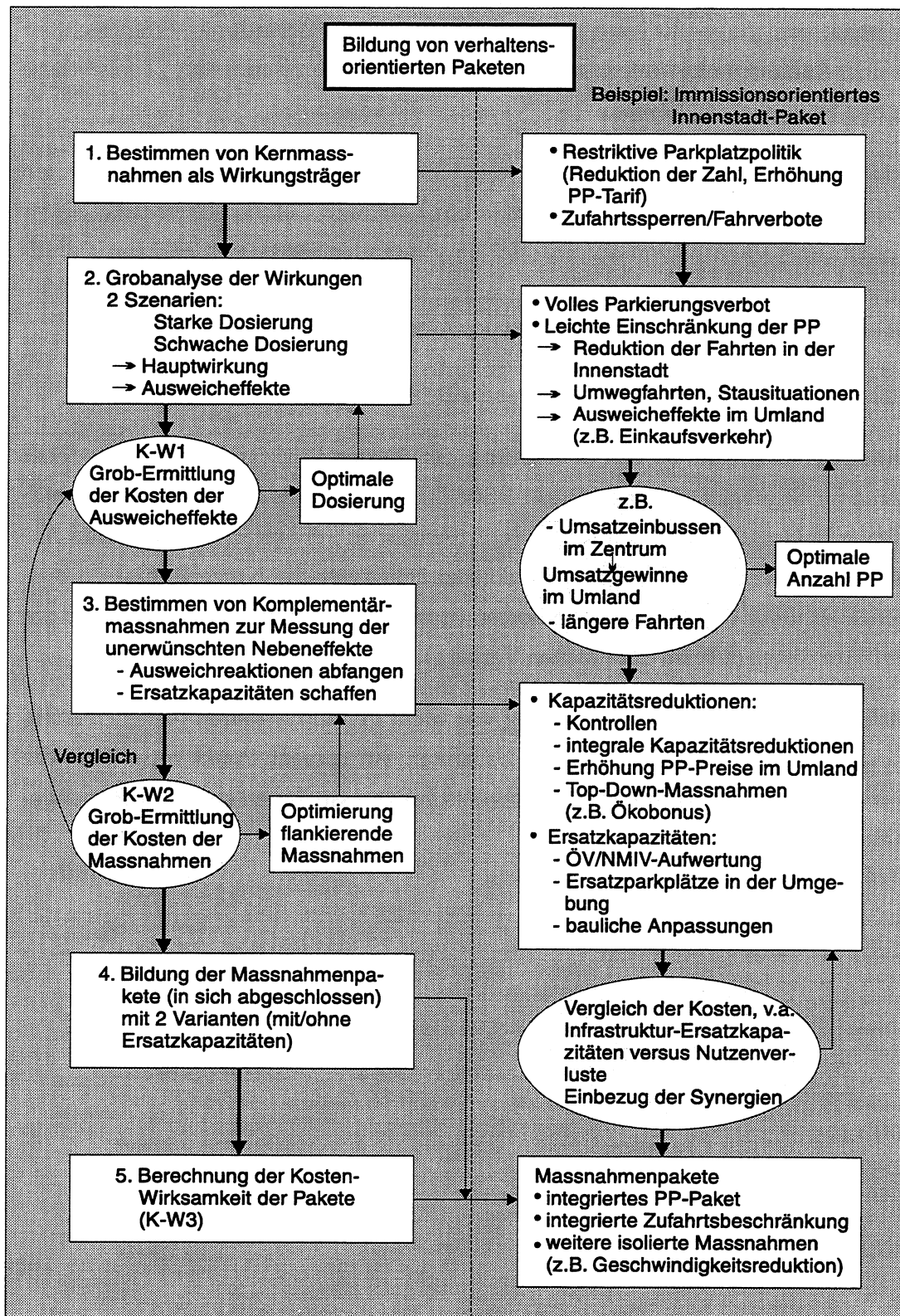
Lernschema, das die wichtigsten Unsicherheiten und Entscheidungsstufen sichtbar macht und Anhaltspunkte liefert, mit welchen ökonomisch orientierten „Tools“ diese Stufen bearbeitet werden können.

Die Erfahrungen, beispielsweise bei der Massnahmenplanung Lufthygiene in Städten und Agglomerationen, haben gezeigt, dass ein kohärentes Massnahmenpaket unter Umständen eine Vielzahl von aufeinander abgestimmten Einzelmassnahmen enthalten muss, um allen Ansprüchen zu genügen. Für die Bildung von solchen in sich abgerundeten Paketen ist die Kosten-Wirksamkeit ein wichtiges Kriterium.

Figur 12 zeigt die einzelnen Optimierungsschritte auf.

Ein wesentlicher Schritt ist die Beurteilung der Kosten-Wirksamkeit verschiedener flankierender Strategien: Während restriktive Strategien hohe Nutzeneinbussen hervorrufen (z.B. Umsatzverluste, schlechtere Erreichbarkeit, entsprechend schlechte Akzeptanz), kann die Schaffung von Ersatzkapazitäten zwar die Nutzeneinbussen ausgleichen, aber unter Umständen hohe Kosten verursachen. Am bedeutendsten sind die Infrastrukturkosten (z.B. im öffentlichen Verkehr).

Ein wichtiges Problem ist die Beurteilung von nicht quantifizierbaren Nebeneffekten, z.B. Gewinn/Verlust der Stadtqualität/Urbanität. An diesem Punkt muss sich die Analyse der Kosten-Wirksamkeit von Umweltschutzmassnahmen einem breiter angelegten Bewertungssystem öffnen.



Figur 12: Gedankenmodell/Lernpfad zur Bildung und Optimierung von konsistenten verhaltensorientierten Massnahmenpaketen.

6.4.4. Gesamtoptimierung

a) Vergleich der Kosten-Wirksamkeit-Indikatoren

Nachdem konsistente und in sich abgeschlossene Massnahmenpakete gebildet worden sind, ist die Berechnung der Kosten-Wirksamkeit gemäss den obigen methodischen Ausführungen möglich. Die Höhe der Indikatoren ist massgebend für die Beurteilung der Zweckmässigkeit der Massnahmen aus ökonomisch/ökologischer Sicht. Mit diesen Ergebnissen lassen sich eigentliche auf ein bestimmtes Umweltziel bezogene Vermeidungskosten-Kurven, einerseits für einen technischen, andererseits für einen verhaltensorientierten Ansatz bilden.

b) Vergleich mit Referenzmassnahme (Benchmark)

Um die Massnahmen einfacher an vergleichbaren Stossrichtungen messen zu können, ist es sinnvoll, Referenzmassnahmen zu definieren, die als Benchmark für eine effiziente Strategie dienen können. Infolge der unterschiedlichen Vergleichbarkeit der Massnahmen untereinander schlagen wir drei verschiedene Typen von Referenzmassnahmen vor:

- Vergleichsmassnahme ausserhalb Verkehrsbereich (je nach Umweltbereich). Diese Massnahmen geben Anhaltspunkte darüber, wie effizient Verkehrsmassnahmen im Vergleich zu anderen Massnahmen sind. Solche Informationen sind wichtig, wenn es um Gesamtoptimierungen geht (z.B. CO₂-Strategie).
- Einfache technische Massnahme im Verkehrsbereich (je nach Umweltbereich)
- Integrale „Top down“-Massnahme im Verkehrsbereich (Preisliche Massnahme)

Sinnvoll sind Vergleichsmassnahmen insbesondere in denjenigen Umweltbereichen, wo eine direkte Vergleichbarkeit verschiedener Massnahmen möglich ist:

Umweltbereich	Referenzmassnahme ausserhalb Verkehrsbereich	Einfache technische Massnahme im Verkehrsbereich	Integrale Referenzmassnahme
NO _x -Belastung	Low-NO _x -Brenner	Katalysator, Abgasnormen	Lenkungsabgabe auf Treibstoffen
Partikel-Belastung	-	Partikelfilter für Dieselmotoren	Lenkungsabgabe auf Treibstoffen
CO ₂ -Emissionen	Wärme-Kraft-Koppelungsanlagen	Eco-Drive ¹⁾	Lenkungsabgabe auf Treibstoffen
Lärmbelastung	-	Lärmschutzwände	Tempo 30 im Quartier

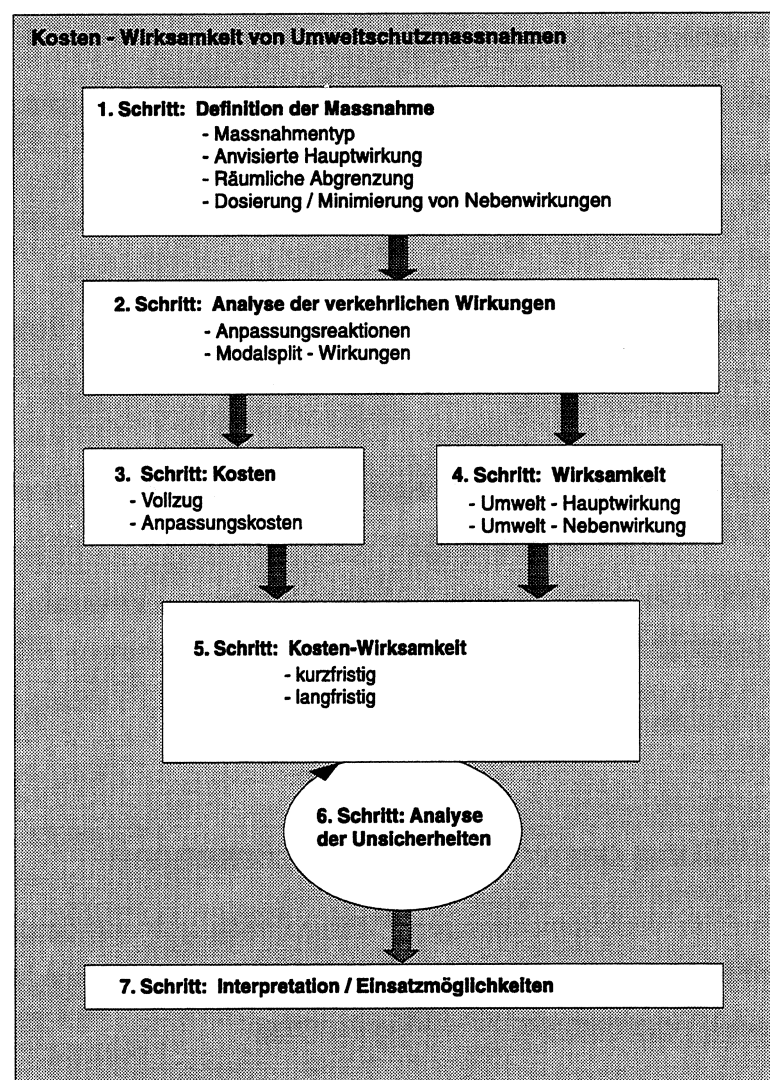
¹⁾ Obwohl eine energiesparsame Fahrweise keine eigentliche technische Massnahme ist, erachten wir diese Massnahme als sinnvolle Referenzmassnahme, da sie einerseits klar abgrenzbar ist und andererseits keine „einfachen“ technischen Massnahmen zur Reduktion des Energieverbrauchs zur Verfügung stehen.

Tabelle 20: Auswahl für Referenzmassnahmen für die wichtigsten Umweltbereiche.

7. Zusammenfassung: Eine Handlungsanleitung

7.1. Übersicht über die einzelnen Schritte

Figur 13 zeigt die einzelnen notwendigen Schritte zur Ermittlung der Kosten-Wirksamkeit von Umweltschutzmassnahmen im Verkehrsbereich. Wir fassen sie hier – basierend auf den Ergebnissen der obigen Diskussion – zusammen.



Figur 13: Kosten-Wirksamkeit von Einzelmassnahmen: Übersicht über die wichtigsten methodischen Schritte.

7.2. Die einzelnen Schritte

Schritt 1: Definition der Massnahmen

In einem ersten Schritt ist die zu untersuchende Umweltmassnahme klar zu definieren und abzugrenzen. Folgende Fragen müssen beantwortet werden:

- Wie ist der Ausgangszustand (ohne Massnahmen) zu definieren (räumlich, zeitlich, sachlich)?
- Welcher Massnahmenkategorie ist die Massnahme zuzuordnen? Ist sie eine Einzelmassnahme oder Bestandteil eines Massnahmenbündels? Ist es eine technische oder verhaltensorientierte Massnahme?
- Welche Hauptwirkung (Reduktion welcher Umweltbelastung) wird angestrebt?
- Wie kann die Massnahme räumlich und zeitlich abgegrenzt werden? Besteht Kohärenz und Vergleichbarkeit zu anderen (evtl. gleichzeitig zu evaluierenden) Massnahmen?
- Ist die Dosierung der Massnahme optimal? Gibt es allenfalls andere Ausgestaltungsformen für die Massnahme, die ein höheres Kosten-Wirksamkeits-Verhältnis erzielen lässt?
- Sind die Kosten und erwarteten Wirkungen im Zeitablauf in etwa konstant? Muss eine spezielle Periodisierung vorgenommen werden?
- Sind erwünschte oder unerwünschte Nebenwirkungen zu erwarten? Gibt es innerhalb der Massnahme (oder mit flankierenden Massnahmen) Möglichkeiten, diese Nebenwirkungen zu reduzieren?

Schritt 2: Ermittlung der verkehrlichen Wirkungen

Dieser Schritt ist nur für verhaltensorientierte Massnahmen relevant, da davon ausgegangen werden kann, dass die verkehrlichen Reaktionen bei technischen Massnahmen vernachlässigbar sind. Folgende Schritte sind vorzusehen:

1. Abgrenzung des Untersuchungsgebietes
2. Entscheid: Einfache partielle Ermittlung der Auswirkungen oder Einsatz eines Verkehrsmodells

3. Ermittlung der Verkehrsreaktionen
 - Veränderung motorisierter Individualverkehr (Mengen, Fahrzeugkilometer, räumlich differenziert)
 - Veränderung öffentlicher Verkehr: Umsteigeeffekt (Mengen, Fahrzeug- resp. Zugskilometer, räumlich differenziert)
4. Ermittlung von Ausweicheffekten (Umwegfahrten, Suchverkehr, etc.), Testen von Möglichkeiten, diese Ausweicheffekte zu minimieren
5. Ergebnistableau verkehrliche Wirkungen relativ zum Ausgangszustand

Schritt 3: Ermittlung der Kosten

Wiederum je nach Massnahmenkategorie sind folgende Schritte notwendig:

1. Ermittlung der direkten laufenden Kosten:
 - Zusätzlicher Verwaltungsaufwand (Erhebungs- und Kontrollkosten)
 - weitere laufende Kosten (Unterhalt etc.)
2. Ermittlung der direkten Investitionen
 - Abgrenzung zu Referenztechnologie
 - Ermittlung der Investitionssumme
 - Amortisation: Abschreibungszeitraum, Zinssatz (öffentl. oder private Rendite)
 - Ermittlung der Kapitalkosten (normalerweise mittels Annuitäten)
3. Ermittlung der Anpassungskosten
 - Interpretation des Ergebnisses der verkehrlichen Wirkungen
 - Entscheid, ob direkte Ermittlung der Kostenveränderungen oder implizit via Nutzenveränderungen (Verlust an Konsumentenrente)
 - Falls direkt: Ermittlung der Anpassungskosten bzw. Einsparungen pro Verkehrsträger bzw. -mittel; Ermittlung von weiteren Kosten bei verschiedenen Akteuren
 - falls indirekt: Ermittlung der Preisveränderung (explizit/implizit) einer preislichen Reaktion der Massnahme und Ermittlung des Konsumentenrentenverlustes:

$$0,5 * [(\text{Verkehr}_{\text{alt}} \text{ minus } \text{Verkehr}_{\text{neu}}) * (\text{Preis}_{\text{alt}} \text{ minus } \text{Preis}_{\text{neu}})]$$
 - allenfalls Periodisierung der Anpassungskosten

4. Zusammenstellung der Kosten nach Kostenkategorie, allenfalls nach Akteur; allenfalls ergänzend: Darstellung von Transfers (Finanzflüssen zwischen den Akteuren)

Schritt 4: Ermittlung und Aggregation der Umweltwirkungen

1. Ermittlung der Umwelt-Hauptwirkung (Leitschadstoff), ausgedrückt in Emissionen, direkt oder aus verkehrlichen Wirkungen abgeleitet
2. Prüfung, ob eine Umrechnung in Immissionen (allenfalls komplexere Wirkungsindikatoren) sinnvoll oder notwendig ist
3. Hochrechnung der Wirkung auf die gewünschte räumliche Einheit
4. Ermittlung der Umweltnebenwirkungen; prüfen, ob eine ergänzende Aggregation der Wirkungen sinnvoll bzw. sinnvoll ist.
5. Ermittlung der Wirkungen auf die Sicherheit (falls relevant)
6. Falls nur Emissionswirkungen resultieren: Abklären, ob eine Aggregation nach Umweltpunkten notwendig ist
7. Falls verschiedene Umweltwirkungen (inkl. Sicherheit) resultieren: Abklären, ob eine Aggregation mit monetären Werten sinnvoll ist;
Falls nicht: Darstellung der verschiedenen Umweltnebenwirkungen in prozentualen Veränderungen ggü. Ausgangszustand
8. Zusammenstellen der Wirkungen
9. Steckbriefartige Auflistung von weiteren positiven und negativen Nebenwirkungen rein qualitativer Art

Schritt 5: Ermittlung und Darstellung des Gesamt-Indikators

Der Gesamt-Indikator baut die obigen Elemente zusammen und kann folgendermassen charakterisiert werden:

Kosten-Wirksamkeits-Indikator = Einsparung Umweltbelastung pro Franken

1. Darstellung der Kosten
 - direkte Kosten
 - Anpassungskosten
 - (evtl. Aufteilung nach Akteuren)
2. Darstellung der Wirkungen
 - Hauptbelastung (Leitschadstoff)
 - weitere Belastungen (quantitativ, qualitativ)
 - evtl. Aggregation (Emissionen gemäss UBP; weitere gemäss Schattenpreisen)
 - weitere Nebenwirkungen
3. Kosten-Wirksamkeits-Indikator
(desaggregiert, evtl. ergänzend aggregiert)

Schritt 6: Analyse der Unsicherheiten

1. Identifikation der sensitiven Annahmen (Verkehrsreaktionen, Kostenermittlung, Umweltwirkungen)
2. Punktuelle Sensitivitätsanalysen
3. evtl. (bei grösseren Unsicherheiten): Fehlerrechnungen
4. Darstellung von Streubreiten

Schritt 7: Interpretation und Einsatzmöglichkeiten

1. Vergleich verschiedener Massnahmen untereinander
2. (Allenfalls): Optimierungsschritte zur Maximierung der Kosten-Wirksamkeit
3. Vergleichen mit Referenzmassnahme

Teil II: Empirische Beispiele

8. Übersicht

Die empirischen Beispiele sollen die im Teil I erarbeitete Methodik und die einzelnen Arbeitsschritte an konkreten praxisorientierten Fällen anwenden. Sie dienen damit einerseits der Illustration des vorgeschlagenen Vorgehens. Andererseits sollen auch Erkenntnisse über die Grössenordnung und die Interpretation der Kosten-Wirksamkeit von verschiedenen Massnahmen in verschiedenen Umweltbereichen abgeleitet werden.

Die Auswahl der Umweltbereiche und der Massnahmen soll möglichst das gesamte Spektrum abdecken. Im Zentrum stehen die Bereiche Luftbelastung, Lärm und Klima (mit ergänzender Berücksichtigung der Unfälle).

Die folgende Tabelle 1 gibt einen Überblick über die untersuchten Massnahmen, differenziert nach Massnahmentyp und Umweltbereich.

Umweltbereich	Technische Massnahmen	Regulatorische Massnahmen	Preisliche Massnahmen	Infrastruktur-massnahmen
NO _x -Belastung	Massnahmen EURO III/IV für PW und LKW und Busse	Geschwindigkeits-massnahmen - auf Autobahnen - im Quartier (Massnahmenpaket im städtischen Raum)	Massnahmenpaket im städtischen Raum	Massnahmenpaket im städtischen Raum
Partikel-Belastung	Massnahmen EURO III/IV für PW und LKW und Busse			
CO ₂ -Emissionen	Alternative Treibstoffe im ÖV (z.T.)	Geschwindigkeits-massnahmen - auf Autobahnen - im Quartier	Lenkungsabgabe auf Treibstoffen	Freiwillige Massnahmen 'Energie 2000'
Lärmbelastung	Schiene und Strasse: Wichtigste technische Massnahmen Rollmaterial und Infrastruktur	Geschwindigkeits-massnahmen - auf Autobahnen - im Quartier	(Massnahmenpaket im städtischen Raum)	Schiene und Strasse: Wichtigste Massnahmen Infrastruktur (Massnahmenpaket im städtischen Raum)
Unfälle		Geschwindigkeits-massnahmen - auf Autobahnen - im Quartier (Massnahmenpaket im städtischen Raum)	(Massnahmenpaket im städtischen Raum)	(Massnahmenpaket im städtischen Raum)

Tabelle 1: Übersicht über die untersuchten Massnahmen

Während sich die untersuchten technischen Massnahmen jeweils auf einen Umweltbereich konzentrieren, wirken sich die untersuchten verhaltensorientierten Massnahmen auf mehrere Umweltbereiche gleichzeitig aus. Diese möglichen Synergien werden mit Hilfe der vorgeschlagenen Aggregationsmethoden geprüft und quantifiziert.

Um die einzelnen Optimierungsschritte bei stark vernetzten Massnahmen hin zu kohärenten Massnahmenpaketen aufzuzeigen, wird exemplarisch das Kosten-Wirksamkeits-Verhältnis von verschiedenen Massnahmen im städtischen Raum untersucht.

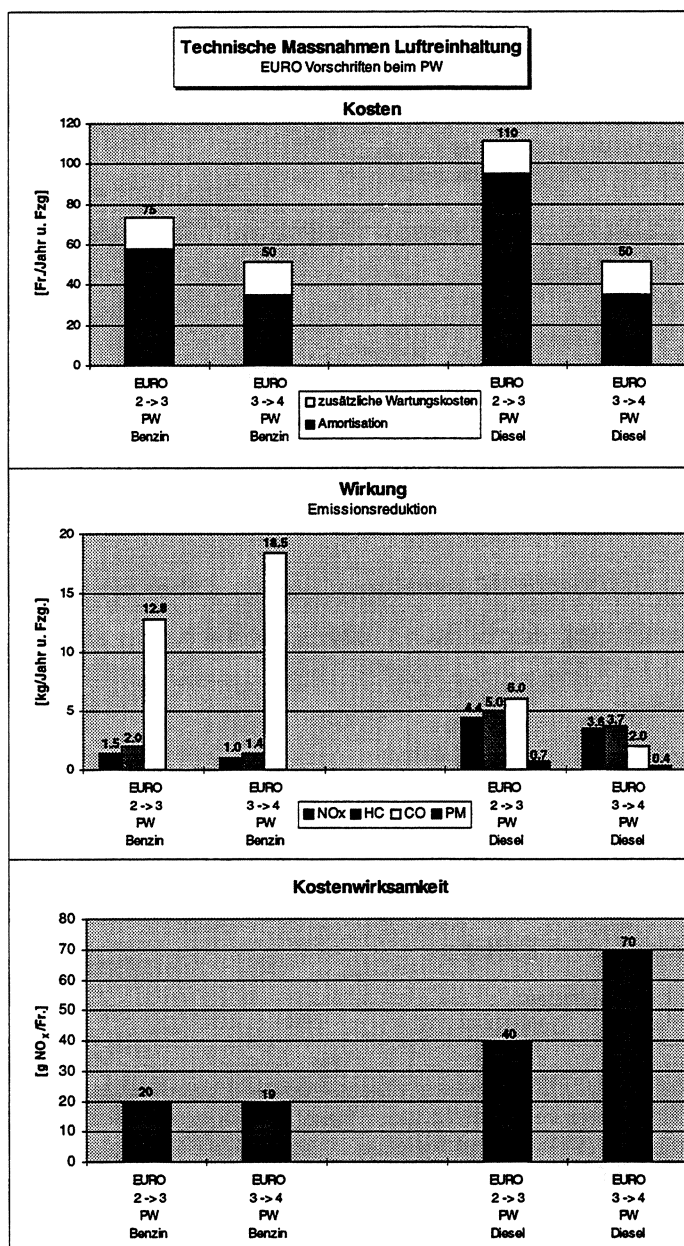
Die Quantifizierung der Massnahmen ist auf flächendeckende Massnahmen ausgerichtet. Die Ergebnisse vermitteln Referenzwerte für integrale Umweltstrategien im Verkehrsbereich. Demgegenüber besteht die Praxis der Verkehrsingenieure vor allem in der Evaluation von Einzelmassnahmen. Um die Anwendung der Methodik praxisgerecht auszuleuchten, wird bei allen untersuchten Massnahmentypen die Sicht der Verkehrspraxis in einem eigenen Kapitel qualitativ dargestellt.

Die Berechnungsgrundlagen zu den einzelnen Massnahmen und Massnahmenpaketen sind detailliert im Anhang beschrieben.

9. Kosten-Wirksamkeit von technischen Massnahmen

9.1. Technische Massnahmen Luftreinhaltung

9.1.1. EURO-Vorschriften beim PW



Figur 1: Übersicht über Kosten, Wirkung und Kosten-Wirksamkeit der EURO 3 und EURO 4 Norm beim PW Benzin und Diesel. Kosten-Wirksamkeit in g NO_x pro Franken.

a) Definition der Massnahmen

Die Vorschriften der EURO Norm 2, 3 und 4 sehen für die Schadstoffe NO_x, HC und CO, und folgende Grenzwerte für PW mit Ottomotoren vor:

Emissionsstufe	Gültig ab	Grenzwerte g/km		
PKW Ottomotor		NO _x	HC	CO
EURO 2 ¹⁾	1.1.96	0.25	0.34	2.70/3.20 ²⁾
Vorschlag EURO 3	ab 2000	0.15	0.20	2.30
Vorschlag EURO 4 ³⁾	ab 2005	0.08	0.10	1.00

- 1) Die Werte beziehen sich auf den modifizierten Neuen Europäischen Fahrzyklus (mNEFZ) inkl. Messung während den ersten 40 Sekunden des Zyklus.
- 2) Der Grenzwert für CO im mNEFZ wurde aufgrund der Werte des nicht modifizierten NEFZ berechnet. Je nach Quelle ergeben sich Abweichungen bei der Umrechnung.
- 3) Die Grenzwerte für EURO 4 haben erst indikativen Charakter.

Tabelle 2: Grenzwerte der EURO Norm 2, 3 und 4 für PW mit Ottomotor¹⁾. (Quelle: EU 1996b, INFRAS/TU Graz 1997).

In einem ersten Schritt wird ein Fokus auf die Stickoxid-Emissionen gelegt. Dort sieht die EURO 3 Norm eine 40%ige Senkung gegenüber der aktuell geltenden EURO 2 Norm vor. Fahrzeuge, die der EURO 4 Norm entsprechen, reduzieren die Stickoxidemissionen pro Fahrzeugkilometer um ca. 70% gegenüber EURO 2.

Folgende technische und regulatorische Massnahmen stehen dabei für benzinbetriebene Personenwagen zur Umsetzung der EURO 3 bzw. EURO 4 Norm zur Diskussion (EU 1996b):

- neue Katalysator-Technologien:
 - bessere Kontrolle der Betriebstemperatur
 - grössere Katalysatorbeladung (höherer Anteil an Katalysatormetallen)
 - duales O₂-Sensoren-System
 - Vorheizen des Katalysators beim Kaltstart
 - Niedertemperatur Lambda-Sonden

- 1 Die im Rahmen von (BUWAL/INFRAS 1995) effektiv gemessenen und berechneten Basisemissionsfaktoren für Benzin PW EURO 2 zeigen folgende Struktur (Quelle: Evéquoz 1998). Sie berücksichtigen die realen Gegebenheiten in der Schweiz und weichen leicht von den Grenzwerten ab. Da aber verlässliche Informationen für EURO 3 resp. 4 fehlen, wird die Wirksamkeit anhand der Reduktionspotentiale der Grenzwerte berechnet.

Emissionsstufe	Emissionsfaktoren CH g/Fzkm		
PKW Ottomotor	NO _x	HC	CO
EURO 2	0.33	0.22	2.2

- direkt am Auspuffkrümmer montierte Katalysatoren (führen zum schnelleren Erreichen der Betriebstemperatur des Katalysators)
- zusätzliche Luftzuführung im Katalysator während der Startphase zur Verbesserung der Katalysatorleistung
- Innermotorische Massnahmen:
 - elektronische Motorsteuerung
 - selektive Kraftstoffeinspritzung (individuell pro Zylinder)
 - luftunterstützte Kraftstoffeinspritzung zur besseren Dispersion des Treibstoffs
- Abgassystem:
 - Abgasrückführung
 - Doppelwandige Abgasrohre (schnellere Erwärmung des Katalysators)
- Technologien zur Vermeidung von VOC-Emissionen
 - Carbon-Kraftstofftanks mit Aktivkohlefaller
 - OBVR (On Board Vapour Recovery): Benzindampfrückgewinnung
- On-Board-Diagnostics (OBD). Fahrzeugseitiges Instrument, das das Emissionsverhalten eines Fahrzeugs permanent überwacht und Fehlfunktionen der Lenkerin oder dem Lenker mitteilt.
- Regelmässige Kontrolle des Emissionsverhaltens (lt. EU 1996b eine Massnahme mit sehr hoher Kosten-Wirksamkeit).

Um die im Vergleich zur EURO 3 Norm wesentlich strengeren EURO 4 Normen einhalten zu können, müssen weitere technologische Verbesserungen am Motor und bei der Abgasreinigung erzielt werden. Mögliche Technologien befinden sich im Moment noch in der Entwicklungsphase, deshalb ist es zur Zeit schwierig, verlässliche Kostenschätzungen für technologische Verbesserungen zur Erreichung der EURO 4 Norm zu erhalten.

Für Diesel PW sind folgende Grenzwerte vorgesehen:

Emissionsstufe	Gültig ab	Grenzwerte g/km			
PKW Diesel		NO _x	HC+NO _x	CO	PM
EURO 2 IDI ¹⁾ Diesel	1.01.96	0.63	0.71	1.06	0.08
EURO 2 DI ²⁾ Diesel	1.01.96	0.81	0.91	1.06	0.10
Vorschlag EURO 3	ab 2000	0.50	0.56	0.64	0.05
Vorschlag EURO 4 ³⁾	ab 2005	0.25	0.30	0.50	0.025

1) Für Fahrzeuge mit indirekter Einspritzung

2) Für Diesel-PW mit Direkteinspritzung

3) Die Grenzwerte für EURO 4 haben erst indikativen Charakter.

Tabelle 3: Grenzwerte für Diesel PW nach EURO 2, 3 und 4². (Quelle: EU 1996b).

Für die Einhaltung der Grenzwerte nach EURO 3 und 4 kommen für Diesel PW folgende Massnahmen zur Anwendung:

- Elektronische Motorsteuerung: inkl. vollelektronische Einspritzung,
- Hochdruck-Treibstoffeinspritzung,
- elektronisch überwachte Abgasrückführung,
- Verbesserungen am Oxidationskatalysator,
- Dieselfahrzeuge, die der EURO 4 Norm entsprechen, müssen zusätzlich mit einem deNO_x-Katalysator ausgestattet werden, der sich für PW im Moment noch in der Entwicklungsphase befindet.

b) Verkehrliche Wirkungen

Verkehrliche Wirkungen sind bei technischen Massnahmen vernachlässigbar klein. Allenfalls könnten Zusatzkosten der Massnahmen zur Einhalten der EURO Normen zu einer Erhöhung der Fahrzeugverkaufspreise führen. Dies könnte zu einem Nachfragerückgang bei den Fahrzeugen und damit auch den Fahrzeugkilometern führen.

2 Die im Rahmen von (BUWAL/INFRAS 1995) effektiv gemessenen und berechneten Basisemissionsfaktoren für Diesel PW EURO 2 zeigen folgende Struktur (Quelle: Evéquoz 1998):

Emissionsstufe	Emissionsfaktoren CH g/Fzkm			
PKW Diesel	NO _x	HC	CO	PM
EURO 2	0.56	0.08	0.45	0.073

c) Ermittlung der Kosten

Neben den Investitionskosten der technischen Massnahmen sind zusätzliche Kontroll-, Wartungs- und Instandhaltungskosten zu berücksichtigen. Die Kosten werden über die Lebensdauer eines Fahrzeugs hinweg verteilt. Es wird dabei davon ausgegangen, dass die Abgasreinigungsanlagen bzw. technische Massnahmen am Motor die gleiche Lebensdauer aufweisen, wie das gesamte Fahrzeug. Die Berechnung der Annuitäten erfolgte unter der Annahme einer ca. 10 jährigen Lebensdauer³ und einem Zinssatz von 5% (detaillierte Berechnung im Anhang 2).

	Zusätzliche Kosten pro Neuwagen [Fr./Fzg]	Annuität [Fr./a]	zusätzliche War- tungs-/ Instand- haltungskosten [Fr./a]	Kosten total pro Jahr [Fr./a]
Benzin PW				
EURO 3	455	58	16	75
EURO 4	282	35	16	50
Diesel PW				
EURO 3	725	95	16	110
EURO 4	282	35	16	50

Tabelle 4: Kostenschätzungen der technischen Massnahmen zuzüglich erhöhter Wartungs- und Instandhaltungskosten der EURO 3 und 4 Norm für Benzin und Diesel PW. Quelle: EU 1996 a, EU 1996 b, Berechnungen INFRAS (detaillierte Berechnung im Anhang 2).

Die Kosten der Massnahmen einer EURO 4 Norm sind im Moment noch nicht genau quantifizierbar. Dies liegt nicht zuletzt daran, dass sich die Technologien zur Einhaltung der Normen noch im Entwicklungsstadium befinden. Die benutzten Quellen (EURO 1996a + b) geben nur grobe Abschätzungen für die Zusatzkosten.

³ Bei der Lebensfahrleistung eines PW von ca. 150'000 km und einer jährlichen Fahrleistung von ca. 14'190 km berechnet sich eine Lebensdauer von ca. 10.6 Jahren (INFRAS 1995).

d) Berechnung der Umweltwirkung und der Kosten-Wirksamkeit für NO_x und bei Aggregation aller relevanten Schadstoffe

Für die Berechnung der Umweltwirkung wurden die Grenzwerte auf einen PW mit einer durchschnittlichen jährlichen Laufleistung von ca. 14'190 km angewendet. Die Jahreslaufleistung entspricht einem Durchschnitt über alle in der Schweiz betriebenen PW (INFRAS 1995). Es wurde vorerst davon ausgegangen, dass die Fahrzeuge die Grenzwerte gerade einhalten. Dies dürfte mit den zunehmend verschärften Grenzwerten auch weitgehend der Fall sein. Grenzwertunterschreitungen, wie es eventuell heute bei den heute noch relativ grosszügigen alten Grenzwerten der Fall ist, werden dann weniger auftreten.

Fahrzeug-Daten PW		Quelle:
Jahreslaufleistung [km]	14'190	INFRAS 1995
Lebenslaufleistung [km]	150'000	INFRAS 1995
Lebensdauer [Jahre]	10.6	INFRAS 1995

Tabelle 5: Fahrzeugdaten für die Berechnung der Emissionsreduktion.

Kosten-Wirksamkeit für die Stickoxidreduktion

	NO _x Grenzwert [g/Fzkm]	Grenzbetrachtung Übergang von ... → zu ...	Reduktion pro Jahr [g/a]	Kosten pro Jahr [Fr./a]	Kosten-Wirksamkeit	
PKW Otto					[g/Fr.]	[Fr./kg NO _x]
EURO 2	0.25					
Vorschlag EURO 3	0.15	EURO 2→EURO 3	1450	75	20	52
Vorschlag EURO 4	0.08	EURO 3→EURO 4	990	50	19	51
PKW Diesel						
EURO 2 IDI Diesel	0.63					
EURO 2 DI Diesel	0.81					
Vorschlag EURO 3	0.50	EURO 2→EURO 3	4400 ¹⁾	110	40	25
Vorschlag EURO 4	0.25	EURO 3→EURO 4	3550 ¹⁾	50	70	14

1) gegenüber EURO 2 DI Diesel

Tabelle 6: Wirksamkeit und Kosten-Wirksamkeit des Übergangs von der EURO 2 zur EURO 3 Norm, resp. von der EURO 3 zur EURO 4 Norm.

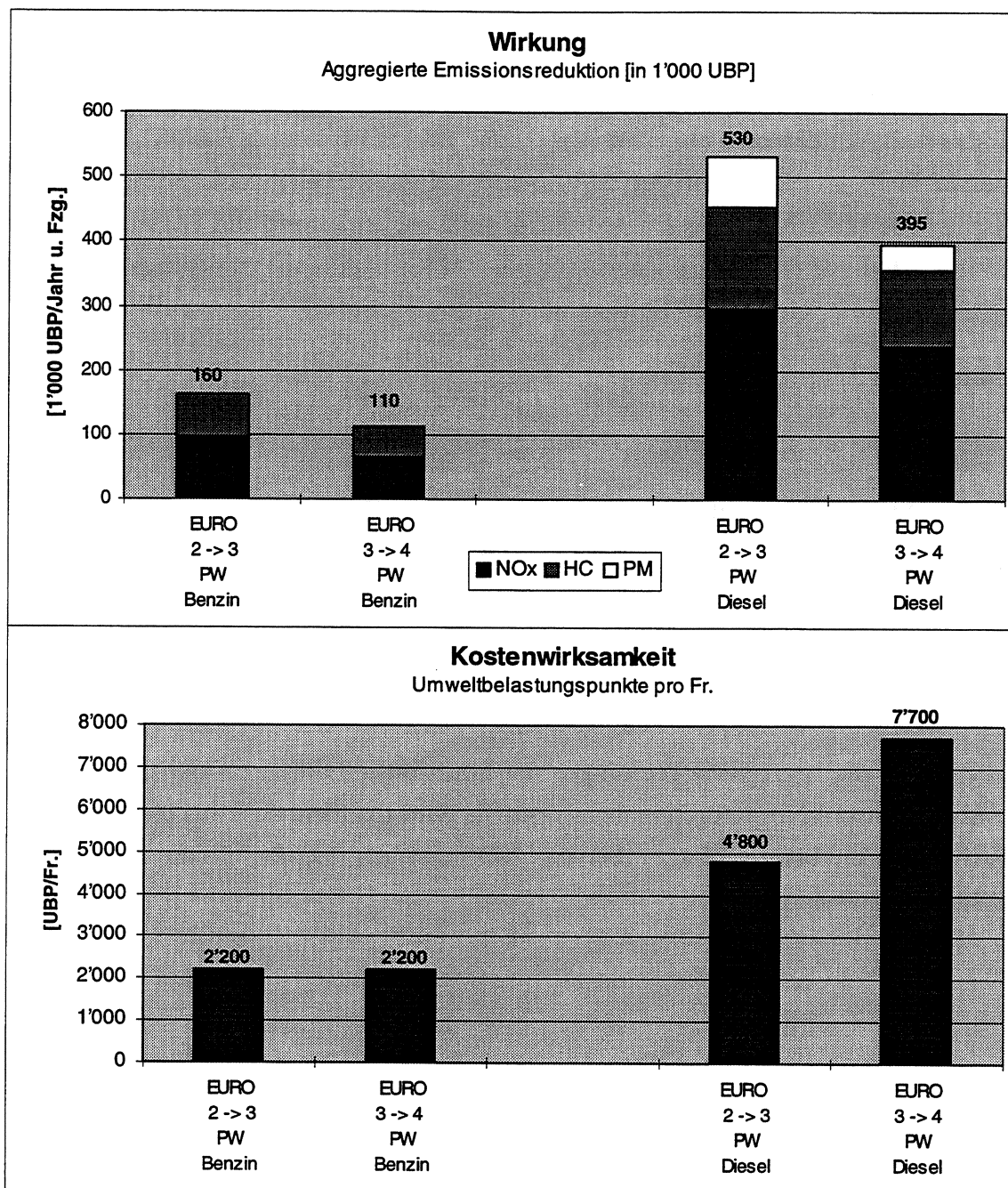
Kosten-Wirksamkeit bei Aggregation der Wirkung aller relevanten Schadstoffe

In einem ersten Schritt lag der Fokus bei der Quantifizierung der Kosten-Wirksamkeits-Indikatoren auf einem sog. Leitschadstoff (in diesem Fall NO_x). Technische Massnahmen im Rahmen der EURO 3 und 4 Norm wirken jedoch gleichzeitig auf verschiedene Luftschadstoffe. Deshalb ist es sinnvoll, ergänzend die Wirkungen mit Hilfe der Methode der ökologischen Knappheiten (Ökofaktoren) zu aggregieren (vgl. Kap. 5). Folgende Schritte sind notwendig:

Methodik der Aggregation:

1. Ermittlung des schadstoffspezifischen Ökofaktors (Umweltbelastungspunkte).
2. Ermittlung der Gesamtentlastung und eventuellen Zusatzbelastungen durch Umsetzung der Umweltschutzmassnahmen. Als Zwischenergebnis kann das gewichtete Wirkungsprofil einer Massnahme angegeben werden (siehe Figur 2).
3. Berechnung der Kosten-Wirksamkeits-Indikatoren ausgedrückt in UBP pro eingesetztem Franken.

Figur 2 zeigt die aggregierte Wirkungen der Emissionsreduktion bei der Umsetzung der EURO 3 und 4 Norm für Personenwagen. Es wird deutlich, dass aus ökologischen Gesichtspunkten beim PW (Benzin) die NO_x und die HC-Reduktion annähernd gleichbedeutend sind.



Figur 2: Wirkung und Kosten-Wirksamkeit der EURO 3 und 4 Norm für PW bei Aggregation der Umweltwirkung für NO_x , HC und PM nach der UBP-Methode (ÖBU 1998).

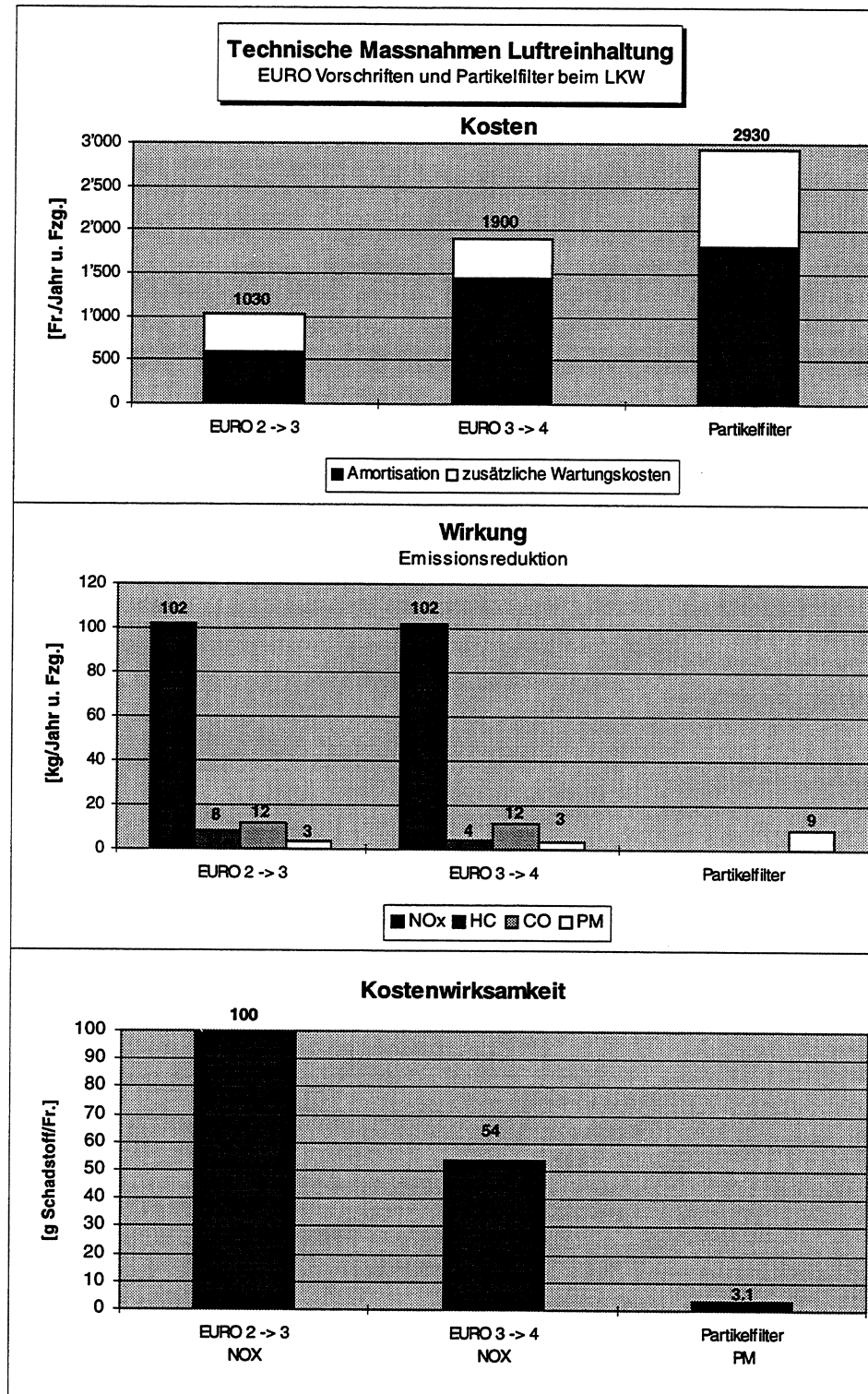
Aus Figur 2 wird ersichtlich, dass Massnahmen zur Einhaltung der EURO 3 und 4 Norm vor allem für Diesel PW deutliche Entlastungen mit hoher Kosten-Wirksamkeit bringen. Diese Fahrzeugkategorie ist allerdings für die Schweiz im Gegensatz bei-

spielsweise zu Deutschland weniger relevant, da Dieseltreibstoff in der Schweiz nicht steuerlich begünstigt wird. Beim Benzin PW sind die Entlastungen für Stickoxide und Kohlenwasserstoffe von Bedeutung.

e) Unsicherheiten

Die Berechnung der Kosten-Wirksamkeit ist neben den Emissionsfaktoren vor allem von den Kostensätzen der notwendigen Technologien abhängig. Vor allem für die EURO 4 Norm sind diese Kosten noch weitgehend unbekannt. Die groben Schätzungen für PW von ca. 150 - 200 ECU (oder Fr. 240 - 320) pro Wagen gemäss EU (1996b) ergeben vor allem für Diesel PW im Vergleich zu Benzin PW eher untere Werte für die zusätzlichen Kosten zur Einhaltung der EURO 4 Norm.

9.1.2. EURO-Vorschriften beim LKW



Figur 3: Übersicht über Kosten, Wirkung und Kosten-Wirksamkeit der EURO 3 und EURO 4 Norm beim LKW. Kosten-Wirksamkeit in g NO_x bzw. PM (EURO 4 Partikelfilter) pro Franken.

a) Übersicht über die geplanten Grenzwerte und die nötigen Massnahmen

Die Vorschriften der EURO Norm 2, 3 und 4 sehen für die Schadstoffe CO, HC und NO_x und PM für Diesel LKW die folgenden Grenzwerte vor:

Emissionsstufe	Gültig ab	Test	Grenzwerte g/kWh			
LKW Diesel			NO _x	HC	CO	PM
EURO 2	1.01.96	R 49	7.0	1.1	4.0	0.15
Vorschlag EURO 3	ab 2000	ESC ¹⁾	5.04	0.66	2.09	0.10
		ETC ¹⁾	5.13	0.83	5.53	0.16
Vorschlag EURO 4 ²⁾	ab 2005	ETC ¹⁾	2.56	0.41	2.76	0.08

1) ESC: European Steady State Cycle (oder OICA-Zyklus)

ETC: European transient Cycle (oder FIGE-Zyklus)

2) Die EURO 4 Grenzwerte haben erst indikativen Charakter. Der definitive Vorschlag der EU-Kommission für die EURO 4 Grenzwerte wird erst Ende 1999 vorliegen.

Tabelle 7: Grenzwerte für NO_x, HC, CO und Partikel nach EURO Norm 2, 3 und 4. (Quellen: EU 1997, INFRAS/TU Graz 1997).

Um ein mit den Personenwagen vergleichbares Vorgehen zu ermöglichen, werden die Grenzwerte (in g/kWh) in erwartete Emissionsfaktoren (in g/km) umgerechnet:

Emissionsstufe	Gültig ab	erwartete Emissionsfaktoren in g/km			
LKW Diesel		NO _x	HC	CO	PM
EURO 2	1.01.96	6.45	0.84	1.25	0.21
Vorschlag EURO 3	ab 2000	4.30	0.67	1.00	0.14
Vorschlag EURO 4	ab 2005	2.15	0.59	0.75	0.07

Tabelle 8: Erwartete Emissionsfaktoren für NO_x, HC, CO und Partikel nach EURO Norm 2, 3 und 4⁴. (Quellen: EU 1997, BUWAL/INFRAS 1995, INFRAS/TU Graz 1997, Umrechnung der Emissionsfaktoren von g/kWh auf g/km erfolgte aufgrund INFRAS/TU Graz 1997).

- 4 Die im Rahmen von (BUWAL/INFRAS 1995) effektiv gemessenen und berechneten Basisemissionsfaktoren für LW EURO 2 zeigen folgende Struktur (Quelle: Evéquoz 1998). Sie berücksichtigen die realen Gegebenheiten in der Schweiz und weichen leicht von den Grenzwerten ab. Da aber verlässliche Informationen für EURO 3 resp. 4 fehlen, wird die Wirksamkeit anhand der Reduktionspotentiale der Grenzwerte berechnet.

Emissionsstufe	Emissionsfaktoren CH g/Fzkm			
LKW	NO _x	HC	CO	PM
EURO 2	6.6	1.10	2.05	0.18

Der Schwerpunkt liegt beim LKW auf der Reduktion der Stickoxidemissionen sowie auf einer bedeutenden Reduktion der Partikelemissionen.

Für die Einhaltung der Grenzwerte nach EURO 3 und 4 kommen für LKW folgende Massnahmen zur Anwendung:

- Verbesserung am Motor:
 - vollelektronische Motorsteuerung
 - Hochdruckeinspritzung
 - variable Turboladerdrucke
 - Zwischenkühlung der Verbrennungsluft
 - Mehrventilmotoren
 - Verbesserungen bei der Fahrzeugschmierung (zur Vermeidung der Verbrennung von überschüssigem Schmieröl)
- Abgasbehandlung:
 - elektronisch überwachte Abgasrückführung
- Oxidationskatalysatoren

Folgende Technologien für die zusätzliche Reduktion von Stickoxiden und Partikeln sind darüberhinaus einsetzbar, zur Einhaltung der Grenzwerte für EURO 4 jedoch nicht unbedingt erforderlich:

- deNO_x-Katalysatoren, z.B. durch selektive katalytische Reduktion (SCR)
- Diesel-Partikel-Filter

Vorteilhaft für den störungsfreien Betrieb der neuen Katalysatoren und der Partikelfilter ist die Verwendung von schwefelarmem Dieselmotorkraftstoff. Dadurch werden zusätzlich noch die Schwefeldioxidemissionen reduziert.

Partikelfilter haben einen Rückhaltewirkungsgrad für die bei der Verbrennung entstehenden Russpartikel von bis zu 90%. Der Russfilter ist allerdings nur periodischer Speicher für die Russpartikel. Der Filter muss deshalb regelmässig regeneriert und die gefilterten Partikel verbrannt werden. Zu dieser sog. Filterregeneration gibt es heute verschiedene Technologien, die sich teilweise noch im Entwicklungsstadium befinden.

Um die EURO 3 und 4 Grenzwerte zu erreichen, müssen die verschiedenen Technologien zur Abgasnachbehandlung mit innermotorischen Verbesserungen bei der Motorsteuerung und der Verbrennung optimal miteinander kombiniert werden.

Folgende Kombinationen werden in (FEA 1996) vorgeschlagen⁵:

- Innermotorische Massnahmen, verbesserte Verbrennung, Abgasrückführung und Partikelfilter,
- Innermotorische Massnahmen, verbesserte Verbrennung, Selektive Katalytische Reduktion und Partikelfilter,
- Innermotorische Massnahmen, verbesserte Verbrennung, Selektive Katalytische Reduktion und Oxidationskatalysator.

Da der Schwerpunkt der EURO Normen bei der Reduktion von NO_x und Partikeln liegt, ist jeweils eine möglichst effiziente Technologie zur Stickoxidreduktion und zur Reduktion der Partikelemissionen zu wählen.

b) Verkehrliche Wirkungen

Verkehrliche Wirkungen sind bei technischen Massnahmen vernachlässigbar klein. Allenfalls könnten Zusatzkosten der Massnahmen zur Einhalten der EURO Normen zu einer Erhöhung der Fahrzeugverkaufspreise führen. Dies könnte zu einem Nachfragerückgang bei den Fahrzeugen und damit auch den Fahrzeugkilometern führen.

c) Berechnung der Kosten

Die Kosten zur Reduktion der NO_x Emissionen und die Kosten zur Reduktion der Partikelemissionen durch Partikelfilter werden separat berechnet. Neben den Investitionskosten der technischen Massnahmen sind zusätzliche Kontroll-, Wartungs- und Instandhaltungskosten zu berücksichtigen. Über die Höhe dieser Kosten gibt es zur Zeit erst wenige verlässliche Angaben.

Tabelle 1 im Anhang 2 zeigt eine Zusammenstellung möglicher technischer Innovationen zur Erreichung der Emissionsziele der EURO Normen, sowie deren spezifische Kosten. Die Kosten für innermotorische Massnahmen, wie eine optimierte Verbren-

⁵ Inzwischen ist davon auszugehen, dass die Grenzwerte von EURO 3 und 4 auch ohne Partikelfilter und SCR-Systeme eingehalten werden können (Evéquo 1998). Deshalb werden in der Folge die Partikelfilter (als mögliche ergänzende Massnahme im städtischen Gebiet) gesondert betrachtet.

nung zur Reduktion einzelner Schadstoffe sind im Vergleich zu zusätzlichen End-of-Pipe-Technologien nur schwer abschätzbar, sie dürften jedoch deutlich tiefer liegen als diese.

Für die Kosten der EURO 3 Norm werden Schätzungen aus (EU 1996a+b) übernommen. Die Kosten werden über die Lebensdauer eines Fahrzeugs hinweg verteilt. Es wird dabei davon ausgegangen, dass die Abgasreinigungsanlagen bzw. technische Massnahmen am Motor die gleiche Lebensdauer aufweisen, wie das gesamte Fahrzeug.

	Zusätzliche Kosten pro Fahr- zeug [Fr./Fzg]	Annuität [Fr./a]	zusätzliche War- tungs-/ Instand- haltungskosten [Fr./a]	Kosten total pro Jahr [Fr./a]
LKW Diesel				
EURO 3	4'900	590	440	1'030
EURO 4	12'000	1'450	440	1'890

Tabelle 9: Kostenschätzungen der technischen Massnahmen zur Stickoxidreduktion zuzüglich erhöhter Wartungs- und Instandhaltungskosten der EURO 3 und 4 Norm für Diesel LKW. (Quellen: EU 1996 a, EU 1996 b, FEA 1996, Berechnungen INFRAS (detaillierte Berechnung im Anhang 2), Kostenschätzung für EURO 4).

Die Kosten der Massnahmen einer EURO 4 Norm sind im Moment noch nicht genau zu quantifizieren. Dies liegt nicht zuletzt daran, dass sich die Technologien zur Einhaltung der Normen noch im Entwicklungsstadium befinden. Die verwendeten Kostensätze sind deshalb nur grobe Abschätzungen (basierend auf EU 1996a+b, FEA 1996).

Die Kosten von Partikelfiltern liegen heute in der Grössenordnung von ca. 15'000 Fr bis 20'000 Fr. Bei grossen Stückzahlen könnten die Preise allerdings auch unter 10'000 Fr. fallen (BUWAL/INFRAS 1997). Die zusätzlichen Wartungskosten unterliegen noch gewissen Unsicherheiten. Sie sind insbesondere von den eingesetzten Technologien zur Filterregeneration abhängig.

LKW Diesel	Zusätzliche Kosten pro Fahr- zeug [Fr./Fzg]	Annuität [Fr./a]	zusätzliche War- tungs-/ Instand- haltungskosten [Fr./a]	Kosten total pro Jahr [Fr./a]
Partikelfilter				
Untergrenze	10000	1204	750	2000
Obergrenze	20000	2408	1500	3900

Tabelle 10: Kostenschätzungen der technischen Massnahmen zur Reduktion der Partikelemissionen durch Partikelfilter für Diesel LKW. (Quellen: EU 1996 a, EU 1996b).

d) Berechnung der Umweltwirkung und der Kosten-Wirksamkeit für NO_x bzw.

Partikel und bei Aggregation aller relevanten Schadstoffe

Für die Berechnung der Umweltwirkung wurden die Grenzwerte auf einen LKW mit einer durchschnittlichen jährlichen Laufleistung von ca. 47'630 km angewandt. Die Jahreslaufleistung entspricht einem Durchschnitt über alle in der Schweiz verkehrenden schweren Nutzfahrzeuge (INFRAS 1995). Auch hier gilt für die Berechnung der möglichen Emissionsreduktion die Annahme, dass die neuen Grenzwerte erreicht, nicht aber unterschritten werden.

Fahrzeug-Daten LKW Diesel		Quelle:
Jahreslaufleistung [km]	47'630	GVF 1995, INFRAS 1995
Lebenslaufleistung [km]	540'000	INFRAS 1995
Lebensdauer [Jahre]	11.3	INFRAS 1995

Tabelle 11: Fahrzeugdaten von Diesel-LKW für die Berechnung der Emissionsreduktion.

Bei einer durchschnittlichen jährlichen Laufleistung von ca. 47'630 km ergeben sich folgende NO_x bzw. PM Reduktionen:

Referenz	NO _x Grenzwert [g/Fzkm]	Grenzbetrachtung Übergang von ... → zu ...	Reduktion pro Jahr [kg/a]	Kosten pro Jahr [Fr./a]	Kosten-Wirksamkeit	
LKW Diesel					[kg NO _x /Fr.]	[Fr./kg NO _x]
EURO 2	6.45					
Vorschlag EURO 3	4.30	EURO 2→EURO 3	102	1'030	0.100	10.0
Vorschlag EURO 4	2.15	EURO 3→EURO 4	102	1'890	0.054	18.5

Tabelle 12: Wirksamkeit und Kosten-Wirksamkeit der EURO 3/4 Norm für die NO_x-Reduktion.

Die Vermeidung von Stickoxidemissionen beim LKW durch Umsetzung der EURO 3 bzw. EURO 4 Norm ist mit vergleichsweise (z.B. zum PW) niedrigen Kosten verbunden. Allerdings sind für die Kosten der Massnahmen zur Einhaltung der EURO 4 Norm erst grobe Schätzungen möglich.

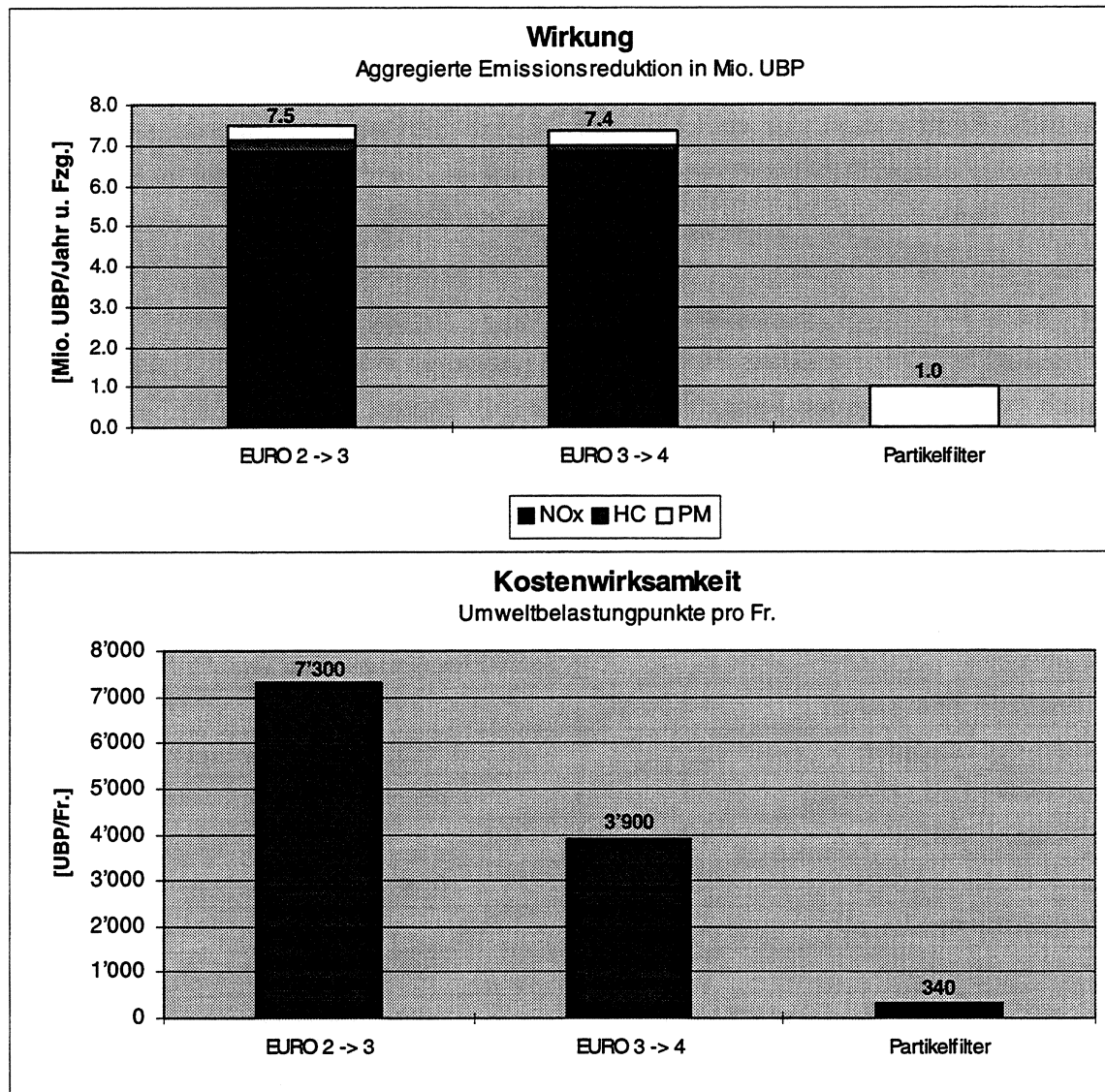
Pro Jahr und Fahrzeug können Partikelfilter die Emission von ca. 9 kg Partikel vermeiden. Die entsprechenden Kosten liegen im Bereich von Fr. 220 - 430 pro kg Partikel, pro Franken können also ca. 2.3 - 4.6 g Partikel vermieden werden.

Referenz	PM Grenzwert [g/Fzkm]	Reduktion pro Jahr [g/a]	Kosten pro Jahr [Fr./a]	Kosten-Wirksamkeit	
LKW Diesel				[g PM/Fr.]	[Fr./kg PM]
EURO 2	0.21				
EURO 2 mit Partikelfilter	0.02	9'101	2000 - 3900	2.3 - 4.6	220 - 430

Tabelle 13: Wirkung und Kosten-Wirksamkeit der Partikelfilter zur PM-Reduktion

Aggregation der Umweltwirkung

Die Umsetzung der EURO Normen führt zur Reduktion mehrerer Schadstoffe. Eine Aggregation mit Hilfe der Methode der ökologischen Knappheit (Umweltbelastungspunkte) zeigt deutlich, dass der Schwerpunkt der Normen bei der Stickoxidreduktion liegt. Die Reduktion der Partikelemissionen wird bei dieser Aggregationsmethode weniger stark bewertet (siehe Figur 4).



Figur 4: Wirkung und Kosten-Wirksamkeit der EURO 3 und 4 Norm bei Aggregation der Umweltwirkung für NO_x , HC und PM.

Die Aggregation der Umweltwirkung führt zu Kosten-Wirksamkeits-Indikatoren in der Form von 'Reduktion Umweltbelastungspunkte pro eingesetztem Franken'. Die Umsetzung der EURO 3 Norm ist im Vergleich mit der EURO 4 Norm mit niedrigeren Kosten verbunden. Dies führt zu einer höheren Kosten-Wirksamkeit. Die Reduktion der PM-Emissionen durch den Einsatz eines Partikelfilters weist im Gegensatz dazu eine niedrige Kosten-Wirksamkeit auf.

Nebenwirkungen

Eine im Sinne der Einhaltung der Reduktionsziele kostenoptimale Lösung muss eine geeignete Kombination der verschiedenen Technologien und Optimierungsmassnahmen gewährleisten. Dabei sind verschiedene Trade-offs beim Dieselmotor zu beachten, die eine Optimierung schwierig gestalten. So ist es beispielsweise problematisch, durch innermotorische Massnahmen sowohl Stickoxidemission als auch Partikelemissionen gleichzeitig zu reduzieren. Ein weiterer Trade-off besteht bei verschiedenen Technologien zur Stickoxidverminderung, die nur durch einen erhöhten Treibstoffverbrauch "erkauft" werden kann (siehe Tabelle 14). Davon ausgenommen sind allerdings gewisse Verbesserungen am Motor selber und vor allem die sog. Technik der Selektiven Katalytischen Reduktion, die zu Treibstoffeinsparungen von bis zu 10% gegenüber den heute eingesetzten Technologien führt. Treibstoffeinsparungen können die Kosten-Wirksamkeit von Massnahmen deutlich verbessern.

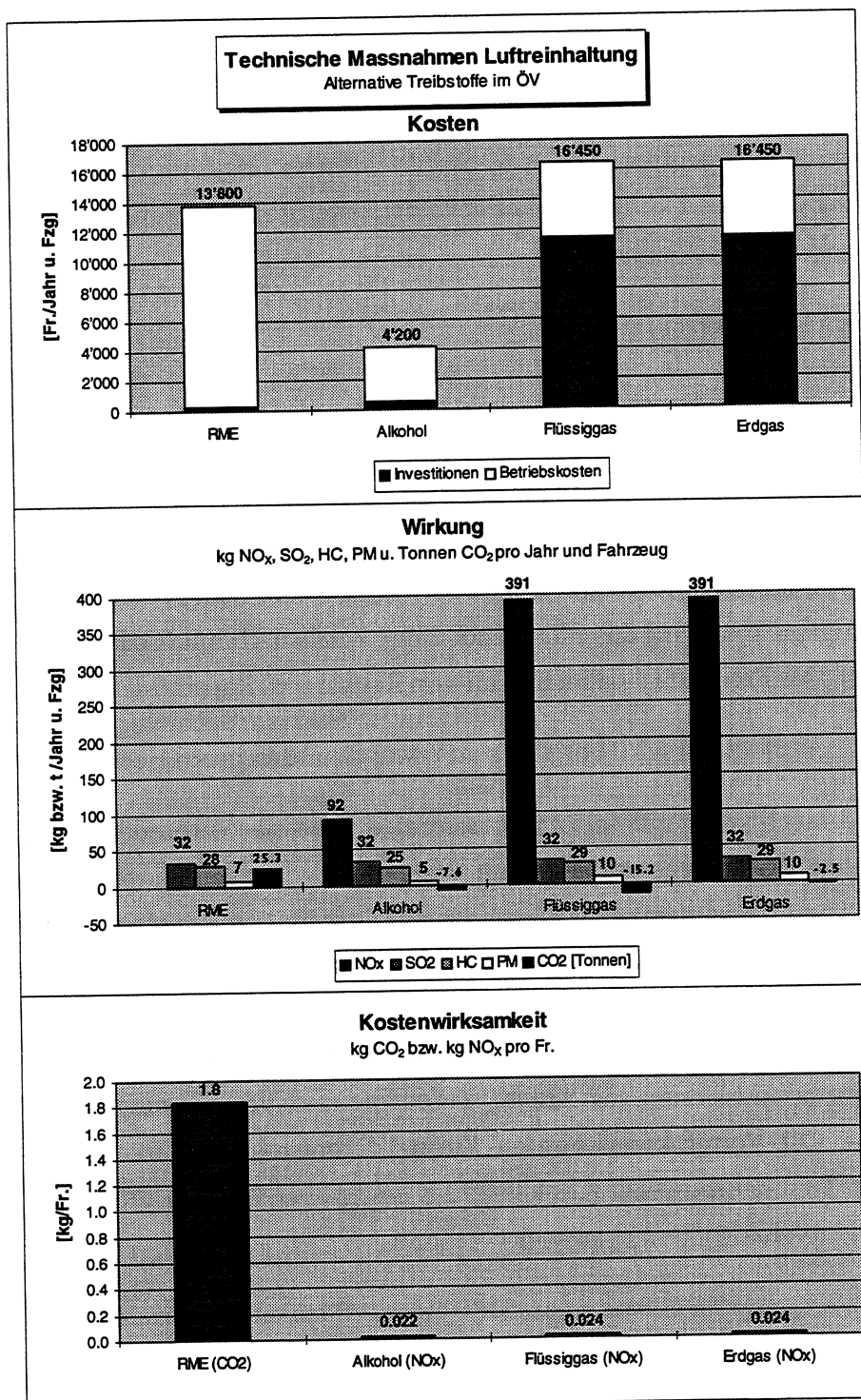
Technologie	Auswirkungen auf den Treibstoffverbrauch
Höhere Verdichtungsraten	+/- 0%
Hochdruck Turbolader	0.5 - 2.0% niedrigerer Verbrauch
Mehrventiltechnik (4-Ventil)	5% niedrigerer Verbrauch
Wassereinspritzung	+/- 0%
Abgasrückführung	0 - 4% höherer Verbrauch
Oxidationskatalysatoren	+/- 0%
DeNOx-Katalysatoren	8% höherer Verbrauch
DeNOx-Katalysatoren und Abgasrückführung	12% höherer Verbrauch
Partikelfilter	0.5 - 5.0% höherer Verbrauch
EURO III - Konzept (DEUTZ)	5 - 8% höherer Verbrauch
Selektive Katalytische Reduktion (SCR)	bis zu 10% niedrigerer Verbrauch

Tabelle 14: Auswirkungen verschiedener Technologien zur Emissionsreduktion auf den Treibstoffverbrauch. (Quelle: FEA 1996).

e) Unsicherheiten

Bei der Berechnung der relevanten Kosten sind wiederum nur grobe Schätzungen für Massnahmen zur Einhaltung der NO_x Grenzwerte der EURO 4 Norm durch Diesel-LKW möglich. Die Kosten für Partikelfilter sind aufgrund gewisser Praxiserfahrung besser belegt, doch auch hier lassen sich keine exakten Kostenangaben machen.

9.1.3. Luftreinemassnahmen im öffentlichen Strassenverkehr



Figur 5: Übersicht über Kosten, Wirkung und Kosten-Wirksamkeit von alternativen Treibstoffen im öffentlichen Verkehr. Kosten-Wirksamkeit in kg CO₂ bzw. NO_x pro Franken.

Alternative Treibstoffe im öffentlichen Nahverkehr stehen vor allem als Entlastungsmassnahmen für die stark durch Verkehrsemissionen belasteten städtischen Agglomerationen zur Diskussion. Der Betrieb mit alternativen Treibstoffen führt zu deutlichen Reduktionen bei den lufthygienisch kritischen Stickoxid-, Kohlenmonoxid- und Partikelemissionen. Diesem Vorteil steht meist ein Energiemehrverbrauch und damit höhere CO₂-Emissionen gegenüber. Dieser Nachteil wird allerdings aufgrund der kritischen Luftbelastung und den häufigen Grenzwertüberschreitungen (Ozon, Partikel, NO_x) in den Städten in Kauf genommen.

a) Beschreibung der Massnahmen

Rapsmethylester - Biodiesel

Sogenannter Biodiesel wird auf der Basis von Pflanzenöl gewonnen. In der Schweiz wird dieses Pflanzenöl hauptsächlich aus Raps hergestellt. Obwohl auch Pflanzenöl direkt zum Betrieb von Motoren geeignet wäre, erleichtert ein modifiziertes Produkt die Verwendung herkömmlicher Diesel-Serien-Motoren. Durch einen chemischen Umwandlungsprozess wird das Pflanzenöl dabei katalytisch mit Methanol oder Ethanol verestert. Das Produkt ist dabei im Fall von Rapsöl sog. Rapsöl-Methylester (RME).

Der Einsatz von Biodiesel wird vor allem aus zwei Gründen propagiert:

- Der Verbrauch von Biodiesel ist CO₂-neutral, d.h. bei der Verbrennung wird genau die Menge CO₂ freigesetzt, die beim Wachstum von der Pflanze aufgenommen wurde. Dieses Argument trifft allerdings nur zum Teil zu. Bei einem umfassenden Vergleich der gesamten Prozesskette von RME und Diesel (inkl. Herstellungsprozesse) resultiert nur noch ein Vorteil von ca. 20-35% gegenüber Diesel für die Emission von Treibhausgasen. Bei einem intensiven Anbau von Raps können die Treibhausgasemissionen aus Anbau, Transport und Verarbeitung sogar den potentiellen CO₂-Vorteil kompensieren. Zusätzlich entsteht beim intensiven Rapsanbau das Treibhausgas N₂O (Lachgas), das gegenüber CO₂ ein um 150 - 300-fach höheres Treibhauspotential aufweist.
- Bei der Verbrennung entstehen ca. 50% weniger Partikel⁶ und ca. 30 - 40% weniger Kohlenwasserstoffemissionen (HC) (INFRAS 1998b, DVZ 11.9.97, Hufenstuhl et al.

⁶ Die Reduktion der Partikelemissionen wurde beim Einsatz eines Oxidationskatalysators gemessen (INFRAS 1998b). Dieser ist ohnehin zur Verringerung der Geruchsemissionen notwendig.

1997). Mit modernen Motoren lassen sich in Bezug auf die Stickoxid-Emissionen die EURO 2 Standards einhalten.

RME kann mit geringen Anpassungen in konventionellen Dieselmotoren verwendet werden. Vor allem bei den Kraftstoffleitungen, bei der Tankinnenbeschichtung und bei den Einspritzdüsen sind je nach Fahrzeug gewisse Veränderungen vorzunehmen. Der Kraftstofffilter muss ebenfalls häufig (nach ca. 2 - 3 Betankungen) gewechselt werden, da RME als Lösungsmittel Lack vom Tank ablöst. Um die vergleichsweise starken Geruchsemissionen einzudämmen, ist der Einbau eines Oxidationskatalysators angezeigt.

Ein Nachteil von RME ist eine im Moment noch beschränkte Wintertauglichkeit des Kraftstoffs. Mit einem heizbaren Kraftstofffilter lässt sich dieses Problem allerdings kostengünstig beheben.

Alkohol

Als Treibstoffe für den Antrieb von Fahrzeugen werden insbesondere Ethanol (C_2H_5OH) und Methanol (CH_3OH) verwendet. Während Ethanol aus Biomasse gewonnen wird, stehen für die Methanolsynthese fossile Energieträger im Vordergrund (Erdgas, Kohle). Prinzipiell ist aber auch die Herstellung aus Biomasse (insbesondere Holz) möglich. Unter europäischen Verhältnissen resultieren bei der Ethanolherstellung aus Biomasse relativ geringe oder gar negative Nettoenergiegewinne, d.h. für Anbau und Verarbeitung wird gleich viel Energie verbraucht wie nachher als Treibstoff zur Verfügung steht.

Alkohole sind zur Verwendung in Ottomotoren (in Kombination mit Dreiwege-Katalysator oder als Magerkonzept) geeignet. Alkoholbetriebene Motoren können zusätzlich eine höhere Verdichtung als Benzin-Motoren aufweisen, womit Wirkungsgrade nahezu im Bereich von Dieselmotoren erreicht werden. Durch Beimischung von Additiven können Alkohole auch in modifizierten Dieselmotoren (Selbstzündung) eingesetzt werden. Problematische Eigenschaften der Alkohole wie ihre korrosive Wirkung, die hohe Giftigkeit von Methanol und die Wasserlöslichkeit führen dazu, dass insbesondere bei der Speicherung und dem Transport ein erhebliches Gefahrenpotential besteht.

Folgende Hauptvorteile der Alkohole stehen im Vordergrund:

- Nahezu emissionsfreier Betrieb bezüglich SO_2 , geringe Partikelemissionen.
- Für Methanolmotoren mit Oxidationskatalysatoren werden sehr tiefe NO_x -, CO- und HC-Emissionen gemessen (BUWAL/INFRAS 1997).

Dagegen sind die spezifischen CO_2 -Emissionen je nach Herstellverfahren des Methanols um 10 - 20% höher als beim Betrieb mit Diesel.

Gas

Als Gas werden hier die Treibstoffe Flüssiggas und Erdgas bezeichnet. Flüssiggas (LPG: Liquefied Petroleum Gas) besteht aus einem Gemisch aus Propan (C_3H_8) und Butan (C_4H_{10}), Erdgas hauptsächlich aus Methan (CH_4) und wird komprimiert als CNG (Compressed Natural Gas), verflüssigt als LNG (Liquefied Natural Gas) bezeichnet.

Flüssiggas und Erdgas werden fast ausschliesslich in Ottomotoren eingesetzt. Gas-Ottomotoren mit geregelter 3-Wege-Katalysator stellen das bisher am weitesten entwickelte Motorenkonzept dar. Trotz des hohen Heizwertes von Flüssig- bzw. Erdgas und der Möglichkeit einer relativ hohen Verdichtung ergeben sich für Gas-Ottomotoren gegenüber Diesel-Motoren geringere Motorwirkungsgrade und geringere Motorleistungen.

Aufgrund der aufwendigen Speicherung (Kühlung, Druck) sind für Gasbusse relativ grossvolumige und schwere Gas-Speicher notwendig (Gas-Speicher sind bei gleichem Energieinhalt ca. 50% grösser und schwerer als Diesel-Tanks). Da moderne Busse vorwiegend in Niederflurtechnik gebaut werden, werden die Gas-Speicher oft auf dem Dach der Busse angeordnet. In der Schweiz stehen seit 1996 12 CNG-Busse bei den Basler Verkehrsbetrieben im Einsatz.

Der Einsatz von Gasbussen wird vor allem aufgrund der äusserst günstigen Emissionswerte für Stickoxide und Partikel propagiert.

b) Berechnung der Kosten

Die Kosten und Wirkungen der einzelnen Massnahmen werden am Beispiel eines Regionalbusses mit einer jährlichen Fahrleistung von 50'000 km miteinander verglichen.

Fahrleistung	Fzkm pro Jahr
Regionalbus [Fzkm/Jahr]	50'000
Lebenslaufleistung [Fzkm]	540'000
Lebensdauer [Jahre]	10.8

Tabelle 15: Grunddaten für die Kosten- und Wirkungsberechnung. (Quellen: INFRAS 1995, BUWAL/INFRAS 1995).

Rapsmethylester - Biodiesel

Investitionskosten

Als Investitionskosten fallen Kosten für die Umrüstung klassischer Dieselmotoren für RME an (Anpassung der Kraftstoffleitungen, evtl. Einspritzdüsen, etc.). Einige Hersteller bieten bereits serienmässig für Biodiesel geeignete Motoren an. Um die starken Geruchsemissionen zu reduzieren, muss zusätzlich ein Oxidationskatalysator gem. EURO 2 Norm eingebaut werden. Da RME kein Schwefel enthält, ist die Verwendung des Oxidationskatalysators problemlos.

Die Umrüstkosten für Busse bewegen sich in einem Bereich von Fr. 2'000 - 7'000 (inkl. Oxidationskatalysator). Für die Berechnung der Kosten-Wirksamkeit wurde der untere Grenzwert verwendet.

Betriebskosten

Bei RME ist der Treibstoffverbrauch in l/100 km um ca. 10% höher als bei Diesel. Unter Berücksichtigung des etwas geringeren Heizwertes von RME⁷ ergibt sich ein etwas höherer Energieverbrauch bei RME (MJ/km). Da RME in der Herstellung (ohne Steuern und Abgaben) um den Faktor 2.5 teurer als Diesel ist, entstehen abhängig von der

⁷ Vergleich der Kennziffern:

	spez. Dichte [kg/l]	Heizwert [MJ/l]	Cetanzahl
RME	0.86 - 0.9	32.8	> 48
Rapsöl	0.92	34.0	41
Diesel	0.84	35.3	> 49

jährlichen Laufleistung treibstoffbedingte Mehrkosten⁸.

Da RME eine sehr gute Schmierfähigkeit aufweist und zusätzlich geringere Verbrennungsrückstände und innermotorische Ablagerungen erzeugt, wird der Motorenverschleiss reduziert. Dies führt zur Senkung von Reparaturkosten⁹ und Fahrzeugausfallkosten. Zusätzliche Wartungskosten entstehen dagegen durch den notwendigen häufigeren Wechsel des Kraftstofffilters. Für die Kostenberechnung wurde angenommen, dass die resultierenden Wartungskosten unverändert bleiben.

RME	Zusätzliche Kosten pro Fahrzeug [Fr./Fzg]	Annuität [Fr./a]	zusätzliche Wartungs-/ Instandhaltungskosten [Fr./a]	Kosten total pro Jahr [Fr./a]
Investitionen				
Oxidationskatalysator	2'000	241	0	241
Anpassungen Motor	250	30	0	30
	2'250	271	0	271
Betriebskosten				
RME Zusatzkosten				13'500
Total				14'000

Tabelle 16: *Jährliche Mehrkosten bei RME-betriebenen Regionalbussen. (Quellen: BUWAL/INFRAS 1997, DVZ 11.9.97, detaillierte Berechnung im Anhang 2).*

Für einen durchschnittlichen Bus mit einer jährlichen Laufleistung ergeben sich zusätzliche Kosten in der Höhe von ca. Fr. 14'000, die hauptsächlich aus den höheren Herstellungskosten für RME resultieren.

Alkohol

Investitionskosten

Die Anschaffungskosten für Methanolbusse (Kleinserie) und für vergleichbare, moderne Dieselbusse dürften in etwa gleich sein. Allerdings fallen zusätzliche Kosten an für die Produktionsanlagen, die korrosionssichere Ausstattung der Tankanlagen und höhere Transportkosten (aufgrund des geringeren Heizwerts und damit der geringe-

⁸ In Deutschland ist Biodiesel von der Mineralölsteuer befreit und kostet deshalb weniger als Diesel. Werden allerdings zusätzlich die Subventionen für die Landwirtschaft in die Betrachtung einbezogen, resultiert ein um den Faktor 2.5 - 3 höherer Preis als für Diesel (Details siehe Hufenstuhl et al. 1997).

⁹ Zylinder in biodieselbetriebenen Motoren verschleissen etwa 50% weniger als in Motoren, die mineralischen Dieselmotoren verbrennen (DVZ 11.9.97).

ren Energiedichte von Alkoholen). Für diese Zusatzkosten sind keine Schätzungen erhältlich. Sie werden für diese Berechnung mit pauschal Fr. 5'000 pro Bus angenommen.

Betriebskosten

Bei den Betriebskosten sind hauptsächlich die höheren Treibstoffkosten von Bedeutung. Bei einer jährlichen Fahrleistung von 50'000 km und einem durchschnittlichen Verbrauch von 14.4 MJ/km errechnen sich bei Mehrkosten für Alkohole von ca. 0.5 Rp. pro MJ (BUWAL/INFRAS 1997) zusätzliche Kosten von ca. 3'600 Fr.

Alkohole	Zusätzliche Kosten pro Fahrzeug [Fr./Fzg]	Annuität [Fr./a]	zusätzliche Wartungs-/ Instandhaltungskosten [Fr./a]	Kosten total pro Jahr [Fr./a]
Investitionen				
Produktion, Tankstellen	5000	602	0	602
Betriebskosten				
Alkohol Zusatzkosten				3'600
Total				4'200

Tabelle 17: Jährliche Mehrkosten bei alkoholbetriebenen Regionalbussen. (Quellen: BUWAL/INFRAS 1997, Schätzung INFRAS detaillierte Berechnung im Anhang 2).

Erdgas

Investitionskosten

Beim Einsatz von gasbetriebenen Bussen sind im Vergleich zu konventionellen Dieseln bussen ca. 20% höhere Investitionskosten und ca. 5% höhere Betriebskosten zu erwarten. Erdgasbusse kosten ca. Fr. 60'000 - 80'000 mehr als konventionelle Busse. Zusätzlich sind für die Tankstelle (Kompressoranlage) ca. 0.5 Mio. bis 1 Mio. Fr. für ca. 10 - 30 Busse zu investieren.

Betriebskosten

Mehrkosten entfallen auf den Betrieb der Tankstelle und evtl. höheren Unterhaltskosten (Personal, Material). Diese werden mit pauschal Fr. 5'000 pro Jahr angenommen.

Gasbetrieb	Zusätzliche Kosten pro Fahrzeug [Fr./Fzg]	Annuität [Fr./a]	zusätzliche War- tungs-/ Instand- haltungskosten [Fr./a]	Kosten total pro Jahr [Fr./a]
Investitionen				
Zusatzkosten Anschaffung	70'000	8'427		8'427
anteilige Tankstellenkosten	25'000	3'010		3'010
	95'000	11'437		11'437
Betriebskosten				
Mehrkosten pro Jahr				5'000
Total				16'400

Tabelle 18: Jährliche Mehrkosten bei gasbetriebenen Regionalbussen. (Quellen: BUWAL/INFRAS 1997, detaillierte Berechnung im Anhang 2).

c) Berechnung der Umweltwirkung

Als Referenztechnologie wird ein Dieselbus der EURO 2 Norm herangezogen (INFRAS 1995). Auf die entsprechenden Emissionsfaktoren der EURO 2 Busse werden die in (INFRAS 1998b) ermittelten Emissionsreduktionen für die verschiedenen alternativen Treibstoffe angewendet.

Rapsmethylester - Biodiesel

Der Einsatz von Rapsmethylester führt in erster Linie zu einer Reduktion bei den Treibhausgasemissionen von CO₂. Zu den möglichen Emissionsreduktionen bei den Stickoxiden, Kohlenwasserstoffen und den Partikeln existieren unterschiedliche Quellen. In INFRAS (1998b) werden die in Tabelle 19 dargestellten Reduktionspotentiale genannt. Für die Berechnung der CO₂ - Reduktion wird angenommen, dass der Erntefaktor¹⁰ der RME-Produktion und -Bereitstellung den Wert 2 hat. Daraus resultiert eine 50%ige Senkung der CO₂-Emissionen. Dem gegenüber steht die zusätzliche Emission von N₂O beim Rapsanbau, für die allerdings keine Emissionsfaktoren vorhanden sind. Bei einem intensiven Rapsanbau kann sich der Erntefaktor zusätzlich verschlechtern.

¹⁰ Erntefaktor: Verhältnis Energieertrag/-aufwand bei der Treibstoffbereitstellung.

Linienbusse mit RME	E-Faktoren EURO 2 [g/Fzkm]	Reduktion maximal [%]	E-Faktoren mit RME [g/Fzkm]	Reduktion / Zusatzemissionen [kg/Jahr]
HC	1.41	-40%	0.85	-28
PM	0.26	-50%	0.13	-7
SO ₂	0.65	-100%	0.00	-32
CO ₂	1010	-50%	505	-25'250

Tabelle 19: Wirkung des Einsatzes von RME als Treibstoff im Regionalverkehr. (Quellen: DVZ 11.9.97 INFRAS 1995, BUWAL/INFRAS 1995, BUWAL/INFRAS 1997, INFRAS 1998b).

Bei den Stickoxidemissionen können mit modernen Motorenkonzepten die Grenzwerte der EURO 2 Norm eingehalten werden.

Alkohol

Die bedeutendste Umweltentlastung entsteht bei den Stickoxiden. In Kombination mit einem Oxidationsfilter (siehe EURO 3 und 4) werden Werte moderner Dieselmotoren erreicht:

Linienbusse mit Alkohol	E-Faktoren CH-Schnitt [g/Fzkm]	Reduktion maximal [%]	E-Faktoren mit Alkohol [g/Fzkm]	Reduktion / Zusatzemissionen [kg/Jahr]
NO _x	9.21	-20%	7.37	-92
SO ₂	0.65	-100%	0	-32
HC mit Ox.katalysator	1.41	-35%	0.92	-25
PM	0.26	-40%	0.16	-5
CO ₂	1010	+15%	1161.5	+7'575

Tabelle 20: Wirkung des Einsatzes von Alkohol als Treibstoff im Regionalverkehr. (Quellen: INFRAS 1995, INFRAS 1998b, BUWAL/INFRAS 1997).

Neben der Stickoxidreduktion führen Alkohol-betriebene Busse vor allem zu bedeutenden Partikel- und Kohlenwasserstoff-Reduktionen. Der Treibstoffmehrerverbrauch erscheint durch die Einsparungen bei den Luftschadstoffen als vertretbar.

Erdgas

Im Vordergrund steht wiederum die Reduktion der Stickoxidemissionen. Diese werden für einen durchschnittlichen gasbetriebenen Linienbus um ca. 400 kg pro Jahr reduziert.

Linienbusse mit Gas	E-Faktoren CH-Schnitt [g/Fzkm]	Reduktion maximal [%]	E-Faktoren mit Gas [g/Fzkm]	Reduktion / Zusatzemissionen [kg/Jahr]
NO _x mit 3-Wege-Kat.	9.21	-85%	1.38	-391
SO ₂	0.65	-100%	0	-32
HC	1.41	-35%	0.92	25
PM	0.26	-75%	0.07	-10
CO ₂ (Flüssiggas)	1010	+30%	1313	15'150
CO ₂ (Erdgas)	1010	+5%	1060.5	2'525

Tabelle 21: Wirkung des Einsatzes von Gas als Treibstoff im Regionalverkehr. (Quellen Emissionsfaktoren: INFRAS 1995, BUWAL/INFRAS 1995, Emissionsreduktion: INFRAS 1998b).

Auch beim Schwefeldioxid, den Kohlenwasserstoffen (hauptsächlich Methan mit sehr geringem Ozonbildungspotential) und vor allem den Partikeln werden bedeutende Emissionsreduktionen erreicht. Aufgrund der geringeren Motorwirkungsgrade der Gas-Ottomotoren ist der Energieverbrauch von gasbetriebenen Bussen (Flüssiggas) ca. 30% höher als beim Dieselbus. Bei Erdgas entsteht wegen des günstigen Wasserstoff-/Kohlenstoff-Verhältnisses ca. 20% weniger CO₂ als bei der Verbrennung von Diesel. Dieser Vorteil wird allerdings durch den ca. 25% höheren Energieverbrauch des Erdgasmotors mehr als kompensiert. Für erdgasbetriebene Busse resultieren damit um ca. 5% höhere CO₂-Emissionen als beim Dieselbus.

Gegenüber der erzielten Stickoxidemissionsreduktion fällt der Treibstoffmehrverbrauch kaum ins Gewicht.

d) Kosten-Wirksamkeit

In einem ersten Schritt werden die Kosten einer Massnahme der beabsichtigten Hauptwirkung zugerechnet. Da einige Massnahmen aber gleichzeitig mehrere Umweltbelastungen reduzieren, müssen in einem zweiten Schritt die Kosten der Massnahme auf die verschiedenen Entlastungen (und eventuelle Zusatzbelastungen) alloziert werden. Sinnvoll ist daher der Einsatz einer Aggregationsmethode (z.B. mittels Umweltbelastungspunkten). Vorderhand weisen wir die spezifischen Kosten-Wirksamkeits-Indikatoren aus.

Rapsmethylester - Biodiesel

Für die CO₂-Reduktion resultiert ein Kosten-Wirksamkeits-Faktor von ca. 1.8 kg CO₂ pro Fr. Dieser Faktor geht allerdings von relativ optimistischen Annahmen bezüglich des Erntefaktors bei der RME-Bereitstellung aus. Für eventuell zusätzliche Umweltentlastungen im Bereich der Partikel und Kohlenwasserstoffe sind im Moment noch ungenügende Datengrundlagen vorhanden.

Alkohol

Für die in Kombination mit einem Oxidationskatalysator erreichte Reduktion der NO_x-Emissionen errechnet sich ein Kosten-Wirksamkeits-Indikator von ca. 0.022 kg NO_x pro Fr. Zusätzlich können die SO₂-, HC- und Partikelemissionen wesentlich reduziert werden. Der ökologische Preis für diese Reduktionen sind die im Vergleich zum Dieselselbus höheren Treibhausgasemissionen von CO₂.

Erdgas

Für die erzielte Reduktion der NO_x-Emissionen resultiert ein Kosten-Wirksamkeits-Indikator von ca. 0.024 kg NO_x pro Fr. Zusätzlich werden Partikelemissionen stark reduziert. Die Emissionen von CO₂ steigen dagegen beim Erdgasbus leicht, beim Flüssiggasbus deutlich an.

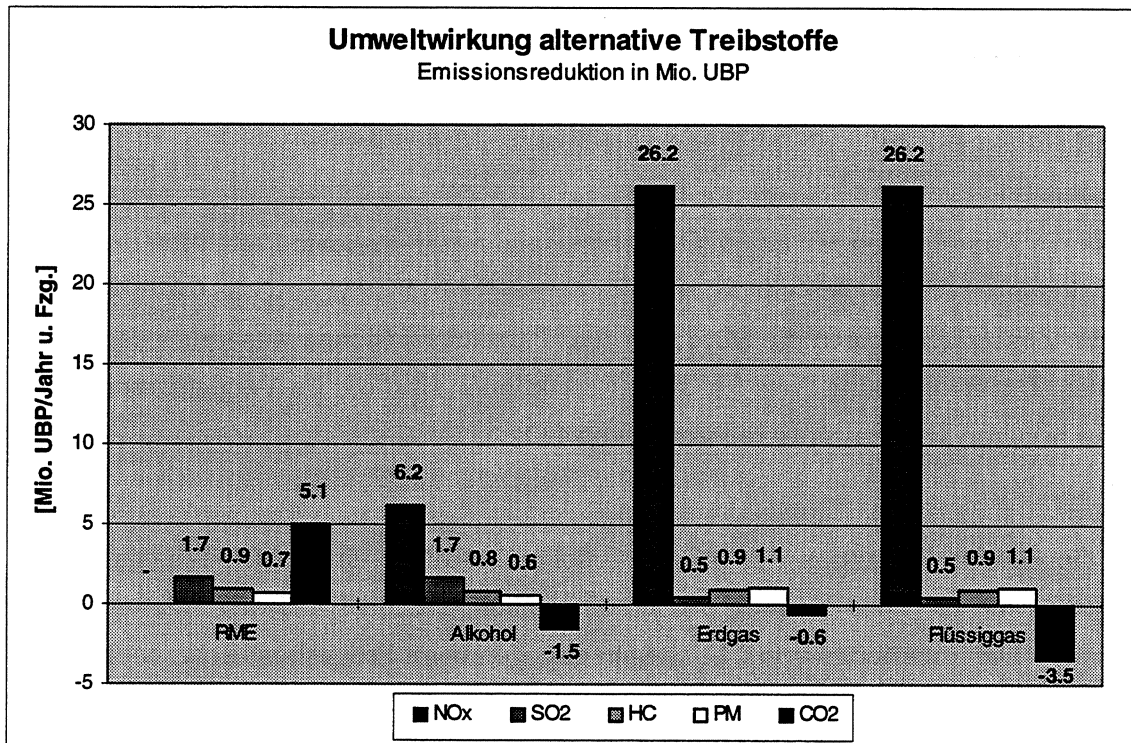
Die folgende Tabelle 22 zeigt die Ergebnisse im Überblick.

Treibstoff	NO _x [kg/Fr.]	CO ₂ [kg/Fr.]	Partikel [g/Fr.]
RME	-	1.8	0.5
Alkohol	0.02	negativ	1.3
Erdgas	0.02	negativ	0.6

Tabelle 22: Kosten-Wirksamkeit von verschiedenen alternativen Treibstoffen für Fahrzeuge des öffentlichen Strassenverkehrs.

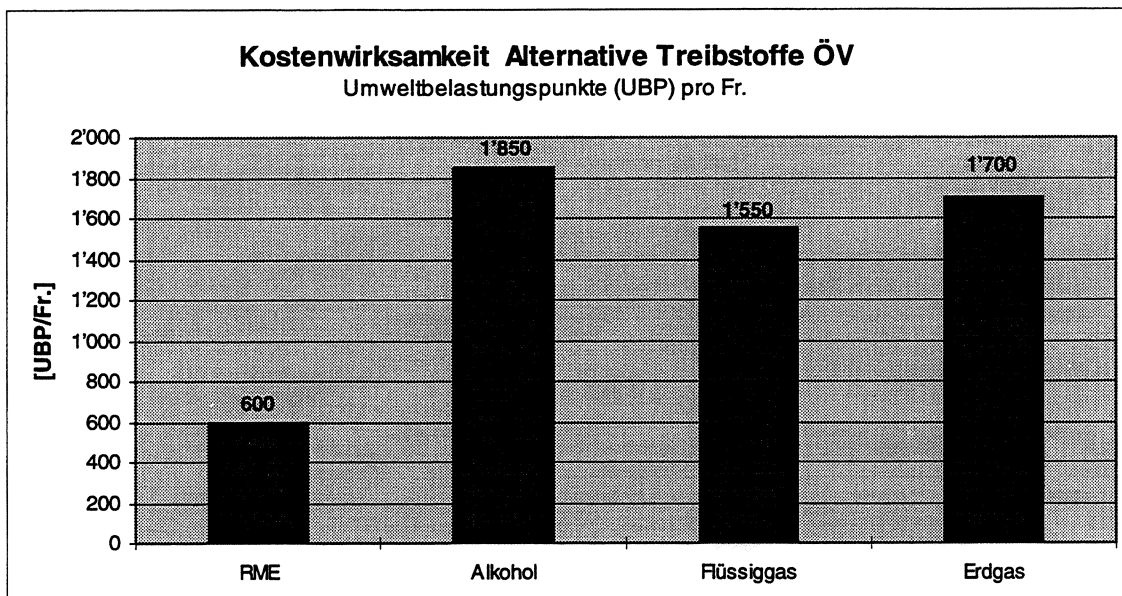
Aggregation der Umweltwirkung

Die folgende Figur 6 zeigt die mit Hilfe der UBP-Methode gewichteten Umweltwirkungen der alternativen Treibstoffe.



Figur 6: Gewichtete Umweltentlastung für mit alternativen Treibstoffen angetriebene Regionalbusse (Methode der ökologischen Knappheit). Einheit: Mio. Umweltbelastungspunkte pro Jahr und Fahrzeug.

Eine Aggregation der Umweltwirkung der drei verschiedenen alternativen Treibstoffe für Busse des öffentlichen Verkehrs ermöglicht die Berechnung eines Kosten-Wirksamkeits-Indikators in der Form 'Umweltbelastungspunkte pro eingesetztem Franken' (Figur 7).

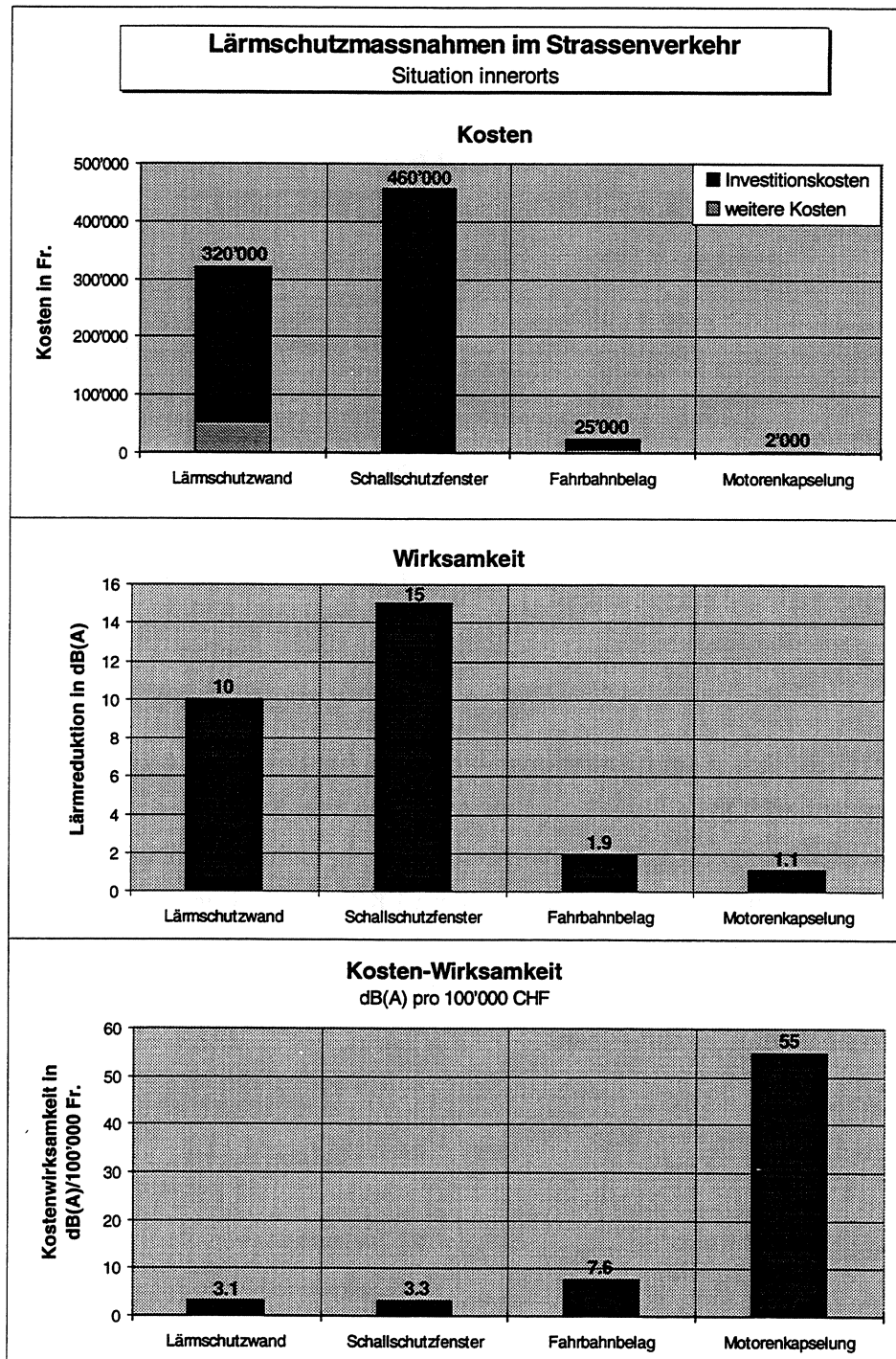


Figur 7: Kosten-Wirksamkeits-Indikator für alternative Treibstoffe im öffentlichen Verkehr bei einer Aggregation der Umweltwirkung nach der 'Methode der ökologischen Knappheit'.

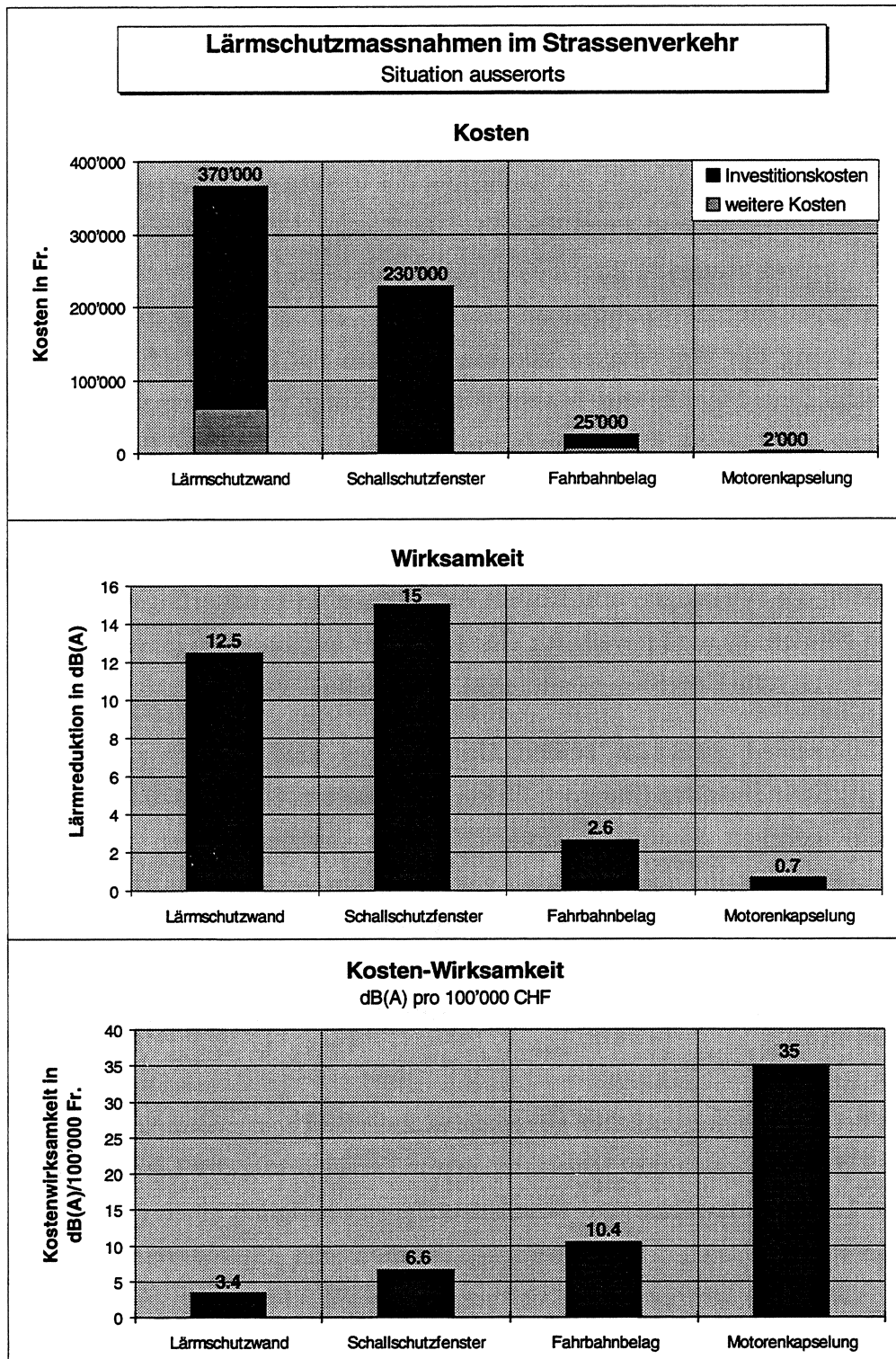
e) Unsicherheiten

Die Datenlage bezüglich Kosten und Emissionsfaktoren ist für Busse des öffentlichen Verkehrs relativ lückenhaft. Oft können lediglich Aussagen von Praxisversuchen mit verschiedenen Antriebskonzepten gemacht werden, die sich nicht unbedingt verallgemeinern lassen. Ebenso sind Emissionsfaktoren vom LKW nicht ohne weiteres auf Busse des öffentlichen Verkehrs übertragbar, da diese bedingt durch häufiges Anfahren und Abbremsen im städtischen Verkehr sowie i.d.R. niedrigeren Geschwindigkeiten ein völlig anderes Fahrmuster aufweisen.

9.2. Lärmschutzmassnahmen im Strassenverkehr



Figur 8: Wirksamkeit, Investitions- und Unterhaltskosten und die entsprechende Kosten-Wirksamkeit verschiedener Lärmschutzmassnahmen in einer Gegenüberstellung (Situation innerorts).



Figur 9: Wirksamkeit, Investitions- und Unterhaltskosten und die entsprechende Kosten-Wirksamkeit verschiedener Lärmschutzmassnahmen in einer Gegenüberstellung (Situation ausserorts).

9.2.1. Charakteristik des Strassenverkehrslärms

Die Wirkung von Lärmschutzmassnahmen beim Strassenverkehr sind abhängig von der konkreten Emissions- und Immissionssituation vor Ort. Sowohl die spezifische Situation an der Lärmquelle als auch die Exposition der vom Lärm betroffenen Personen ist in grossem Masse abhängig von Bausubstanz, Topografie und Verkehrssituation. Insofern ist es problematisch, allgemeine, generalisierbare Kosten-Wirksamkeits-Indikatoren für Lärmschutzmassnahmen zu bestimmen. Dabei gestaltet sich insbesondere die Bestimmung der Wirksamkeit von Massnahmen vor Ort als schwierig. Es existieren verschiedene Modelle zur Messung der Wirkung von Massnahmen zur Lärmbekämpfung, z.B. die sog. LärmKennZiffer-Methode (LKZ-Methode) (Popp 1988, Popp 1995).

In einem ersten Schritt werden für spezifische Lärmsituationen Standardumgebungen definiert, in denen die Wirkungen und Kosten von Massnahmen näherungsweise bestimmt werden können. Es wird jeweils für eine typische Lärmsituation innerorts und ausserorts eine spezifische Umgebung definiert (Details siehe Anhang).

Wichtigster Unterschied zwischen beiden Umgebungen sind die verschiedenen Durchschnittsgeschwindigkeiten (innerorts 50 km/h, ausserorts 80 bzw. 120 km/h). Je nach Fahrgeschwindigkeit dominieren unterschiedliche Geräuschquellen am Fahrzeug. So wird z.B. das Reifenabrollgeräusch erst ab 50 km/h dominant, d.h. Massnahmen an der Fahrbahn bzw. am Reifen selbst werden innerorts relativ wenig zur Reduktion der Lärmemissionen beitragen, währenddessen ausserorts beispielsweise durch lärmarme Fahrbahnbeläge bedeutendere Lärmreduktionen erzielt werden können.

Grundsätzlich besteht ein wesentlicher Unterschied zwischen Massnahmen zur Verringerung der Lärmemissionen und Massnahmen zur Verringerung der Lärmausbreitung. Während Lärmschutzwände und Schallschutzfenster lediglich einen streng definierten, i.d.R. stark belasteten Raum schützen, wirken sich Massnahmen an der Quelle zur Reduktion der Lärmemissionen räumlich unbegrenzt aus, also auch in Gebieten, in denen keine Belastungsgrenzwerte überschritten werden. Massnahmen wie lärmarme Fahrbahnbeläge und Motorkapselungen sind deshalb aufgrund ihrer globalen Wirksamkeit höher einzustufen als nur lokal begrenzte Massnahmen. Eine Quantifizierung dieser räumlich nicht eingeschränkten Wirksamkeit von Massnahmen an der Quelle ist im Moment noch schwierig.

9.2.2. Beschreibung der Massnahmen

Lärmschutzwände und Schallschutzfenster

Lärmschutzwände und Schallschutzfenster verhindern die Ausbreitung von Lärmimmissionen. Die damit erzielbaren Lärmreduktionen sind stark von den standortspezifischen Verhältnissen abhängig. Wesentlicher Unterschied zwischen beiden Ausbreitungshindernissen ist der, dass Schallschutzfenster jeweils nur den jeweiligen Innen-Raum, in den sie eingebaut sind, schützen, während Lärmschutzwände den gesamten Bereich hinter der Wand schützen und damit auch die Wohn- und Umweltqualität der Aussenräume verbessern. Bei einem Vergleich der Kosten-Wirksamkeit beider Massnahmen ist dies unbedingt zu berücksichtigen, wenngleich eine quantitative Berechnung schwierig bleibt.

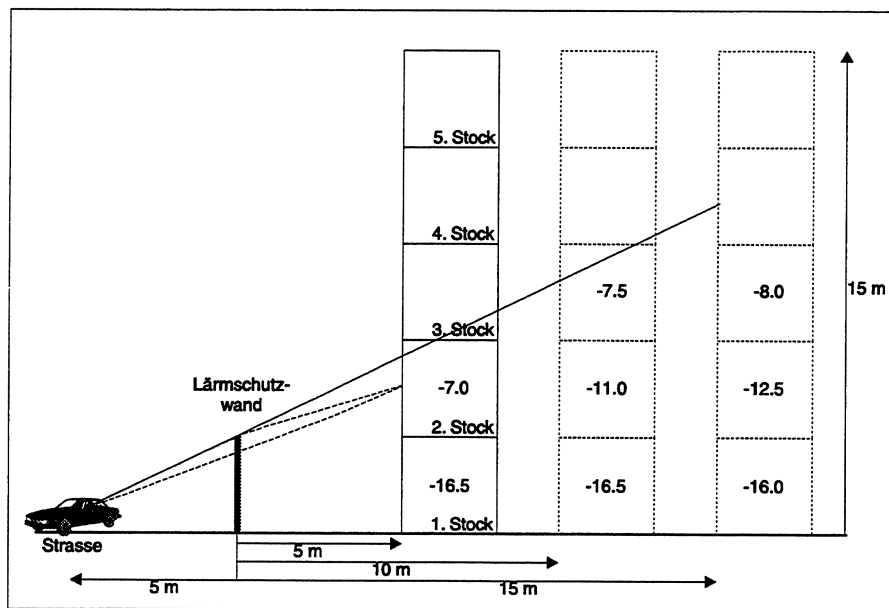
Grundsätzlich sind **Lärmschutzwände** inner- wie ausserorts einsetzbar und wirksam. Innerorts sind aufgrund des fehlenden Raumes dem Bau von Lärmschutzwänden oft Grenzen gesetzt.

Entscheidend für die lärmreduzierende Wirkung von Schallschutzwänden sind vor allem:

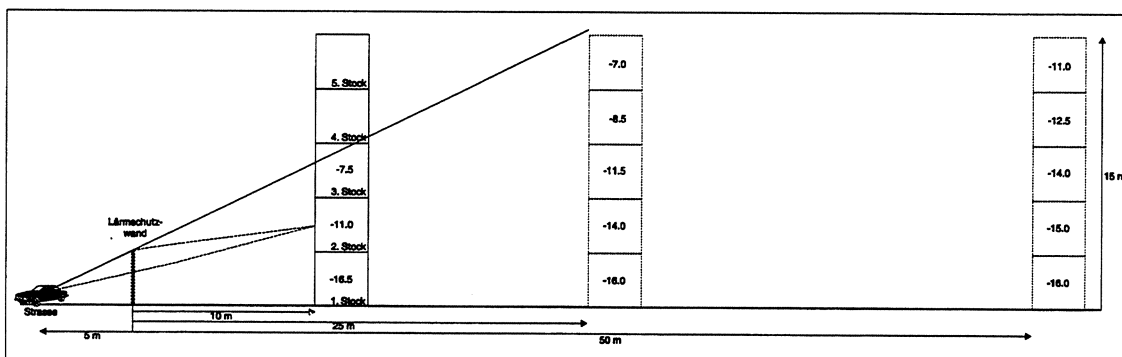
- der Abstand von der Lärmquelle bis zur Lärmschutzwand,
- die Höhe der Lärmschutzwand,
- der Abstand von der Lärmschutzwand zum potentiellen Empfänger,
- zur Vermeidung von Schallreflexionen ist zusätzlich noch die Oberfläche der Schallschutzwand von Bedeutung. Eine geeignete Oberflächenstruktur wirkt dabei schallabsorbierend.

Die Lärmschutzwand mindert den Schall umso besser, je näher sie sich an der Lärmquelle befindet und je höher sie ist. Bei gut platzierten Lärmschutzwänden lassen sich, je nach Ort des Empfängers hinter der Wand, **Lärmreduktionen um innerorts bis zu 8-12 dB(A), ausserorts um bis zu 10-15 dB(A)** erzielen (ZUP 1997a).

Die durch Lärmschutzwände erreichbare Lärmreduktion kann näherungsweise berechnet werden (einfaches Rechnungsmodell siehe Anhang 2):



Figur 10: Lärmreduktion (in dB(A)) einer 3m hohen Lärmschutzwand in einer Modellumgebung innerorts. (Quelle: Hofmann 1983). Berechnung nach EMPA Lärmmodell: siehe Anhang 2.



Figur 11: Lärmreduktion (in dB(A)) einer 3m hohen Lärmschutzwand in einer Modellumgebung ausserorts. (Quelle: Berechnung nach EMPA Lärmmodell Hofmann 1983). Berechnung: siehe Anhang 2.

Lässt sich die Lärmbelastung in dicht besiedelten Gebieten und eng bebauten städtischen Gebieten nicht anderweitig verringern, wird der Einbau von **Lärmschutzfenstern** notwendig. Dies ist insbesondere dann angezeigt, wenn an der exponierten Gebäudefasadenfläche der Alarmwert von 70 dB(A) überschritten wird.

Handelsübliche Schallschutzfenster bewirken gegenüber Standardfenstern Pegelreduktionen von 7 bis 15 dB(A), teilweise können durch aufwendigere Konstruktionen

noch höhere Reduktionen erzielt werden (abhängig von der Qualität der zuvor eingebauten Standardfenster¹¹). Dabei wird i.d.R. im höheren Frequenzbereich ($> 1'000$ Hz) eine bessere Lärmreduktion erreicht als im tieferen Frequenzbereich (zw. 125 - 500 Hz) (SIA 1996). Für die vorliegenden Modellrechnungen wurde die Situation mit einer Reduktion um 7, 15 bzw. um 20 dB(A) berücksichtigt.

Lärmarme Fahrbahnbeläge

Die Art und Zusammensetzung des Fahrbahnbelags hat einen entscheidenden Einfluss auf die Lärmemissionen. Bei konstanter Fahrgeschwindigkeit ergaben Lärmpegelmessungen (Grolimund u. Stern 1993) eine allein durch den Strassenbelag bedingte Spanne von bis zu 10 dB(A) zwischen dem lautesten und dem leisesten Belag. Diese Spanne entspricht einer Verzehnfachung der Verkehrsmenge.

Durch Auftrag eines lärmarmen Fahrbahnbelages können theoretisch je nach Beschaffenheit des alten Belags Lärmreduktionen um bis zu 8-10 dB(A) erzielt werden (z.B. (Grolimund u. Petermann 1993), (Grolimund u. Petermann 1997a)). Der für die Verhinderung von Aquaplaning entwickelte **Drainbelag** fällt dabei durch besonders günstige Lärmwerte auf. Sein relativ hoher Hohlraumgehalt (zwischen 15 - 25%) bewirkt neben der Reduktion des Abrollgeräuschs eine zusätzliche Absorption des Gesamtgeräuschs (inkl. Motorengeräusch) vor allem im Bereich lästiger höherer Frequenzen.

Für die Lärmsanierung war er bisher allerdings aufgrund der höheren Einbaukosten und dem Langzeitverhalten (Verschmutzung) umstritten (Grolimund u. Petermann 1993). Bei höheren Fahrgeschwindigkeiten erfolgt durch die Druck- und Saugwirkung der Reifen eine bessere Selbstreinigung des Drainbelags. Die funktionelle Lebensdauer eines Drainbelags der 1. Generation ist relativ kurz. Das heisst, der Belag verlor schon nach 3-6 Jahren seine Drainagefähigkeit, nach 4-8 Jahren seine akustischen Vorteile (z.B., (de Veer, Ulrich 1995), (Grolimund u. Petermann 1995)). Ein verschmutzter Drainbelag kann eventuell sogar höhere Lärmemissionen verursachen als ein herkömmlicher Strassenbelag.

11 Standardfenster erzielen Lärmreduktionen von 23 - 28 dB(A). Normale Lärmschutzfenster reduzieren den Lärm um 35 - 38 dB(A). Aufwendiger konstruierte Schallschutzfenster erreichen eine Dämmwirkung von über 40 dB(A) (SIA 1996).

Inzwischen liegen Erfahrungen über Drainbeläge der 2. und 3. Generation vor. Diese weisen eine höhere funktionelle und mechanische Lebensdauer auf. Drainbeläge der 2. Generation verfügen über eine mit Asphaltbeton-Belägen (z.B. AB 10) vergleichbare mechanische Lebensdauer von 10 und mehr Jahren. Sie werden z.T. gerade aufgrund ihrer Standfestigkeit und langen Lebensdauer in stark belasteten Abschnitten eingebaut. (Golimund u. Petermann 1997b). Für die funktionelle Lebensdauer dieser Beläge im bezug auf ihre akustischen Vorteile und die Drainagefähigkeit geht man inzwischen ebenfalls in einigen Ländern von mindestens 12 Jahren aus. In Deutschland und Spanien dagegen werden Drainasphalt-Beläge z.Zt. im Vergleich zu konventionellen Belägen noch ungünstiger beurteilt. Die funktionelle Lebensdauer der Drainbeläge ist v.a. abhängig von der Durchlässigkeit der Hohlraumstruktur. Je höher der Hohlraumgehalt umso langsamer erfolgt eine Verstopfung des Belags und umso länger bleiben die funktionellen Vorteile der Lärmreduktion und der Drainagefähigkeit erhalten (Golimund u. Petermann 1995). Auch verstopfte Drainbeläge verfügen immer noch über sehr gute mechanische Eigenschaften hinsichtlich Griffbarkeit, Textur und Verformungsbeständigkeit (Golimund u. Petermann 1997b). Drainbeläge werden hauptsächlich im Autobahnbau eingesetzt, da die Selbstreinigung umso besser erfolgt, je grösser die Verkehrsmenge und die gefahrene Geschwindigkeit ist.

Innerorts eignen sich offenporige Beläge aufgrund der grossen Verschmutzung und der zu geringen Selbstreinigung weniger. Das funktionelle Langzeitverhalten ist entsprechend schlecht und die Beläge verlieren ihre akustischen Vorteile relativ schnell (Golimund u. Petermann 1997a).

Weitere mögliche lärmarme Beläge wie z.B. ein kunststoffmodifizierter Asphaltbelag (sog. **Betaguss**) erzielen ähnliche Lärmwerte wie Drainbeläge. Weit verbreitet sind heute sog. **Splittmastixbeläge**, die eine Reduktion um 2 bis 3 dB(A) ergeben.

Innerorts erweisen sich vor allem **feinkörnige Rauhasphalt-, Splittmastix- und Splittasphaltbeläge** als günstig. Ihre mechanische Lebensdauer ist unproblematisch und die Verschmutzungsanfälligkeit im Gegensatz zu den Drainbelägen gering, über die akustische Lebensdauer sind dagegen noch relativ wenige Erkenntnisse vorhanden. Im Moment wird am IVT der ETH Zürich ein Forschungsprojekt u.a. auch zu diesem Thema durchgeführt (IVT 1998). Im Innerortsbereich bestätigen sich dabei die positiven Erfahrungen mit Splittmastix-(SMA)Belägen. Gleichzeitig wird festgestellt, dass die Fahrweise weit grösseren Einfluss auf die Lärmentwicklung hat als der Fahr-

bahnbelag. Das Optimierungspotential allein durch eine lärmarme Fahrweise wird auf 4 bis 7 dB(A) geschätzt.

Frühere Forschungsprojekte zum Lärmverhalten von Belägen (IVT 1991) haben für feinkörnige Beläge einer Belagsart eine höhere Zunahme des Lärmpegels im Zeitverlauf als für die entsprechenden grobkörnigen Beläge festgestellt, d.h. die akustischen Vorteile dieser Beläge gehen vergleichsweise schnell wieder verloren.

Fahrbahnbelag	erzielbare Lärmreduktion (Referenz: EMPA-Modellbelag)	Quelle
Drainbelag	-3 bis -5 dB(A)	Grolimund u. Stern 1993
kunststoffmodifizierte Asphaltbeläge	-3 bis -5 dB(A)	Grolimund u. Stern 1993
GripBeschichtungen von Betondecken	- 1 bis -3.5 dB(A)	de Veer, Ullrich 1995
offenporiger Beton/Dränbeton	- 1.5 dB(A)	de Veer, Ullrich 1995
Splittmastixbeläge	- 2 bis - 3 dB(A)	ZUP 1997a

Tabelle 23: Lärmarme Fahrbahnbeläge und theoretisch erzielbare Lärmpegelreduktion.

Die Wirkung auf den gesamten Lärmpegel ist innerorts vergleichsweise niedriger als ausserorts. Bei der Berechnung wird berücksichtigt, dass sich lärmarme Beläge lediglich auf die Reduktion des Rollgeräuschs auswirken (mit Ausnahme der Drainbeläge). Im niedrigen Geschwindigkeitsbereich überwiegen die Antriebsgeräusche. Im neuen EMPA-Modell für Strassenlärm wird dies durch einen Belagskorrekturfaktor (für Drainbelag z.B. -5, für raue Betonbeläge +3, für Pflasterung +8) gewährleistet:

	innerorts (50 km/h)		Veränderungen absolut [dB(A)]
	Standardbelag	lärmreduzierter Belag	
Geschwindigkeit [km/h]	50		
Korrekturfaktor Belag [-dB(A)]	0	-5	
Vorbeifahrtpegel einer bestimmten Verkehrsmenge¹⁾			
Leq _{PKW} [dB(A)]	76.1	73.7	-2.4
Leq _{LKW} [dB(A)]	77.1	75.6	-1.5
Leq _{total} [dB(A)]	79.6	77.7	-1.9

1) Verkehrsmenge: 1'000 Fahrzeuge pro Stunde, LKW-Anteil 10%.

Tabelle 24: Wirkung lärmarmer Fahrbahnbeläge innerorts. Quelle: siehe Berechnungen im Anhang.

Motorenkapselung

Motorenkapselung wird heute als Lärmschutzmassnahme hauptsächlich bei Lastwagen diskutiert und angewendet. Sie stellt prinzipiell eine mitfahrende Lärmschutzwand dar. Die verschiedenen Kapselungskonzepte unterscheiden sich hinsichtlich Wartungszugänglichkeit und Servicefreundlichkeit. Während eine Gesamteinkapselung die Wartungszugänglichkeit verschlechtert, erlaubt eine kombinierte Einkapselung der unterschiedlichen Motorenkomponenten eine bessere Zugänglichkeit für die Wartung bei vergleichbaren Lärmpegelreduktionen.

Mercedes-Benz rüstet Diesel-PKW bereits seit Jahren mit einer Motorenkapselung aus. Bei Benzin-PW erfolgt im Moment keine Kapselung (Daimler-Benz 1997). Die erzielbaren Lärmreduktionen bewegen sich im Bereich von ca. 4 dB (ZUP 1997, Fingerhut 1996). Neue Fahrzeuge werden aufgrund geltender Vorschriften grundsätzlich mit einer Motorenkapselung ausgerüstet (Fingerhut 1997).

Reifentechnologie

Die Konstruktion und die verwendeten Materialien bei Reifen hat ebenfalls Einfluss auf die Lärmemissionen des Strassenverkehrs. Hauptsächlich durch Veränderungen bei der Gummimischung sowie durch Änderungen des Reifenprofils lassen sich die Abrollgeräusche eines Reifens reduzieren. Zwar steht der Lärmschutz nicht im Vordergrund bei der Reifenkonstruktion, trotzdem dient er als Verkaufsargument, da erhöhte Rollgeräusche auch beim Fahrzeughalter als störend wahrgenommen werden.

Reduzierte Rollgeräusche gehen eventuell einher mit zusätzlichen Verbesserungen beim Reifen wie beispielsweise besseres Kurvenhandling, höhere Wasserverdrängung (gegen Aquaplaning), reduzierter Treibstoffverbrauch durch geringeres Gewicht, veringertem Rollwiderstand u.ä. Es sind auch negative Trade-offs in bezug auf Sicherheitsaspekte denkbar. Deshalb erscheint es schwierig, eventuelle zusätzlichen Kosten für die Lärmoptimierung zu quantifizieren. Neue Reifenmodelle mit u.a. verbessertem Lärmverhalten kosten lt. Hersteller (z.B. Bridgestone, Firestone, Continental, Pirelli) wenige Franken mehr als die entsprechenden Vorgängermodelle. Da neuere Reifengenerationen jedoch wie oben erwähnt auf verschiedenen Gebieten Verbesserungen aufweisen, ist es kaum möglich, diese Zusatzkosten genau auf die Verbesserungen des Laufgeräusches zu allozieren.

Kosten- und Umweltseitig können sich allerdings die Verbesserungen des Lärmverhaltens bei gleichzeitiger Reduktion des Rollwiderstands und des Reifengewichts positiv

auswirken. Nach Angaben des Umweltbundesamts Berlin kann so der Kraftstoffverbrauch von Personenwagen um ca. 5 % gesenkt werden.

Allgemein wird das Lärmreduktionspotential durch die Reifenkonstruktion als eher gering eingeschätzt (im Bereich von einigen wenigen dB(A): 1-2 dB(A)). Zusätzlich ist zu beachten, dass es ebenfalls auf die Kombination Reifen - Strasse ankommt, und die Lärmabstrahlung der Reifen je nach Fahrbahnbelag stark variiert.

9.2.3. Berechnung der Kosten der Massnahmen

Lärmschutzwand, Schallschutzfenster

Für die Kostenberechnung für Lärmausbreitungshindernisse sind verschiedene Kostenarten zu berücksichtigen. In (BUWAL 1997) wird eine standardisierte Kostenberechnung vorgeschlagen, die hier angewendet werden soll:

Investitionskosten

Die Investitionskosten setzen sich aus verschiedenen Kostenfaktoren zusammen:

- Realisierungskosten: Bau u. Installation,
- Projektierungskosten: projektspezifische Sach- u. Personalaufwendungen (Akustiker, Bauingenieure, etc.),
- Landerwerbskosten: Land, das der Anlagebetreiber für die Erstellung der Lärmschutzbauten erwerben muss,
- Verfahrenskosten: Sach- u. Personalaufwendungen der beteiligten Vollzugsbehörden (heute noch schwierig erfassbar).

Betriebs- und Unterhaltskosten

Diese Kosten sind in der Regel gering. Für pflanzenbewachsene Ausbreitungshindernisse wie Schallschutzwände und -wälle ist eine minimale Grünpflege erforderlich.

Mehrfachnutzungen

Es ist im Einzelfall abzuklären, inwieweit durch Lärmschutzmassnahmen wie z.B. Tunnelüberdeckungen zusätzliche Flächen für andere Nutzungen geschaffen werden.

Kosten von Lärmschutzwänden und Schallschutzfenstern

Tabelle 25 zeigt die unterschiedlichen Kostenanteile für Lärmschutzwände und Schallschutzfenster:

Massnahme	Kostenart	Kosten
Lärmschutzwand	Bau- u. Installation	Fr. 500. bis 1'500/m ² abhängig vom Material, von der Höhe etc.
	Planung - u. Projektierung	20% der Baukosten
	Verfahrenskosten	1% der Baukosten
	Abschreibungskosten	2.5% der Investitionskosten
	Kapitalverzinsung	jährlich 2.5% der Investitionskosten (= 5% auf der Hälfte des investierten Kapitals)
	Betrieb u. Unterhalt	1% der Investitionskosten
Schallschutzfenster	Bau- u. Installation	Fr. 1'400 / m ²
	Planung - u. Projektierung	20% der Baukosten
	Verfahrenskosten	1% der Baukosten
	Kapitalverzinsung	jährl. 5% auf den vollen Investitionskosten

Tabelle 25: Kostenanteil für die Kostenberechnung von Lärmschutzwänden und Schallschutzfenstern (BUWAL 1997).

Die Preise für Lärmschutzwände und Schallschutzfenster sind z.T. bedeutenden (bau)konjunkturbedingten Schwankungen unterworfen. Bei der gegenwärtig eher schlechten Auftragslage im Bauhauptgewerbe kann es deshalb zu bedeutenden Preisreduktionen gegenüber den hier angegebenen Standardpreisen kommen. In einer Sensitivitätsanalyse sollen die Auswirkungen von Preisausschwankungen auf die Kosten-Wirksamkeit untersucht werden.

Für den Bau von Lärmschutzwänden stehen verschiedene Materialien zur Verfügung, die für unterschiedliche Einsatzbereiche geeignet sind. In Wohngebieten mit beidseitiger Bebauung einer Lärmquelle werden lärmabsorbierende Materialien eingesetzt, um Reflexionen möglichst zu reduzieren. In Tabelle 3 im Anhang 2 findet sich eine Zusammenstellung mit unterschiedlichen Ausführungen von Lärmschutzwänden mit entsprechenden Kostenvergleichen.

Neben der Art der eingesetzten Materialien ist die Konstruktionshöhe der Lärmschutzwand entscheidend für den m²-Preis. Je höher eine Wand gebaut wird, umso höher werden aufgrund der nötigen besseren Fundierung die Kosten pro m². Die Fachstelle Lärmschutz rechnet mit durchschnittlichen m²-Preisen von Fr. 700 für 3 m

hohe Wände und von Fr. 1'000 für 4 m hohe Lärmschutzwände (FLS 1997)¹². In Tabelle 26 ist eine Beispielrechnung für einen Laufmeter einer 3m hohen Lärmschutzwand dargestellt.

Investitionskosten	Kosten in Fr.	in % der Baukosten
Bau- u. Installation	2'100	
Planung u. Projektierung	420	20%
Verfahrenskosten	21	1%
Anteil Lärmschutz in %	2'541	100%
Investitionskosten für Lärmschutz	2'541	
Jahreskosten		in % der Investitionskosten
Abschreibungskosten	64	2.5%
Kapitalkosten	64	2.5%
Betrieb u. Unterhalt	25	1.0%
Jahreskosten total	152	

Tabelle 26: Kostenberechnung für einen Laufmeter Lärmschutzwand von 3 m Höhe. Quadratmeterpreis Fr. 700. Berechnung nach (BUWAL 1997).

Um ausreichende Lärmreduktionen zu erzielen, ist in den meisten Fällen der Bau relativ langer Lärmschutzwände erforderlich. Um die konkreten Kosten einer Massnahme zu quantifizieren, sind deshalb ortspezifische Daten notwendig oder es ist auf eine Modellumgebung abzustellen.

Die Beeinträchtigung des Landschaftsbildes durch Lärmschutzwände, die Trennungswirkung sowie die Zerschneidung von Lebensräumen stellen weitere, schwer zu quantifizierende Zusatzkosten dieser Lärmschutzmassnahmen dar. Es muss allerdings beachtet werden, dass Natur und Landschaft i.d.R. bereits durch die **Lärmquelle** erheblich beeinträchtigt und gestört ist.

Ein eventuellen Zusatzertrag ergibt sich durch die Nutzung von Lärmschutzwänden als Werbungsträger. Durch den Bau begrünter Lärmschutzwände oder Wände aus Natursteinen lassen sich eventuell ökologisch wertvolle (Trocken-)Standorte schaffen, die für bestimmte Pflanzen und lärmunempfindliche Fauna Lebensräume darstellen können. Auch dieser Zusatznutzen ist kaum quantifizierbar.

¹² Zusätzliche nehmen auch die Folgekosten (z.B. Unterhalt) für Lärmschutzwände mit zunehmender Konstruktionshöhe überproportional zu.

Die Kosten für Schallschutzfenster können folgendermassen quantifiziert werden:

Investitionskosten	Kosten in Fr. [Fr./m ²]	in % der Baukosten
Bau- u. Installation	1'400	
Planung u. Projektierung	280	20%
Verfahrenskosten	14	1%
Anteil Lärmschutz in %	1'694	100%
Investitionskosten für Lärmschutz	1'694	
Jahreskosten	Kosten in Fr. [Fr./m ²]	in % der Investitionskosten
Kapitalkosten	85	5.0%
Jahreskosten total	85	

Tabelle 27: Kostenberechnung für Schallschutzfenster. Quadratmeterpreis Fr. 1'400. Alle Kosten in Fr. pro m². Berechnung nach (BUWAL 1997).

Lärmarme Fahrbahnbeläge

Lärmarme Fahrbahnbeläge waren bisher ca. 20 bis 30 % teurer als traditionelle Beläge. Mehrkosten entstehen vor allem aufgrund des Einsatzes alternativer Bindemittel (Kunststoffe). In absoluten Werten entsprach dies Mehrkosten im Bereich von Fr. 20 bis 50 pro m² Belag. Inzwischen sind nach Angaben des Bundesamts für Strassen (Baer 1998) – baukonjunkturbedingt – kaum mehr Preisdifferenzen zwischen Lärmarmen Fahrbahnbelägen und konventionellen Belägen auszumachen.

Für die Kostenabschätzung gehen wir von insgesamt Mehrkosten von Fr. 5 pro m² Belag aus. Umgerechnet auf einen Meter einer 2-spurigen Strasse (Breite 8 m) ist mit Mehrkosten von ca. Fr. 40 zu rechnen.

Bei Drainbelägen kommen evtl. noch zusätzliche Wartungskosten und Zusatzkosten durch – im Vergleich zu herkömmlichen Belägen – vorzeitige Belagserneuerungen hinzu. Über das Ausmass dieser Zusatzkosten bestehen im Moment noch relativ wenig Erfahrungswerte. Es zeigt sich allerdings, dass Drainbeläge tendenziell eine kürzere mechanische Lebensdauer haben als traditionelle Asphaltbeläge (im Kt. Zürich mussten Drainbeläge bereits nach 10 Jahren erneuert werden (FLS 1997)). Drainbeläge aus hochwertigen Materialien können allerdings sowohl bautechnisch als auch funktionell eine deutlich längere Lebensdauer aufweisen.

Investitionskosten	Kosten [Fr./m ²]	in % der Investitions- kosten
Mehrkosten Bau- u. Installation [Fr./m ²]	5	
Planung u. Projektierung	1	10%
Investitionskosten für Lärmschutz [Fr./m ²]	6	
Jahreskosten	Kosten [Fr./a]	in % der Investitions- kosten
Abschreibungskosten [Fr./a]	0.55	10.0%
Kapitalkosten [Fr./a]	0.10	2.5%
Betrieb u. Unterhalt (Mehrkosten) [Fr./a]	2.50	Annahme für Drainbeläge
Jahreskosten total [Fr./m ² ·a]	3.15	

Tabelle 28: Jahreskosten lärmarmen Fahrbahnbeläge. Berechnung nach (BUWAL 1997). Quelle: (Grolimund u. Petermann 1995). Bem.: Betriebs- und Unterhaltskosten für Drainbeläge.

Motorenkapselung

Die Zusatzkosten für fahrzeugseitige Verbesserungen, insbesondere Massnahmen wie der Motorenkapselung sind bisher wenig dokumentiert. Lärmseitige Optimierungen bei Fahrzeugen umfassen neben der Motorenkapselung auch Verbesserungen beim Auspuffsystem und bei der Fahrzeugkühlung (Kostenvergleich im Anhang 2).

Eine Reduktion von ca. 90 dB(A) auf ca. 80 dB(A) (heutiger Stand) verursachte produktionsseitige Zusatzkosten in einer Grössenordnung von ca. 2.5 - 3.5%. Als grobe Faustregel wird in der Literatur für fahrzeugseitige Verbesserungen pro dB(A) Lärmreduktion mit Zusatzkosten von ca. 1% der Produktionskosten gerechnet (Obergrenze) (Nelson 1987).

Erhöhte Unterhaltskosten resultieren vor allem aus der durch Lärmschutzmassnahmen verursachten erschwerten Zugänglichkeit verschiedener Fahrzeugkomponenten. Dadurch erhöhen sich vor allem die Arbeitskosten bei der Fahrzeugwartung. Die Erhöhung der Unterhaltskosten bewegt sich pro dB(A) bei LKW im Bereich von 0.6 - 0.7% (bei PKW ca. 1%).

Zusätzlich ist mit einem leicht erhöhten Benzinverbrauch aufgrund des höheren Fahrzeuggewichts zu rechnen. In (BUWAL/INFRAS 1995) wird pro Gewichtserhöhung um 100 kg beim PW ein Mehrverbrauch von rund 0.6 l angegeben. Eine Zusammenstellung des durch Lärmschutzmassnahmen bedingten Mehrverbrauchs für unterschiedli-

che Fahrzeugkategorien befindet sich im im Anhang 2. Laut Herstellerangaben (MAN-Nutzfahrzeuge) ist der Mehrverbrauch für Diesel LKW bei modernen Kapselungskonzepten vernachlässigbar (Fingerhut 1997).

Zusammenstellung der Zusatzkosten für fahrzeugseitige Lärmschutzmassnahmen:

Kostenart	Zusatzkosten pro dB(A)
Herstellungs-/Produktionskosten	+ 1%
Unterhalts-/Reparaturkosten	+ 0.7% (PKW ca. 1%)
Treibstoffkosten	+ 0.03 - 0.2%

Tabelle 29: Zusatzkosten für fahrzeugseitige Lärmschutzmassnahmen
(Quelle: Nelson 1987)

Nachdem Fahrzeug-(Teil-)Kapselungen heute zur Standardausrüstung von LKW gehören, sind die Zusatzkosten in der Zwischenzeit stark gesunken. Die Zusatzkosten werden pro LKW heute auf 400 - 600 DM geschätzt (Fingerhut 1997), dies entspricht je nach Modell 0.2 - 0.5% des Anschaffungspreises. Durch Einsatz von kombinierten Kapselungstechniken wurde die Wartungs- und Servicefreundlichkeit ebenfalls verbessert, es bleibt allerdings nach wie vor ein Zusatzaufwand.

Unter den im Anhang erläuterten Modellannahmen lassen sich die Kosten für die fahrzeugseitige Lärmreduktion durch Motorenkapselung berechnen. Für einen km Strasse innerorts mit einer durchschnittlichen stündlichen Verkehrsmenge tagsüber von 1'000 Fahrzeugen und einem Schwerlastanteil von 10% ergibt sich folgendes Kostenbild:

Kosten Motorenkapselung	LKW
LKW pro Tag ¹⁾	1'660
Kosten pro Fzkm [Fr./Fzkm] ²⁾	0.0032
Kosten pro Jahr [Fr./a km]	2'000

1) Annahme: DTV 17'200, 1'000 Fahrzeuge pro Stunde am Tag, 10% LKW-Anteil tagsüber, 155 Fahrzeuge pro Stunde in der Nacht, 5% LKW-Anteil nachts.

2) Die Kosten der Motorenkapselung werden auf die gesamte Lebensfahrleistung eines LKW umgelegt und in Fr. pro Fzkm ausgewiesen. Der Massnahme werden nur die Kosten zugewiesen, die den pro Jahr gefahrenen Kilometer der LKW auf der Referenzstrecke von 1 km Länge entsprechen.

Tabelle 30: Kosten für Motorenkapselung beim LKW für eine Modellumgebung. Detaillierte Berechnung im Anhang 2.

Reifentechnologie

Die Kosten für lärmoptimierte Reifentechnologien sind kaum quantifizierbar, da Reifen i.d.R. nicht nur bzgl. Lärmemissionen optimiert werden. Mehrkosten verursachen dabei eine neue, teurere Rohstoffe sowie Anpassungen bei den Produktionsmaschinen. Es ist allerdings mit relativ geringen Zusatzkosten zu rechnen. Die Preissteigerungen der neuen Reifengenerationen liegen schätzungsweise in einem Bereich von ca. 10%. Kommt es aufgrund neuer Reifengenerationen mit geringerem Rollwiderstand und Gewicht zu Treibstoffeinsparungen, können sogar Betriebskosten gesenkt werden.¹³

9.2.4. Kosten-Wirksamkeit

Um die einzelnen Massnahmen ansatzweise vergleichbar zu machen, wurde für die Berechnung der Wirkung und für die Quantifizierung der Kosten aktiver und passiver Lärmschutzmassnahmen eine Standardumgebung definiert, in der die Wirkungen und Kosten der Massnahmen untersucht werden (detaillierte Beschreibung siehe Anhang 2).

13 Bei einer Jahresfahrleistung von ca. 14'000 km und einem Durchschnittsverbrauch von ca. 9.5 l (BUWAL/INFRAS 1995) führt eine 5%ige Senkung des Treibstoffverbrauchs zu Einsparungen von ca. 66 l Benzin (oder Fr. 80) pro Jahr.

Modellraum	Auswirkungen auf:
Strasse: 1 km Strasse innerorts/ausserorts (8 m Breite)	• Kosten lärmarmen Fahrbahnbeläge • Länge der erforderlichen Lärmschutzwände • Berechnung der Kosten fahrzeugseitiger Lärmschutzmassnahmen (Motoren-Kapselung LKW) für diesen Streckenabschnitt
Bebauung: beidseitige, gleichmässige Bebauung (bebaute Länge innerorts 500 m, ausserorts 250 m), quadratischer Grundriss (10x10 m), alle Gebäude gleichmässig 15 m hoch (lärmsensible Nutzungen) Zur Bestimmung der Wirkung von passiven Lärmschutzmassnahmen wurden je 3 Bebauungsarten innerorts u. ausserorts untersucht. innerorts: Bebauung in 5, 10, 15 m Entfernung ausserorts: Bebauung in 10, 25, 50 m Entfernung	• lärmexponierte Fasadefläche • Berechnung der Fläche der erforderlichen Lärmschutzfenster • Berechnung der Wirkung von Lärmschutzwänden
Verkehrsmenge: DTV 17'200, 1'000 Fahrzeuge pro Stunde tagsüber (LKW-Anteil 10%), 155 Fahrzeuge pro Stunde nachts (LKW-Anteil 5%), Innerorts: 50 km/h, Ausserorts 80 km/h, Für die Lärmberechnung werden die Fahrzeuge als Punkt-quelle in einer Höhe von 0.8 m über dem Boden modelliert.	• Bestimmung des Emissionspegels L_{eq} • Berechnung der Wirkung lärmarmen Fahrbahnbeläge nach dem neuen EMPA Lärmmodell (EMPA 1997) • Berechnung der Wirkungen fahrzeugseitiger Lärmreduktionsmassnahmen nach dem neuen EMPA Lärmmodell (EMPA 1997) • Kostenberechnung fahrzeugseitiger Lärmschutzmassnahmen
Lärmschutzmassnahmen: 1. Lärmschutzwände beidseitig der Strasse, Länge je 1.05 km innerorts bzw. 1.2 km ausserorts (die Länge der Lärmschutzwände ist abhängig von der erwünschten Lärmreduktion, Berechnung Anhang 2), Höhe 3 m 2. Schallschutzfenster für 50% der gesamten Fensterfläche (Anteil Fensterfläche an der gesamten Fasadefläche: 18%) 3. lärmarmen Fahrbahnbelag (Belagskorrekturfaktor - 5 dB(A)) nach EMPA-Modell (EMPA 1997) 4. Fahrzeugseitige Massnahmen: Motorenkapselung LKW 5. lärmarme Reifentechnologie	• Berechnung der Wirkung der Lärmschutzmassnahmen • Berechnung der Kosten der Lärmschutzmassnahmen

Tabelle 31: Übersicht über die Definition des Modellraumes für Lärmschutzmassnahmen im Strassenverkehr.

Lärmschutzwand, Schallschutzfenster

Vorbemerkung: Ein Vergleich zwischen Lärmschutzwänden und Schallschutzfenstern ist nur bedingt möglich. Schallschutzfenster schützen jeweils nur bestimmte Innenräume, deren Nutzung dazu noch eingeschränkt ist (Fenster müssen immer geschlossen sein, evtl. zusätzlicher Einbau von Dämmlüftern notwendig), während Lärmschutzwände Lärmimmissionen auch ausserhalb von geschlossenen Räumen verringern und damit die Lebensqualität in den entsprechenden Aussenräumen (Freizeit- und Erholungsräume) verbessern¹⁴. Ein Vergleich der Kosten-Wirksamkeit allein aufgrund der mit bestimmten Investitionen erzielbaren Lärmreduktionen wird deshalb der umfassenderen Funktion und Wirkung von Lärmschutzwänden nicht gerecht.¹⁵ Oftmals stellen Schallschutzfenster jedoch die einzig kurzfristig realisierbare Lärmschutzmassnahme dar, sei es – in städtischen Räumen – weil der Raum und entsprechende Abstände für Lärmschutzwände fehlen, oder – im ländlichen Raum – Lärmschutzwände für einzeln stehende Gebäude nicht finanzierbar wären.

Die erzielbare Lärmreduktion von Lärmschutzwänden ist stark abhängig vom Ort des Empfängers hinter der Wand. Für die Bestimmung der Kosten-Wirksamkeit wurde deshalb ein Durchschnittswert innerorts und ausserorts angenommen. Im Anhang 2 ist der Bereich innerorts bzw. ausserorts definiert, in dem die entsprechenden Reduktionen erzielt werden können.

14 Da Schallschutzfenster im überbauten Gebiet meist die einzig realisierbare Lärmschutzmassnahme darstellen, werden diese heute als Notmassnahme gem. LSV akzeptiert.

15 Es wäre eventuell denkbar, die räumliche Dimension in die Berechnung der Kosten-Wirksamkeit einzubeziehen (z.B. in der Dimension $m^3 \cdot dB(A)$ pro Fr.).

Lärmschutzwand	
innerorts	
Jahreskosten in Fr./a	320'000
erzielbare Lärmreduktion dB(A)	10
Kosten in Fr. pro dB(A)	32'100
dB(A) pro 100'000 Fr.	3.1
ausserorts	
Jahreskosten in Fr./a	366'000
erzielbare Lärmreduktion dB(A)	12.5
Kosten in Fr. pro dB(A)	29'300
dB(A) pro 100'000 Fr.	3.4

Tabelle 32: Kosten-Wirksamkeit der Lärmreduktion durch eine Lärmschutzwand (3 m hoch), innerorts/ausserorts). dB(A) pro 100'000 Franken. Lärmreduktion in der Modellumgebung (detaillierte Definition im Anhang).

Schallschutzfenster weisen eine frequenzabhängige Dämmwirkung auf. Bei höheren Frequenzen ist die Dämmwirkung i.d.R. grösser als bei tieferen Frequenzen.

Schallschutzfenster	
innerorts	
Jahreskosten in Fr./a	457'380
erzielbare Lärmreduktion dB(A)	15
Kosten in Fr. pro dB(A)	30'500
dB(A) pro 100'000 Fr.	3.3
ausserorts	
Jahreskosten in Fr./a	228'690
erzielbare Lärmreduktion dB(A)	15
Kosten in Fr. pro dB(A)	15'200
dB(A) pro 100'000 Fr.	6.6

Tabelle 33: Kosten-Wirksamkeit der Lärmreduktion durch eine Schallschutzfenster in einer Modellumgebung (innerorts/ausserorts). Kosten pro dB(A) Lärmreduktion in der Modellumgebung (detaillierte Berechnung im Anhang).

Lärmarme Fahrbahnbeläge

lärmarne Fahrbahnbeläge	
Jahreskosten in Fr./a	25'000
innerorts	
erzielbare Lärmreduktion dB(A)	1.9
Kosten in Fr. pro dB(A)	13'200
dB(A) pro 100'000 Fr.	7.6
ausserorts	
erzielbare Lärmreduktion dB(A)	2.6
Kosten in Fr. pro dB(A)	9'600
dB(A) pro 100'000 Fr.	10.4

Tabelle 34: Kosten-Wirksamkeit der Lärmreduktion durch lärmarne Fahrbahnbeläge in der Modellumgebung. Detaillierte Berechnung im Anhang.

Motorenkapselung

Die Wirkung der Motorenkapselung ist vor allem innerorts von Bedeutung, weil dort das Motorengeräusch das Rollgeräusch überwiegt. Ausserorts hingegen schwindet bei steigenden Geschwindigkeiten und damit zunehmendem Rollgeräusch die Wirkung der Motorenkapselung.

Wirksamkeit Fahrzeugseitige Massnahmen	
Jahreskosten in Fr./a	2'000
innerorts	
erzielbare Lärmreduktion dB(A)	1.1
Kosten in Fr. pro dB(A)	1'800
dB(A) pro 100'000 Fr.	55
ausserorts	
erzielbare Lärmreduktion dB(A)	0.7
Kosten in Fr. pro dB(A)	2'900
dB(A) pro 100'000 Fr.	35

Tabelle 35: Kosten-Wirksamkeit fahrzeugseitiger Massnahmen (Motorenkapselung beim LKW) in einer Modellumgebung. Detaillierte Berechnungen im Anhang 2.

Es gilt zu beachten, dass die Motorenkapselung lediglich beim LKW eingesetzt wird, und dieser lediglich einen Anteil von tagsüber 10% und nachts 5% aufweist. Die Auswirkungen auf das Gesamtgeräusch sind deshalb relativ eingeschränkt.

Reifentechnologie

Eventuelle lärmschutzbedingte Zusatzkosten von neuen, lärmarmen Reifen sind nur schwer quantifizierbar, sie sind vermutlich gering. Das Lärmreduktionspotential bei neuen Reifen ist zwar relativ bescheiden und wird in der Literatur im Bereich von 1 - 2 dB(A) angegeben (z.B. Fingerhut 1996, ZUP 1997 etc.). Allerdings führen die wahrscheinlich sehr geringen Zusatzkosten zu einer vergleichsweise hohen Kosten-Wirksamkeit. Es muss dabei beachtet werden, dass das Reduktionspotential bei der Reifentechnologie nur sehr bescheiden ist.

Gesamtbeurteilung

Die ausserorts erzielbare Lärmreduktion der untersuchten Massnahmen verändert sich aufgrund der grösseren Entfernung der Bebauung von der Lärmquelle und einer veränderten Durchschnittsgeschwindigkeit des Verkehrs. Bei höherer Fahrgeschwindigkeit dominiert das Abrollgeräusch gegenüber dem Motorengeräusch. Lärmarme Fahrbahnbeläge haben demnach eine höhere Reduktionswirkung, wohingegen die Motorenkapselung bei höheren Fahrgeschwindigkeiten einen abnehmenden Einfluss auf das Gesamtgeräusch aufweist.

Auffallend ist, dass Massnahmen mit vergleichsweise geringem Reduktionspotential wie beispielsweise die Motorenkapselung oder lärmarme Fahrbahnbeläge eine relativ grosse Kosten-Wirksamkeit haben. Bedeutende Lärmreduktionen lassen sich allerdings in der Modellumgebung nachwievor nur durch vergleichsweise teure passive Lärmschutzmassnahmen erzielen.

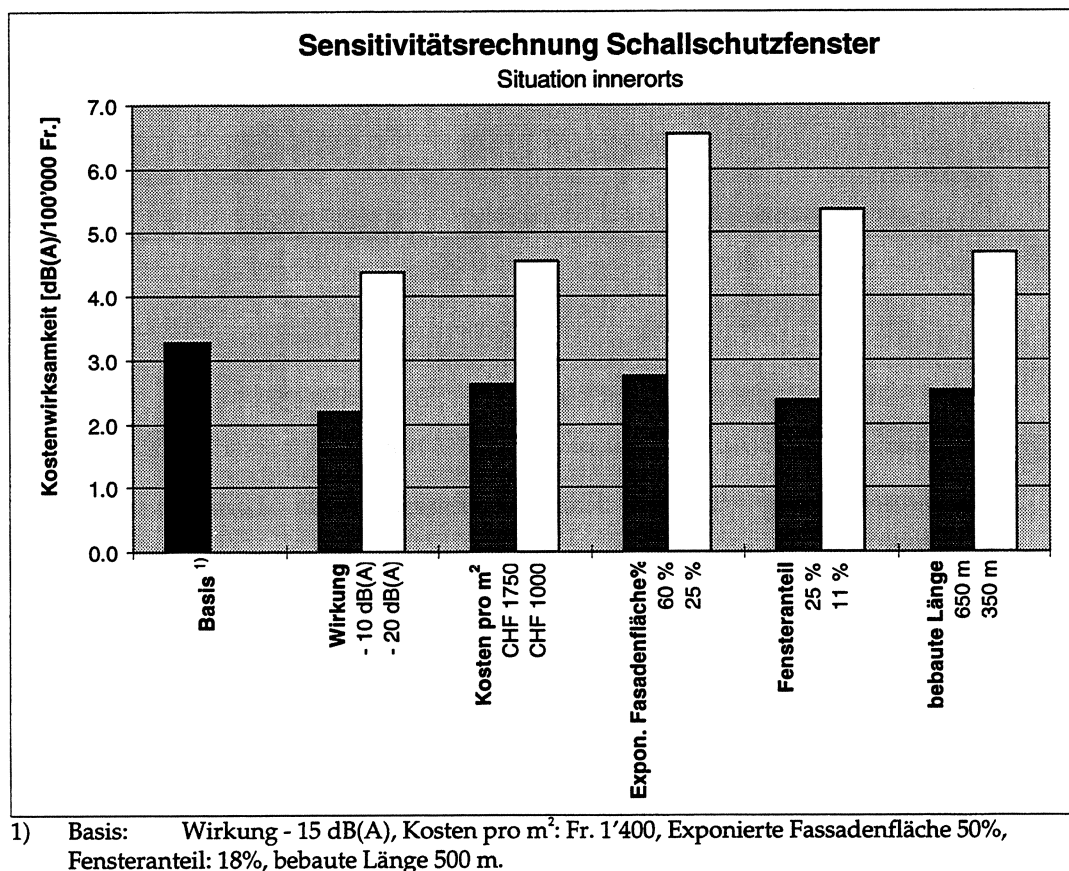
9.2.5. Sensitivitäten

Die berechneten Kosten und Wirkungen der Lärmschutzmassnahmen sowie die daraus abgeleitete Kosten-Wirksamkeit sind abhängig von den Annahmen zu ihrer Berechnung. Die Art der Bebauung (Gebäudenutzung, Gebäudehöhe, gegenseitige Abschirmung etc.) hat einen starken Einfluss auf die erzielbaren Wirkungen und die Kosten der notwendigen passiven Lärmschutzmassnahmen. Die Verkehrsmenge wieder-

um beeinflusst die auf einen Streckenabschnitt zurechenbaren Kosten für die aktiven Lärmschutzmassnahmen am Fahrzeug (Kapselung bzw. Reifentechnologie).

Eine grössere Verkehrsmenge bei sonst gleichbleibender Bebauungssituation führt zu höheren zurechenbaren Kosten der Lärmschutzmassnahmen am Fahrzeug und damit zu einer sinkenden Kosten-Wirksamkeit dieser Massnahmen (die im Vergleich zu passiven Massnahmen allerdings immer noch grösser bleiben dürfte).

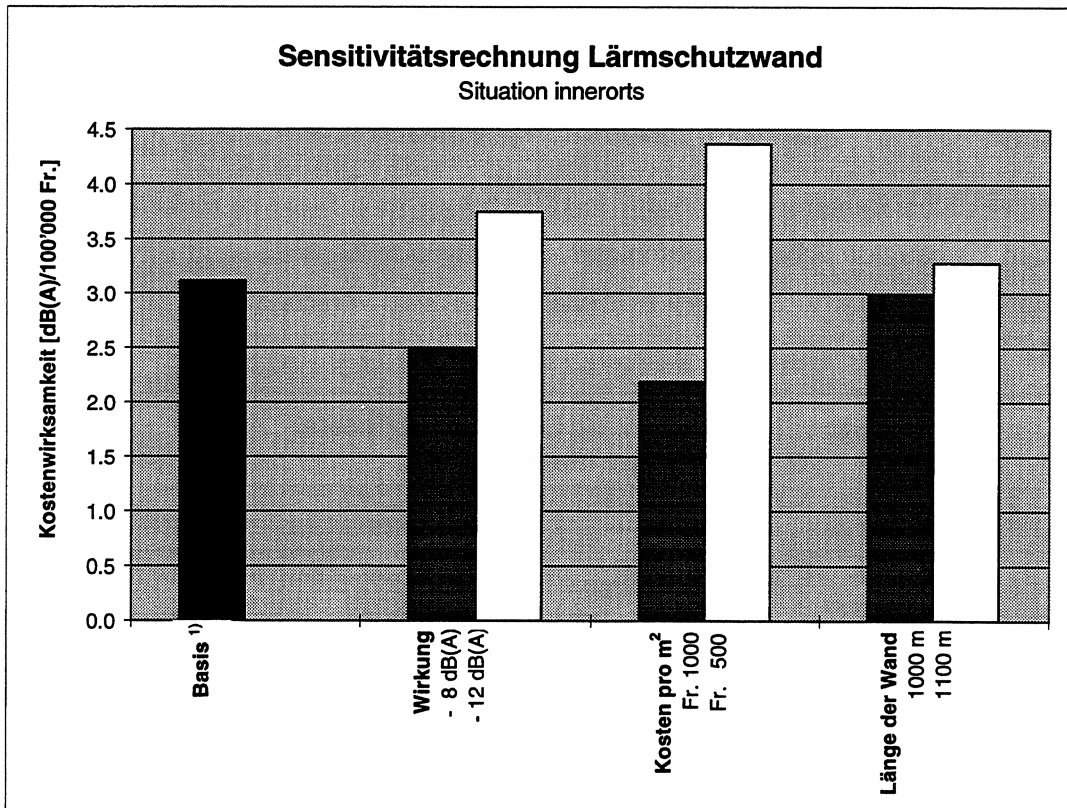
Eine weniger dichte Bebauung als in der Standardumgebung führt zu sinkenden Kosten für den Einbau von Schallschutzfenstern. Die folgende Figur 12 zeigt die Kosten-Wirksamkeit bei Schallschutzfenstern in Abhängigkeit von verschiedenen Einflussparametern:



Figur 12: Sensitivitätsrechnung für die Kosten-Wirksamkeit von Schallschutzfenstern in der Modellumgebung innerorts.

Die Kosten für Lärmschutzwände werden sich nicht in gleichem Umfang wie bei den Schallschutzfenstern verändern, da Lärmschutzwände – um überhaupt eine lärmreduzierte Wirkung auszuüben – eine gewisse Mindestlänge aufweisen müssen (siehe

Anhang 2). In einer Sensitivitätsrechnung kann die Kosten-Wirksamkeit einer Lärmschutzwand in Abhängigkeit von sich verändernden Ausgangsparametern berechnet werden.



1) Basis: Wirkung innerorts: - 10 dB(A), Baukosten pro m²: Fr. 700, Wandlänge innerorts: 1050 m.

Figur 13: Sensitivitätsrechnung für die Kosten-Wirksamkeit von Lärmschutzwänden (innerorts).

Auch topographische Rahmenbedingungen haben Einfluss auf die Zweckmässigkeit passiver Lärmschutzmassnahmen. In engen Bergtälern werden Schallschutzwände aufgrund der auftretenden Reflexionen geringere Wirkung zeigen als beispielsweise im Mittelland. Es sind deshalb dort andere, evtl. kostspieligere Lärmschutzmassnahmen notwendig (z.B. Strassenüberdeckung).

9.3. Lärmschutzmassnahmen im Schienenverkehr

9.3.1. Charakteristik des Schienenverkehrslärms

Das Eisenbahnrad ist die wesentliche Schallquelle beim Schienenverkehr. Die direkte Einwirkung von Klotzbremsen auf die Laufflächen der Räder führt zu einer starken Verriffelung. Verriffelte Radflächen führen zu starken Lärmemissionen, nicht nur beim Bremsen. Massnahmen zur Bekämpfung des Schienenlärms setzen deshalb fahrzeugseitig vor allem am Bremssystem sowie an den Radflächen an. Alternative Bremssysteme sowie Radschallabsorber und Radschürzen sind hier die wichtigsten Massnahmen. Wegen der weitgehenden Freizügigkeit des Güterwagenparks auf den Netzen der europäischen Bahnen, führen lärmtechnische Verbesserungen am schweizerischen Wagenbestand allein nicht zu den notwendigen Reduktionen. Über 50% der in der Schweiz im Transitverkehr eingesetzten Güterwagen sind aus dem Ausland, bereits wenige 'laute' Güterwagen im Zugsverband mit lärmoptimierten Wagen heben deren Wirkung völlig auf.

Deswegen ist bei besonders belasteten Korridoren der Bau von Lärmschutzwänden vorzusehen. Können durch Massnahmen zur Einschränkung der Aussenlärmbelastung (Lärmschutzwände etc.) die Alarmwerte der LSV nicht eingehalten werden, müssen Lärmschutzfenster eingebaut werden. Diese senken allerdings lediglich die Innenlärmbelastung. Eine optimale Lärmschutzstrategie muss deshalb eine Idealkombination zwischen aktiven und passiven Massnahmen aufweisen.

9.3.2. Beschreibung der Massnahmen

Kunststoffbremsklötze (mit und ohne Monobloc-Radsätze)

Der Ersatz von konventionellen Graugussbremsklötzen durch Kunststoffbremsklötze unterschiedlicher Zusammensetzung verhindert die Verriffelung der Radlaufflächen. Bisherige Versuche bei den SBB mit Kunststoffbremsklötzen führten allerdings zu thermischen Problemen bei den Rädern bis hin zu Radbrüchen. Deswegen werden derzeit Kunststoffbremsklötze in Verbindung mit sog. eigenspannungsarmen Monobloc-Rädern getestet. Monobloc-Räder weisen eine weit höhere thermische Stabilität auf als konventionelle Radsätze und stehen für die Rollmaterialsanierung der SBB im

Vordergrund. Insgesamt ergeben sich Lärmreduktionspotentiale von 5 bis 10 dB(A) (IDA-E 1998, Hölzl 1997).

Zur Zeit werden von der Schweizerischen Südostbahn (SOB) Kunststoffbremsklötze mit konventionellen Radsätzen erfolgreich an Reisezugwagen getestet (SOB 1997, NZZ 20.8.97).¹⁶ Eine veränderte Zusammensetzung der Kunststoffklötze verringert die Hitzeentwicklung an der Kontaktstelle Bremsklotz-Radlaufläche. Eine Umrüstung der Radsätze ist deshalb nicht erforderlich. Der Einsatz der Kunststoffbremsklötze führt demnach zu Kosteneinsparungen und zu Lärmreduktionen in einer ähnlichen Größenordnung. Allerdings ist zur Zeit die Praxistauglichkeit für den Einsatz im Güterverkehr unter schweizerischen Verhältnissen noch nicht genügend erforscht. Sicherheitsprobleme (Überhitzungen) sind nicht auszuschliessen.

Trommelbremsen

Trommelbremsen können nachträglich bei 2-achsigen Wagen eingebaut werden. Bei Trommelbremsen wirken Bremsklötze auf speziell an die Radachse montierte Bremsräder. Die Verriffelung der Radlauflächen wird dadurch vermieden. Die Trommelbremse hat den Vorteil, dass die Um-/Nachrüstung konventionell gebremster Wagen mit Trommelbremsen im Gegensatz zu Scheibenbremsen relativ unproblematisch und vor allem kostengünstiger ist. Gemäss IDA-E und Hölzl (1997) wird mit einer Lärmreduktion von bis zu 10 dB(A) gerechnet.

Scheibenbremsen

Seit 1980 wurden von den SBB nur noch Personenwagen mit Scheibenbremsen beschafft. Versuchsweise wurden auch 28 vierachsige Containertragwagen mit Scheibenbremsen ausgestattet, um Betriebserfahrungen im Güterverkehr zu sammeln (IDA-E 1996). Scheibenbremsen ermöglichen Lärmreduktionen um 10 dB(A) (vgl. Hölzl 1997, IDA-E 1996, SBB 1992), stellen allerdings die teuerste Massnahme im Bereich Rollmaterial dar.

Radschallabsorber

Radschallabsorber verringern die Lärmabstrahlung am Rad und erlauben zusätzliche Reduktionen der Lärmbelastung um bis zu 5 dB(A). Allerdings stellen sich hierbei noch technische und sicherheitstechnische Probleme. Im Güterverkehr treten infolge

¹⁶ In Südafrika werden Kunststoffbremsklötze bereits seit mehreren Jahren erfolgreich auch im Güterverkehr bei vergleichbaren Belastungen eingesetzt (NZZ 28.8.97, SOB 1997).

von Bremsvorgängen hohe thermische Belastungen der Räder und damit auch der aufmontierten Absorber auf. Da die Absorber aus hitzeempfindlichen Kunststoffen bestehen, ist der Einsatz im Güterverkehr im Moment noch erschwert. Zusätzlich wird die Sichtkontrolle der Räder durch die Absorber behindert bzw. verunmöglicht. Im europäischen Hochgeschwindigkeitsverkehr (z.B. ICE 2 Deutschland) werden Rad-schallabsorber heute bereits erfolgreich eingesetzt. Je nach Einsatzbereich wird mit einem Lärmreduktionspotential von 2 bis 5 dB(A) gerechnet (Hölzl 1997, IDA-E 1996).

Radschürzen

Blechverkleidungen der Drehgestelle (sog. Radschürzen) verringern die Schallausbreitung. Sie sind vergleichbar mit einer mitfahrenden Lärmschutzwand. Diese Massnahme wurde unter anderem von der DB AG beim sogenannten "Low Noise Train" erprobt. Das Reduktionspotential wird auf 5 bis 10 dB(A) geschätzt (SER 1996). Insbesondere in der Kombination mit Radschallabsorbern und schienenennahen Niedrig-Schallschutzwänden konnten beträchtliche Lärmreduktionen von insgesamt ca. 20 dB(A) erreicht werden (SER 1996).

Lärmschutzwände

Die Wirkung von Lärmschutzwänden ist, wie bereits beim Strassenlärm gezeigt, stark von den örtlichen Gegebenheiten (Topographie, Bebauung, etc.) und der Höhe der Wand abhängig. Bei optimal positionierten Wänden können Reduktionen zwischen 15 - 20 dB(A) erreicht werden. Allerdings sind dem Einsatz von Lärmschutzwänden auch Grenzen gesetzt. So ist beispielsweise die Höhe der Wand aus Gründen des Lichteinfalls, des Landschaftsschutzes und ästhetischen Überlegungen nicht beliebig vergrösserbar. Obere Stockwerke von bahnliniennahen Gebäuden können deshalb kaum durch Lärmschutzwände geschützt werden.

Für die Lärmreduktion können näherungsweise die Angaben aus dem Lärmschutz beim Strassenverkehr übernommen werden.

Schallschutzfenster

Schallschutzfenster sind dort angezeigt, wo die Alarmwerte der LSV wegen gewährten Erleichterungen überschritten werden (vgl. Massnahmen Strassenlärm). Die Wirkung eines Schallschutzfensters beträgt je nach Ausführung des vorherigen Standardfenster ca. 7 bis maximal 20 dB(A).

Massnahmen am Oberbau

Ein lärmoptimiertes Schienenprofil sowie Massnahmen zur Erhöhung der Absorption des Schotterbetts zeigten bei Versuchen im Ausland nur geringe Wirkungen (IDA-E 1996). Die zunehmend vor allem auf Hochgeschwindigkeitsstrecken verbreitete Oberbautechnik "Feste Fahrbahn" ist lärmtechnisch eher ungünstiger als das lärmabsorbierende Schotterbett.

9.3.3. Kosten der Massnahmen

Bei der lärmtechnischen Sanierung des Rollmaterials sind grundsätzlich zwei Ansätze denkbar. Eine eventuell kostspielige Umrüstung des bestehenden Wagenparks mit aktiven Lärmschutzeinrichtungen oder die konsequente, allenfalls vorzeitige Neubeschaffung von lärmarmem Rollmaterial. Erfolgt der Ersatz lärmiger Wagen durch lärmarmes Rollmaterial vor Ablauf der kalkulierten Lebensdauer der alten Wagen, führt dies zu zusätzlichen lärmschutzbedingten Kapitalkosten (einmalige Abschreibung des Restwerts). Dem gegenüber steht ein Zusatznutzen von neuem Rollmaterial, der durch dessen höhere Produktivität im Vergleich zum alten Material begründet ist.

Bei Massnahmen am Rollmaterial fallen bei der Umrüstung konventionell gebremster Wagen mit neuen Bremsanlagen einmalige Umrüstungs- und Investitionsausgaben an. Ausserdem verändern sich allenfalls Wartungs- und Reparaturaufwendungen. Eventuell führen Schallschutzmassnahmen am Rollmaterial (z.B. Drehgestellschürzen) zu erhöhten Aufwendungen für die Sicherheitskontrolle, da die Drehgestelle nicht mehr frei zugänglich sind.

Die Kosten für die Umrüstungen werden über die Lebensdauer eines neuen bzw. die Restlebensdauer einen umgerüsteten Wagens abgeschrieben. Die eventuell zusätzlichen jährlichen Wartungskosten werden ebenfalls grob abgeschätzt.

Die Kostendaten entstammen der Fachliteratur, der Umweltbilanz (Huckepack-Korridor Gotthard, SBB 1992) sowie aktuellen Zahlen aus dem IDA-E II Bericht (IDA-E II 1998).

Kunststoffbremsklötze (mit und ohne Monobloc-Radsätzen)

Die Umrüstungskosten von Personen- und Güterwagen mit Kunststoffbremsklötzen allein ist vergleichsweise günstig. Werden allerdings zusätzlich die Radsätze durch eigenspannungsarme Monobloc-Räder ersetzt, wird die Umrüstung teurer.

Die Umrüstung der gussklotzgebremsten **Reisezugwagen**¹⁷ auf dem Schweizer Schienennetz mit Kunststoffbremsklötzen und eigenspannungsarmen Monoblocradsätzen kostet ca. Fr. 45'000 pro Wagen. Die Umrüstung mit Kunststoffbremsklötzen allein ist zur Zeit wegen ungelöster thermischer Probleme noch nicht realisierbar. Neuere Versuche mit Kunststoffbremsklötzen anderer Zusammensetzung könnten möglicherweise hier eine kostengünstigere Lösung darstellen und insgesamt sogar zu einer Kostensenkung beim Bremsenunterhalt führen (SOB 1997). Der ausgewiesene Kostensatz für die Umrüstung ohne Ersatz der Radsätze ist vergleichsweise hoch, da die Umrüstung aufgrund der Einsparungen beim Betrieb nahezu kostenneutral erfolgen kann.

Massnahme	Investitionen/Kosten pro Wagen [Fr.]	Quelle
Investitionen		
Kunststoffbremsklötze	5 - 10'000	SBB 1992
Kunststoffbremsklötze mit Monoblocrädern	ca. 45'000	IDA-E II 1998
Jahreskosten (Betriebs- und Kapitalkosten)		
Kunststoffbremsklötze	500	Berechnung siehe Anhang
Kunststoffbremsklötze mit Monoblocrädern	2'600	Berechnung siehe Anhang

Tabelle 36: Investitionen und Kosten der Umrüstung der SBB-Reisezugwagen mit Kunststoffbremsklötzen und Monobloc-Radsätzen.

Die Umrüstung der sanierungsbedürftigen **Güterwagen** mit Kunststoffbremsklötzen und eigenspannungsarmen Monobloc-Radsätzen führt je nach Ausführung der Güterwagen zu folgenden Kosten:

¹⁷ inkl. Steuerwagen, Speisewagen, Gepäckwagen (IDA-E II 1998).

Massnahme	Investitionen/Kosten pro Wagen [Fr.]	Quelle
Investitionen		
Kunststoffbremsklötze	5 - 10'000	SBB 1992
Kunststoffbremsklötze mit Monoblocrädern (2-Achser)	20'000	IDA-E II 1998
Kunststoffbremsklötze mit Monoblocrädern (4-Achser)	30'000	IDA-E II 1998
Kunststoffbremsklötze mit Monoblocrädern (Autotransportwagen)	400'000	IDA-E II 1998
Jahreskosten (Betriebs- und Kapitalkosten)		
Kunststoffbremsklötze	500	Berechnung: INFRAS s. Anhang
Kunststoffbremsklötze mit Monoblocrädern (2-Achser)	1'200	
Kunststoffbremsklötze mit Monoblocrädern (4-Achser)	1'800	
Kunststoffbremsklötze mit Monoblocrädern (Autotransportwagen)	2'000	

Tabelle 37: Investitionen und Kosten der Umrüstung der SBB-Güter- und Dienstwagen mit Kunststoffbremsklötzen und Monobloc-Radsätzen.

Die Umrüstung mit Kunststoffbremsklötzen und Monobloc-Radsätzen führt zu keinen erhöhten Wartungskosten. Allenfalls sinken diese sogar aufgrund eines längeren Wartungsintervalls.

Trommelbremsen

Die Umrüstung von gussklotzgebremsten Wagen mit Trommelbremsen ist günstiger als eine Umrüstung mit Scheibenbremsen. Genaue Zahlen zu Kosten sind allerdings im Moment nicht verfügbar. In den Sanierungsszenarien des IDA-E Berichts werden Trommelbremsen nicht berücksichtigt. Insgesamt ist etwa mit Investitionen von 50'000 Fr. pro Wagen zu rechnen, was zu Jahreskosten von ca. 3'000 Fr. führt.

Scheibenbremsen

Die Umrüstung von Reisezug- und Güterwagen mit Scheibenbremsen ist verhältnismässig kostenintensiv. Die Nachrüstung mit Scheibenbremsen wird deshalb auch im Rahmen der gegenwärtigen Sanierungsdiskussion (IDA-E II) nicht in Erwägung gezogen. Aus diesem Grund sind auch keine aktuelleren Kostendaten vorhanden.

Für **Reisezugwagen** ist mit folgenden Investitionen und Kosten zu rechnen:

Massnahme	Investitionen/Kosten pro Wagen [Fr.]	Quelle
Investitionen (Nachrüsten z.B. von EW II)	350'000	SBB 1992
Jahreskosten (Nachrüstung mit Scheibenbr.)	24'000	Berechnung INFRAS

Tabelle 38: Nachrüst-Kosten für gussklotzgebremste Reisezugwagen. (Quelle: SBB 1992).

Die Neuausrüstung von **Güterwagen** bzw. das Nachrüsten von Güterwagen mit Scheibenbremsen verursacht hohe Kosten, sodass diese Option bei Güterwagen im Moment nicht im Vordergrund steht.

Sanierung Güterwagen Investitionen	Neuwagen (Mehrkosten)		Alte Wagen (Nachrüstung)		Quelle
	2-Achser	4-Achser	2-Achser	4-Achser	
Umrüstung Investitionen [Fr.]	80'000	100'000	100'000	150'000	SBB 1992
Jahreskosten total [Fr./Jahr]	5'500	7'000	7'000	10'500	Berechnung im Anhang

Tabelle 39: Mehrkosten bzw. Nachrüst-Kosten für Ausrüstung von Güterwagen mit Scheibenbremsen. (Quelle: SBB 1992).

Radschallabsorber

Nachrüstkosten für Reisezugwagen mit Radschallabsorbern liegen im Bereich von Fr. 7'000 - 15'000 für Neuwagen und 15'000 - 30'000 für alte Wagen. Bei Güterwagen fehlen im Moment noch entsprechende Erfahrungswerte.

Radschallabsorber für Reisezugwagen	Neuere Wagen (Nachrüstung)	Alte Wagen (Nachrüstung)	Quelle
Investitionen Nachrüstung [Fr.]	7 - 15'000	15 - 30'000	SBB 1992
Jahreskosten total [Fr./Jahr]	400 - 900	900 - 1'800	Berechnung im Anhang

Tabelle 40: Nachrüst-Kosten für die Ausrüstung von Reisezugwagen mit Radschallabsorbern. (Quelle: SBB 1992).

Radschürzen

Radschürzen wurden im Moment erst im Versuchsstadium erprobt und angewendet. Die Kosten dürften bei einer industriellen Serienproduktion noch deutlich geringer werden.

Massnahme	Investitionen/Kosten pro Wagen [Fr.]	Quelle
Investitionen (Nachrüsten Radschürzen)	5'000	SER 1996
Jahreskosten (Nachrüsten Radschürzen)	350	Berechnung INFRAS

Tabelle 41: Kosten für die Nachrüstung von Güterwagen mit Rad- oder Drehgestellschürzen.

Lärmschutzwände

In (IDA-E 1996 und IDA-E II 1998) werden Kostenzahlen der SBB für die Erstellung von Lärmschutzwänden präsentiert, die im Vergleich zu Kostenschätzungen an Strassen deutlich höher liegen. Dies liegt beispielsweise an der teilweise schlechten Erschliessung von Bahntrassen für Baufahrzeuge und den damit verbundenen höheren Baukosten.

Kostenarten	Richtkosten [Fr./m ²] über Schienenober- kante
Grundstücke und deren Anpassung	70
Bauvorbereitung	100
Lärmschutzwand	630
Planung: Projekt und Bauleitung	200
SBB-Leistungen (Bau, Sicherheit etc.)	100
Unsicherheiten im Projektablauf	200
Investitionskosten Total	1300
Jahreskosten (Lebensdauer 40 Jahre) [Fr./Jahr]	80

Tabelle 42: Investitionen und Kosten von Lärmschutzwänden. (Quelle: IDA-E 1996).

Schallschutzfenster

Für die Kostenberechnung von Schallschutzfenstern verweisen wir auf S. 129 ff.

Massnahmen am Oberbau

Massnahmen am Oberbau wurden aufgrund des beschränkten Reduktionspotentials nicht weiter verfolgt.

9.3.4. Kosten-Wirksamkeit von Lärmschutzmassnahmen im Schienenverkehr

Die Quantifizierung von Wirksamkeits-Faktoren beim Schienenverkehr ist schwierig. Zwar lassen sich die Einzelmassnahmen pro Wagen einfach in Bezug auf Kosten und Wirksamkeit quantifizieren, die Wirkung von Verbesserungen ist allerdings immer abhängig von weiteren zentralen Rahmenbedingungen:

- Geschwindigkeit, Zusammenstellung und Länge des Zuges
- konkrete Lärmexposition (Ort des Empfängers, Art der Bebauung, Topographie etc.)
- bei Rollmaterialsanierung: Sanierungsstand anderer Wagen (insbes. ausländischer Wagen) im Zugverband

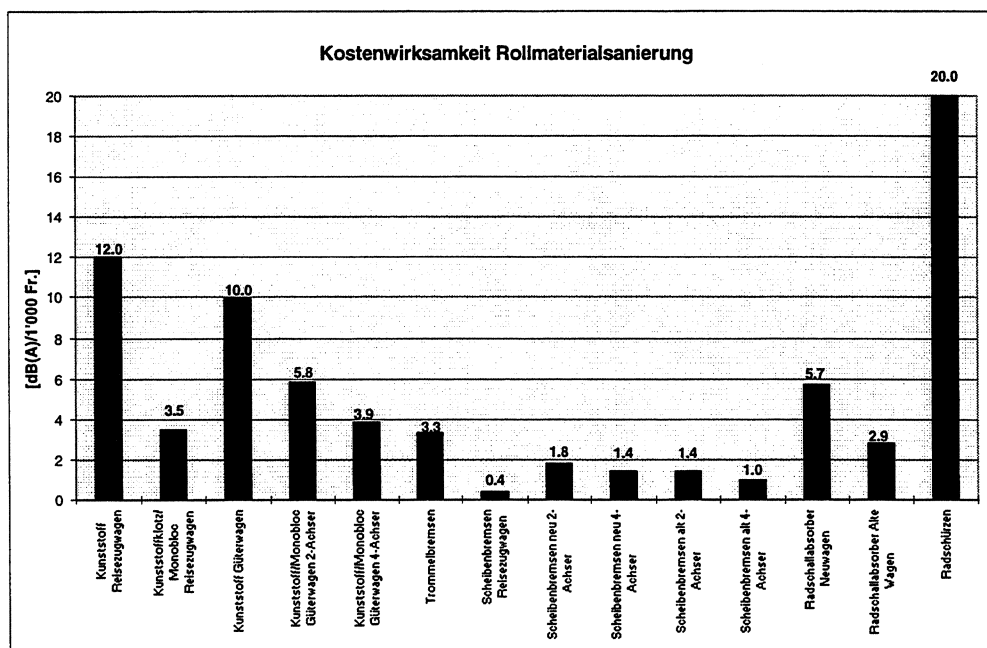
a) Kosten-Wirksamkeit von Einzelmassnahmen

Tabelle 43 zeigt die Kosten-Wirksamkeit verschiedener Massnahmen zur Rollmaterialsanierung.

Die Nachrüstung mit Kunststoffbremsklötzen ohne Austausch der Radsätze sowie die Radschürzen sind sehr kostengünstigste Lösungen. Allerdings ergeben sich unerwünschte Nebenwirkungen auf Sicherheit und Unterhalt, die momentan nicht aus dem Wege geräumt werden können. Deshalb ist die von IDA-E gewählte Strategie (Ersatz mit Kunststoffklotzbremsen mit Monobloc-Rad) zwar etwas weniger kostengünstig, dafür sicherer. Andere Massnahmen wie der Ersatz durch Trommel- oder Scheibenbremsen weisen demgegenüber eine deutlich tiefere Kosten-Wirksamkeit auf.

	Wirksamkeit [dB(A)]	Jahreskosten [Fr.]	Kosten-Wirksamkeit [dB(A)/1'000 Fr.]	Nebenwirkungen
Kunststoffklotzbremsen Reisezugwagen	6	500	12.0	Überhitzung, Sicherheit
Kunststoffklotzbremsen und Monoblocradsätze Reisezugwagen	9	2'600	3.5	
Kunststoffklotzbremsen Güterwagen	5	500	10.0	Überhitzung, Sicherheit
Kunststoffklotzbremsen und Monoblocradsätze Güterwagen 2-Achser	7	1'200	5.8	
Kunststoffklotzbremsen und Monoblocradsätze Güterwagen 4-Achser	7	1'800	3.9	
Trommelbremsen	10	3'000	3.3	
Scheibenbremsen Nachrüst. Reisezugwagen	10	24'000	0.4	
Scheibenbremsen neu 2-Achser	10	5'500	1.8	
Scheibenbremsen neu 4-Achser	10	7'000	1.4	
Scheibenbremsen Nachrüst. 2-Achser	10	7'000	1.4	
Scheibenbremsen Nachrüst. 4-Achser	10	10'500	1.0	
Radschallabsorber Neuwagen	4	700	5.7	Überhitzung
Radschallabsorber Alte Wagen	4	1'400	2.9	Überhitzung
Radschürzen	7	350	20.0	Unterhalt Sicherheit

Tabelle 43: Kosten-Wirksamkeit der Rollmaterialsanierungsmassnahmen. (Quelle: IDA-E II 1998, SBB 1992, SER 1996, Berechnungen INFRAS). Kosten-Wirksamkeit in dB(A) pro 1'000 Fr.



Figur 14: Vergleich der Kosten-Wirksamkeit verschiedener Lärmschutzmassnahmen am Rollmaterial. (Quelle: SBB 1992, Berechnungen INFRAS).

b) Kosten-Wirksamkeit von Sanierungsszenarien in einer Modellumgebung

Die Kosten-Wirksamkeit von Rollmaterialsanierungsmassnahmen kann nicht allgemein angegeben werden. Sie hängt immer von den spezifischen Rahmenbedingungen einer bestimmten Strecke ab. Um eine Vergleichbarkeit der fahrzeugseitigen Massnahmen mit passiven Lärmschutzmassnahmen (Lärmschutzwände bzw. Schallschutzfenster, analog zum Vorgehen beim Strassenverkehr) zu ermöglichen, kann wiederum ein vereinfachtes Modell herangezogen werden, bei dem Kosten und Wirksamkeit anhand einer Beispielsstrecke mit einer bestimmten Zugbelegung miteinander verglichen werden können¹⁸. Für die Kostenberechnung werden die Jahreskosten der Rollmaterial-Sanierung auf die jährliche Wagenfahrleistung umgelegt und so ein Indikator 'Fr./Wagen-km' berechnet. Die Gesamtkosten ergeben sich als Summe aller auf der Modellstrecke verkehrenden Wagen (Anzahl Wagen pro Jahr * Fr./Wagen-km).

Somit ergeben sich für die Modellstrecke folgende Kosten-Wirksamkeitsindikatoren für die unterschiedlichen Lärmschutzmassnahmen und Sanierungsszenarien:

Sanierungsszenario	Lärmreduktion [dB(A)]		Kostenwirksamkeit [dB(A)/100'000 Fr.]	
	tagsüber	nachts	tagsüber	nachts
Umrüstung von...				
Güterwagen mit Kunststoff/Monobloc	-0.8	-5.3	6.8	11.4
Güterwagen Radschallabsorber	-0.6	-3.3	7.1	10.1
Güterwagen mit Radschürzen	-0.8	-5.3	28.9	49.0
Güterwagen mit Scheibenbremsen	-0.9	-7.0	1.9	3.6
Güterwagen u. alte Reisezugwagen mit Kunststoff/ Monobloc	-4.5	-6.2	33.6	13.4
Güterwagen mit Kunststoff/Monobloc, alte Reisezugwagen mit Scheibenbremsen	-4.9	-6.3	17.5	13.1
Güterwagen u. alte Reisezugwagen mit Scheibenbremsen	-5.2	-8.5	8.1	4.4

Tabelle 44: Kosten-Wirksamkeit von Rollmaterialsanierungsmassnahmen für eine Modellstrecke. Berechnungsgrundlagen: IDA-E II 1998, BUWAL 1989, BUWAL 1990, SBB 1992, SER 1996, Modellannahmen INFRAS.

18 Modellstrecke von 1 km Länge, Basisszenario Zugbelegung: 2/3 Personenverkehr, davon 50% mit modernen Personenwagen (EW IV) und 50% mit gussklotzgebremsten Personenwagen, 1/3 Güterverkehr mit gussklotzgebremsten Wagen, PV 85 - 90% tagsüber, GV 80% nachts, Geschwindigkeiten: PV (IC, Schnellzüge: modernes Rollmaterial) 140 km/h, PV (Regionalzüge: gussklotzgebremste Personenwagen) 90 km/h, GV 80 km/h.

Die Umrüstung von Güterwagen und konventionell gebremsten Reisezugwagen mit Kunststoffbremsklötzen und Monobloc-Radsätzen weist eine hohe Kosten-Wirksamkeit auf, da sich sowohl am Tag als auch in der Nacht bedeutende Lärmreduktionen erzielen lassen. Massnahmen an Güterwagen allein wirken sich vor allem nachts lärmreduzierend aus, da ein Grossteil des Schienengüterverkehrs nachts abgewickelt wird.

c) Optimierung von Lärmschutzmassnahmen: Vorgehen IDA-E

Im Rahmen der Lärmsanierung der Schweizerischen Bahnen hat der Bund eine interdepartementale Arbeitsgruppe Eisenbahnlärm (IDA-E) eingesetzt. Im Zentrum steht die Optimierung von Massnahmen an der Quelle (Rollmaterial) und passiven Lärmschutzmassnahmen (Lärmschutzwände). Ausgehend vom heutigen Zustand entwickelte IDA-E II eine Strategie für eine Lärmsanierung bis einem Zeithorizont im Jahr 2015. Dabei werden insbesondere auch neue Infrastrukturbauten wie Bahn 2000 und AlpTransit mit dem zu erwarteten Mehrverkehr mitberücksichtigt. Folgende Grundsätze liegen der Planung zugrunde (IDA-E II 1998):

- Nur Massnahmen mit einem guten Kosten-Nutzen-Verhältnis werden realisiert
- Priorität für Massnahmen an der Quelle (Sanierung des Rollmaterials)
- Bauliche Massnahmen (Lärmschutzwände LSW) entlang der Strecken bei Immissionsgrenzwert (IGW) - Überschreitungen
- Mit Massnahmen an der Quelle und im Ausbreitungsbereich (LSW) sollen mindestens 2/3 der vom Eisenbahnlärm betroffenen Personen geschützt werden können.

Als Indikator für das Kosten-Nutzen-Verhältnis wird ein sog. Kosten/Nutzen-Index (KNI) nach folgender Formel bestimmt:

KNI =	Kosten	=	Jahreskosten (des Abschnitts)
	Nutzen		gewichtete Lärmreduktion x Anzahl profitierende Personen

Der Nutzen wird definiert als Produkt der punktuell ausgewiesenen Lärmreduktionen infolge Lärmschutzwänden und der Anzahl davon profitierender Anwohner. Für die Lärmreduktion wird eine gewichtete Differenz der Immissionswerte ohne und mit Berücksichtigung der Wirkung der Massnahmen eingesetzt (Rollmaterial und Lärmschutzwände). Die Gewichtung der Lärmreduktionsanteile erfolgt in Abhängigkeit der

Immissionsstärke. Die Wirkung von baulichen Massnahmen an Gebäuden wird in den Berechnungen nicht berücksichtigt.

In einem ersten Bericht (IDA-E 1996) wurden verschiedene **Rollmaterialszenarien** durchgerechnet, als Basis für die Kosten der Massnahmen an der Quelle. Im inzwischen vorgelegten Bericht von IDA-E II (1998) werden diese Zahlen deutlich nach unten korrigiert. Basierend auf der Kosten-Wirksamkeit der Rollmaterialszenarien lässt sich eine Prioritätenliste für die Sanierung des Rollmaterials bestimmen:

Bahnunternehmen	Reisezugwagen	Triebwagen	Lokomotiven	Güterwagen
KTU total	650	70	25	500
SBB	1'700	80	400	22'500
Total	2'350	150	425	23'000

Tabelle 45: Sanierungsbedürftiges Rollmaterial von SBB und KTU (Quelle: IDA-E II 1998).

Laut IDA-E II (1998) handelt es sich bei den ermittelten Kosten um eine maximale Obergrenze¹⁹, die in Zukunft noch weiter unterschritten werden dürfte.

Szenario	Investitionen [Mio Fr.]	Jahreskosten ¹⁾ [Fr. pro Jahr]	Emissionsminderung im Vergleich zum Ist-Zustand 1995 [dB(A)]	Kosten-Wirksamkeit [dB(A)/Mio. Fr.]
IDA-E II	850	49'500'000	6	0.12

1) Der Berechnung der Jahreskosten liegt die Annahme einer 30-jährigen Nutzungsdauer zugrunde (Zinssatz 5%).

Tabelle 46: Kosten-Wirksamkeit der Rollmaterialsanierung nach IDA-E II.

Zusätzlich zur Rollmaterialsanierung sind zum Schutz von Personen, die auch nach der Rollmaterialsanierung mit Lärmimmissionen über dem Immissionsgrenzwert belastet werden, **Lärmschutzwände** zu errichten und **Schallschutzfenster** einzubauen.

Im Bericht der IDA-E II (1998) wurden die Auswirkungen der verschiedenen Massnahmen (Rollmaterialsanierung, Lärmschutzwände und Schallschutzfenster) auf Personen, die über dem Immissions-Grenzwert (IGW) bzw. über dem Alarmwert (AW) belastet sind, abgeschätzt.

19 Nicht berücksichtigt werden diejenigen lärmschutzbedingten Zusatzkosten, die aus der Beschaffungspolitik der SBB resultieren. Neu beschafftes Rollmaterial (vorerst hauptsächlich bei den Reisezugwagen und den Lokomotiven) ist bereits grundsätzlich lärmetechnisch optimiert (Scheibenbremsen, evtl. Absorber, Schürzen und Ventilationsabdeckungen bei Lokomotiven).

	Lärmsanierung IDA-E II
Vor der Sanierung (1995)	
Personen mit Belastung über IGW	265'000 ¹⁾
davon Personen mit Belastungen über AW	38'000
Nach der Sanierung (2015)	
Geschützte Personen	
durch neues Rollmaterial	100'000
durch Lärmschutzwände	83'000
durch Schallschutzfenster ²⁾	82'000

1) IDA-E (1996) bezifferte die Zahl der betroffenen Personen noch um ca. 25% höher (330'000 Personen)

2) Nach der Rollmaterialsanierung und dem Bau von Lärmschutzwänden sind noch 82'000 Personen von Lärmimmissionen über dem IGW betroffen, 3'000 davon über dem AW. Zum Schutz dieser Personen sind Schallschutzfenster einzubauen.

Tabelle 47: Wirkung von Lärmschutzmassnahmen nach IDA-E. (Quelle: IDA-E II 1998).

Das Sanierungskonzept der IDA-E II führt gesamtschweizerisch zu folgenden Investitionen (IDA-E II 1998):

	Lärmsanierung IDA-E II	
	Investitionen [Mio Fr.]	Investitionen pro geschützte Person [Fr.]
Lärmtechnische Sanierung des Rollmaterials	850	8'500
Lärmschutzwände	750	9'000
Schallschutzfenster	120	1'450
Gesamtkosten	1'720	6'500

Tabelle 48: Netzweite Investitionskosten für Lärmsanierungen inkl. Lärmschutzwände und Schallschutzfenster. (Quelle: IDA-E 1996).

d) Unsicherheiten

Grosse Unsicherheiten bestehen im Moment noch bezüglich der **Kosten der Rollmaterialsanierungen**. Sollten sich die positiven Erfahrungen mit Kunststoffbremsklötzen und den bisherigen Radsätzen bestätigen, wäre die Sanierung des Rollmaterials voraussichtlich günstiger als bisher angenommen. Momentan sind bezüglich der Einsatzmöglichkeit und Betriebstauglichkeit dieser neuen Kunststoff- oder Kompositbremsklötze im schweizerischen Schienenverkehr noch Abklärungen im Gange. Offen ist weiterhin, inwieweit sich die Kosten von - bereits bei der Anschaffung des Rollmaterials integrierten - Lärmschutzmassnahmen in Zukunft entwickeln werden. Nicht

zuletzt aufgrund des zunehmenden Wettbewerbs auf Seiten der Rollmaterialindustrie werden die Kosten der Rollmaterialsanierung in Zukunft voraussichtlich sinken. Dies führt zu verbesserten Kosten-Wirksamkeiten. Selbst die soeben veröffentlichten Grundlagendaten der IDA-E 2 bilden eine Obergrenze für die zu erwartenden Kosten der Rollmaterialsanierung und werden vermutlich in Zukunft weiter zurückgehen (IDA-E II 1998).

9.4. Praxis aus Sicht des Verkehrsingenieurs

a) Technische Massnahmen Luftreinhaltung

Die Ermittlung der Kosten-Wirksamkeit der EURO-Vorschriften dient in erster Linie als Referenzwert für die Evaluation von anderen Luftreinhaltemassnahmen, da die Abgasvorschriften auf nationaler bzw. internationaler Ebene verordnet werden.

Demgegenüber ist die Ermittlung von Luftreinhaltemassnahmen im öffentlichen Strassenverkehr direkt praxisrelevant, wenn es etwa darum geht, in einer bestimmten Stadt die Effizienz einer Umrüstung einer Busflotte zu analysieren. Die ermittelten Werte können dabei durchaus direkt übertragen werden. Im konkreten Anwendungsfall spielt der Umrüstungszyklus der Busflotte eine wichtige Rolle, weil dadurch ebenfalls Kosten (oder Erträge) resultieren können. Im Einzelfall ist entsprechend zu prüfen, welche Mehrkosten gegenüber einem vordefinierten Referenzzustand anfallen. Dabei sind vor allem folgende Fragen zu klären:

- Fallen zusätzliche Initialkosten an aufgrund der Umrüstung auf alternative Treibstoffe (z.B. Infrastruktur, Wartung)?
- Können die zu ersetzenden Fahrzeuge noch veräussert werden? Sind die entsprechend anfallenden Kosten/Erträge abhängig von der Umrüstung auf alternative Treibstoffe?
- Sind weitere Auswirkungen zu erwarten, die bei der Evaluation von Bedeutung sind, z.B. erhöhte Treibstoffverbräuche (mit entsprechenden Kostenfolgen), erhöhte Lärmbelastungen etc.? Fallen allenfalls zusätzliche (bzw. geringere) Emissionen bei der Wartung (oder bei der Herstellung) der Fahrzeuge ins Gewicht?

Im konkreten Einzelfall sind die Kostenfolgen relativ klar, da sie in der Regel auf konkreten Offerten basieren. Auf der Auswirkungsseite dienen die Angaben der Hersteller als Basis. Um diese Werte zu verifizieren, können zusätzliche Messungen im Ver-

suchsbetrieb nützlich sein. Infolge der Hauptwirkung auf die Lufthygiene empfiehlt sich eine Aggregationsform auf Basis von Ökopunkten, wie sie auch im obigen Beispiel angewendet worden ist.

b) Lärmschutzmassnahmen

In der Praxis steht die Evaluation von örtlichen Lärmschutzmassnahmen (Lärmschutzwände, Schallschutzfenster, Fahrbahnbeläge, Strassenüberdeckung) im Vordergrund, um ein konkretes Lärmproblem zu mildern. Dies gilt sowohl für den Strassen- als auch für den Schienenverkehr. Die obigen Ergebnisse geben eine Grössenordnung über die generelle Kosten-Wirksamkeit der einzelnen möglichen Massnahmen. Der Vergleich mit Schallschutzmassnahmen an der Quelle (Motor, Räder) dient als Referenz.²⁰

Im konkreten Einzelfall sind weitere Elemente von Bedeutung, die nachfolgend kurz beschrieben werden:

- Die Kosten können auf Basis von konkreten Offerten ermittelt werden. (Investitions- und laufende Kosten). Einzubeziehen sind mögliche Minder- oder Mehrkosten, die sich aufgrund von Anpassungen ergeben (z.B. Ersatz von alten Fenstern etc.)
- Als Wirkungsindikator empfiehlt sich im konkreten Raum die Anzahl geschützter Personen, sofern der Erhebungsaufwand nicht allzu gross ist.
- Die Analyse der Nebenwirkungen kann bedeutend sein, da die verschiedenen Massnahmen ganz unterschiedliche Wirkungsspektren haben:
 - Lärmschutzwände: Allfällige Auswirkungen auf Natur und Landschaft (Trennwirkungen, städtebauliche Einbussen, allenfalls auch Synergien, z.B. Nutzung für Sonnenkollektoren etc.)
 - ⇒ qualitative Analyse, allenfalls Ermittlung der Kosten für die Reduktion der unerwünschten Nebenwirkungen (z.B. Begrünung);
 - Schallschutzfenster: Wirkungseinbussen bei offenem Fenster
 - ⇒ qualitative Analyse; allenfalls quantitativ, indem berücksichtigt wird, wie oft das Fenster pro Jahr offenbleibt und damit keine Wirkung erzielt wird
 - Lärmarme Beläge: Zusatzkosten für Reinigung/Wartung (quantitativ)

²⁰ Das im Schienenverkehr dargestellte Beispiel gemäss Berechnungen SBB illustriert den Optimierungsprozess zwischen aktiven und passiven Schallschutzmassnahmen.

10. Kosten-Wirksamkeit von verhaltensorientierten Massnahmen

10.1. Geschwindigkeitsbeschränkungen

10.1.1. Definition der Massnahme und Wirkungsmodell

a) Definition der Massnahme

Die Geschwindigkeitsbeschränkungen werden flächendeckend auf Autobahnen und auf Quartierstrassen eingeführt:

Strassenkategorie	Bestehende Geschwindigkeitsbeschränkung	Neue Geschwindigkeitsbeschränkung	Geltungsbereich
Autobahnen	120 km/Std.	100 km/Std.	Flächendeckend
Quartierstrassen	50 km/Std.	30 km/Std.	Flächendeckend

Tabelle 49: Dosierung der Massnahme und Geltungsbereich.

Bei den Geschwindigkeitsbeschränkungen handelt es sich um **Einzelmassnahmen**, welche direkt beim **Verhalten** der VerkehrsteilnehmerInnen ansetzen.

Die mit der Massnahme angestrebte **Hauptwirkung** besteht in einer Reduktion der Emissionen auf Autobahnen und einer Erhöhung der Verkehrssicherheit auf Quartierstrassen. Allfällige **Nebeneffekte** können auftreten, falls in der Ausgangssituation die Infrastruktur überlastet war. Die Verflüssigung des Verkehrs, welche durch eine Senkung der Geschwindigkeit induziert wird, könnte in einem solchen Fall zu Mehrverkehr führen (negativer Nebeneffekt), da sich die Reisezeit und -kosten insgesamt verringert haben. Falls dagegen kein Mehrverkehr induziert wird, kann als positiver Nebeneffekt der Massnahme eine bessere Infrastrukturauslastung erzielt werden.

Die Massnahme betrifft alle Fahrzeugkategorien (PKW, LKW und Lieferwagen). Auf Autobahnen ist die Geschwindigkeitsreduktion allerdings nur für PKW und Lieferwagen relevant, da LKW bereits in der Ausgangssituation, d.h. vor der Herabsetzung der Geschwindigkeitslimite, eine tiefere durchschnittliche Fahrgeschwindigkeit aufweisen. Es gilt zu berücksichtigen, dass die Kosten und die Wirkung der Massnahme nicht von den **vorgeschriebenen** Fahrgeschwindigkeiten, sondern von der **effektiven** Fahrgeschwindigkeit abhängen (Tabelle 50).

	Autobahnen [km/h]	Quartierstrassen [km/h]
Geschwindigkeitslimite	120 $\Rightarrow$ 100	50 $\Rightarrow$ 30
Effektive Fahrgeschwindigkeit:		
Personenverkehr	116 $\Rightarrow$ 103	26 $\Rightarrow$ 21
Lieferwagen (Autobahnen) Lieferwagen/LKW (Quartierstr.)	116 $\Rightarrow$ 103	26 $\Rightarrow$ 21

Tabelle 50: Vergleich der effektiv gefahrenen Geschwindigkeiten bei verschiedenen Tempolimiten (Quellen: Autobahn: BUWAL/INFRAS 1995, Quartierstrasse: TCS 1995).

Für die Berechnung der gewichteten durchschnittlichen Zeitkosten gehen wir vom Zweck der Fahrt aus (eine Fahrt während der Arbeitszeit verursacht in der Regel höhere Opportunitätskosten als eine vergleichbare Fahrt während der Freizeit). Grundlagen für die Aufteilung liefert die BFS-Publikation "Verkehrsverhalten in der Schweiz" (BFS 1996a).

	Pendler- verkehr	Einkaufs- verkehr	Nutz - verkehr	Freizeit- verkehr	Total
Durch. Reisezeit [Min./Tag]	11.3	7.2	10.2	17.5	46.2
Prozentual	24%	16%	22%	38%	100%

Tabelle 51: Aufteilung der Reisezeit nach Fahrtzweck (Quelle: BFS 1996a)

Die jährliche Reisezeit ergibt sich aus der Multiplikation der gefahrenen Fzggkm bzw. Pkm²¹ auf Autobahnen und Quartierstrassen²² mit der durchschnittlichen Fahrgeschwindigkeit. Die berechnete totale Fahrzeit wird mit den durchschnittlichen Zeitkosten multipliziert (gemäss den Prozentsätzen von Tabelle 51).

Die Kosten und Wirksamkeit der Massnahme werden jeweils für die kurze und die lange Frist berechnet. Bei der **kurzfristigen** Betrachtungsweise wird von der heutigen Verkehrsnachfrage und einer tieferen Elastizität ausgegangen. Die VerkehrsteilnehmerInnen haben kurzfristig nur wenige Möglichkeiten, sich an die geänderten Preisbedingungen anzupassen. Bei der **langfristigen** Betrachtungsweise wird dagegen die

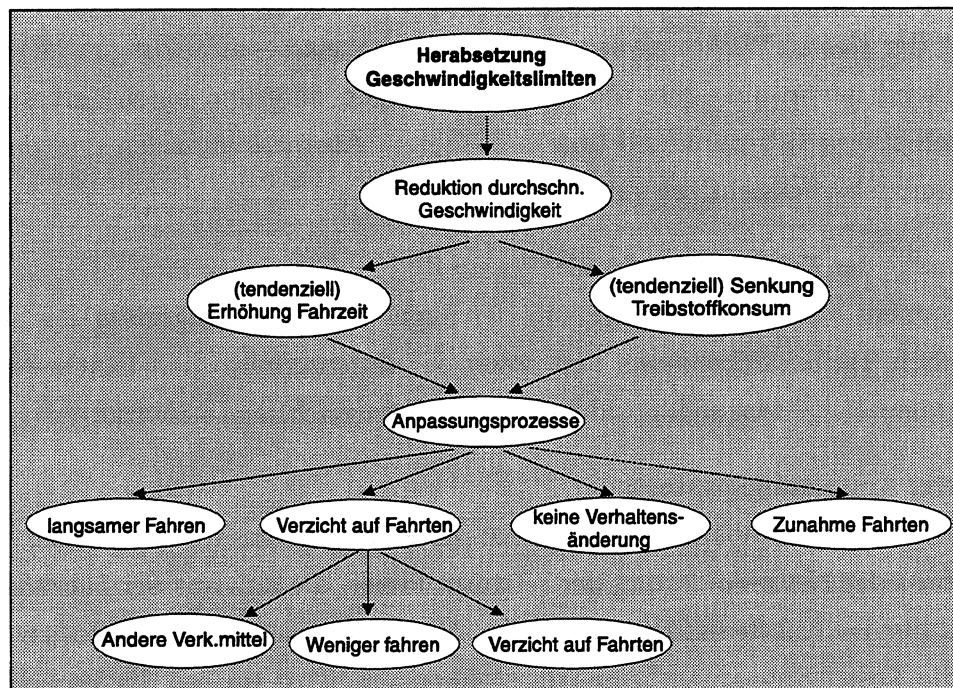
21 Vgl. BFS 1996b, Verteilung auf Strassenkategorien gemäss BUWAL/INFRAS 1995

22 Annahme: rund 15% des Innerortsverkehrs fährt auf Quartierstrassen

Wirkung der Geschwindigkeitsbeschränkung auf die zukünftige Verkehrsnachfrage²³ analysiert. Für die Berechnung der Nachfragewirkung wird eine langfristige Preiselastizität benützt, da die VerkehrsteilnehmerInnen eine längere Anpassungszeit und somit auch verschiedene Ausweichmöglichkeiten haben.

b) Ermittlung der verkehrlichen Wirkung

Figur 15 zeigt eine Übersicht der Wirkungen und der Anpassungsprozesse, welche durch eine Änderung der Geschwindigkeitslimiten ausgelöst werden können.



Figur 15: Wirkungsmodell einer Verringerung der Geschwindigkeitslimiten

Bei einer Herabsetzung der Geschwindigkeitslimiten fallen zwei Arten von Kosten²⁴ an, **direkte Kosten** in Form von Investitionen und Kontrollkosten der öffentlichen Hand, sowie **Anpassungskosten** in Form von Zeitverlusten und von Nutzungsverzicht (Verzicht auf Fahrten) bei den VerkehrsteilnehmerInnen. Bei Geschwindigkeitsbeschränkungen stellen die Anpassungskosten und insbesondere die Zeitverluste die zentrale Grösse dar.

²³ Wir gehen von der Verkehrsnachfrage des Jahres 2005 aus (BUWAL/INFRAS 1995)

²⁴ Vgl. Kapitel 3.1 im ersten Zwischenbericht für die Beschreibung der verschiedenen Kostenarten.

Folgende Anpassungskosten werden im Rahmen der Kosten-Wirksamkeits-Analyse detailliert berechnet:

Zeitverluste:

Die Verringerung der durchschnittlichen Fahrgeschwindigkeit verursacht den VerkehrsteilnehmerInnen in erster Linie **Reisezeiterhöhungen** bzw. Zeitverluste. Diese Zeitverluste sind allerdings weniger ausgeprägt oder – im Extremfall – gar nicht vorhanden, wenn die Verkehrsströme durch die Herabsetzung der Geschwindigkeit verflüssigt und somit Verkehrsüberlastungen und Staus vermieden werden. Für die Berechnung der Kosten-Wirksamkeit von Geschwindigkeitsbeschränkungen gehen wir vereinfachend davon aus, dass die **Zeiteinsparungen** aufgrund einer Verbesserung der Verkehrsflüsse nur punktuell und in kleinerem Ausmass auftreten und dadurch nicht weiter zu berücksichtigen sind.

Verringerung des Treibstoffkonsums:

Die langsamere Fahrweise bewirkt – in der Regel – eine **Verringerung des durchschnittlichen Treibstoffkonsums** und somit der durchschnittlichen Fahrkosten pro Fahrzeugkilometer,²⁵ was sich positiv auf die Verkehrsnachfrage auswirkt.

Ausgelöster Anpassungsprozess:

Massgeblich für den Anpassungsprozess ist die Richtung (positiv oder negativ) und der Ausmass der Netto-Änderung der relativen Preise, die sich aus der Fahrzeiterhöhung und der Treibstoffeinsparungen ergibt. Wenn die zusätzlichen Zeitkosten höher sind als die Kosteneinsparung beim Treibstoffkonsum, wird ein Teil der VerkehrsteilnehmerInnen auf die Fahrt mit dem MIV verzichten bzw. die Fahrt mit einem anderen, billigeren Verkehrsmittel (Fahrrad, ÖV) oder zu Fuss zurückgelegt.

Personen, die trotz der Erhöhung der generalisierten Preise weiterhin das Auto benutzen, fahren entweder langsamer und erhöhen dadurch ihre Reisezeit, oder sie ändern ihr Verhalten nicht und nehmen dafür Bussen in Kauf. Falls die Einsparungen beim Treibstoffverbrauch die zusätzlichen Zeitkosten kompensieren, reduzieren sich die generalisierten Fahrkosten, was zu eine Zunahme der Verkehrsnachfrage führt.

²⁵ Diese Einsparungen hängen vom Fahrstil ab: so ist der Treibstoffkonsum auf Strassen mit Tempo 30 wesentlich davon abhängig, in welchem Gang gefahren wird.

c) Ermittlung der Kosten

Für die Berechnung der Kosten von Geschwindigkeitsreduktionen muss als erstes die Änderung der generalisierten Preise berechnet werden. Auf der Grundlage der Erhöhung oder Senkung der generalisierten Kosten können in einem zweiten Arbeitsschritt die ausgelösten Zeit- und Nutzenverluste bestimmt werden.

Die direkten Kosten der Massnahme (Kontrollkosten, Investitionen) können dagegen ohne Zwischenschritte bestimmt werden.

Berechnung der Zeitkosten

Auf Basis der in Kapitel 4.3.3 dargestellten Zeitwerte ergibt sich ein gewichteter Durchschnitt der Zeitkosten der verschiedenen Fahrtzwecke von rund **34 Fr./Std.**²⁶

Für die Berechnung der Zeitkosten bei verschiedenen Geschwindigkeitsregimes, gehen wir vereinfachend davon aus, dass sich die Reisezeit proportional zur Verringerung der durchschnittlichen Geschwindigkeit erhöht.²⁷

Die Berechnung der Reisezeitveränderung basiert auf einer Durchschnittsbetrachtung, die Verteilung der effektiven Reisezeiterhöhung auf die einzelnen Verkehrsteilnehmer und -teilnehmerinnen ist in Wirklichkeit sehr unterschiedlich. Kleine Erhöhungen der Reisezeit (z.B. von weniger als einer Minute) werden von den Individuen praktisch nicht wahrgenommen, rufen somit auch keine Verhaltensänderungen hervor.²⁸ Eine Vernachlässigung dieser Schwellenwerte würde tendenziell zu einer Überschätzung der Verhaltens- bzw. Nachfrageänderungen führen. Dies ist insbesondere bei Geschwindigkeitsbeschränkungen im Quartier, welche dem/der einzelnen VerkehrsteilnehmerIn nur geringe Reisezeiterhöhungen verursachen, von Bedeutung. Im Rahmen der Sensitivitätsanalyse wird diesem Aspekt Rechnung getragen.

26 Aufgrund der Unsicherheiten sind hier Sensitivitätsanalysen unumgänglich.

27 Das heisst, wenn zum Beispiel die effektive Durchschnittsgeschwindigkeit auf Autobahnen von 116 auf 103 Std./km (d.h. um 13%) sinkt, erhöht sich die durchschnittliche Reisezeit entsprechend um rund 13%.

28 Die Datengrundlage fehlt, um genau bestimmen zu können, wo der Schwellenwert liegt, ab welchem Verhaltensänderungen hervorgerufen werden.

10.1.2. Geschwindigkeitsreduktionen auf Autobahnen²⁹

Massnahme-Übersicht

Definition der Massnahme

- Flächendeckende Herabsetzung der Geschwindigkeit auf Autobahnen von 120 auf 100 km/Std.
- Regulatorische, verhaltensorientierte Massnahme
- Hauptwirkung: Reduktion Luftschadstoffemissionen (NO_x, CO₂)
- Wirkungen werden pro Jahr bestimmt

Verkehrliche Wirkung

- Erhöhung der Zeitkosten, Erhöhung generalisierte Preise, Verringerung Verkehrsnachfrage
- Positive Nebeneffekte: Vermeidung von Infrastrukturengpässen
- Negative Nebeneffekte: Mehrverkehr falls Verflüssigung des Verkehrs Zusatznachfrage induziert
- Wirkungen werden anhand eines Elastizitätsansatzes (top-down) ermittelt

Kosten der Massnahme

- Direkte laufende Kosten: keine zusätzlichen Kontrollkosten
- Investitionen: neue Signalisation
- Anpassungskosten: Zeitverluste und Nutzungsverzichte

Umweltwirkungen und ihre Aggregation

- Verringerung Unfallhäufigkeit, Luftschadstoffemissionen und Lärmbelastung wegen Änderung des Fahrverhaltens (tiefere durchschnittliche Fahrgeschwindigkeit) und Verringerung der Verkehrsnachfrage, Mehrbelastung beim ÖV
- Monetäre Aggregation der Umweltwirkungen und der Wirkungen auf Verkehrssicherheit

Analyse der Unsicherheiten

- Senkung der Zeitkosten pro Stunde
- Erhöhung/Senkung der Elastizitäten
- Unterschiedliche Schwellenwerte bei der Zeiterhöhung (nur ein Teil der berechneten Zeiterhöhung ist verhaltenswirksam)

Interpretation der Ergebnisse und kritische Elemente

- Die Kosten-Wirksamkeits-Indikatoren werden wesentlich von den Zeitkosten bestimmt. Die Massnahme weist in der langen Frist eine leicht tiefere Kosten-Wirksamkeit auf, da lfr. die Verkehrsnachfrage zu-, die Umweltentlastung dagegen abnimmt (technischer Fortschritt bei den Fahrzeugen).
- Methodisch kritische Elemente: Berücksichtigung von Schwellenwerten, Lärmbelastung wird aufgrund der Emissionen bestimmt, obwohl grundsätzlich die Immissionen relevant sind, keine Berücksichtigung von technischem Fortschritt bei der Ermittlung der langfristigen Wirkungen der Massnahme auf Lärmbelastung, "richtige" Höhe des Zeitpreises ist umstritten (sensitive Annahme).

²⁹ vgl. detaillierte Berechnungsgrundlagen im Anhang 3

Übersicht über die Ergebnisse

1. Kosten der Massnahme

- Anpassungskosten: kfr. 790 Mio Fr./a, lfr. 960 Mio Fr./a

2. Wirkung der Massnahme

- Luftschadstoffemissionen: -335'500 Tonnen CO₂ kfr./-483'300 Tonnen CO₂ lfr.
- 3'130 Tonnen NO_x kfr./-2'930 Tonnen NO_x lfr.
- Verkehrssicherheit: - 500 Verletzte
- 16 Todesfälle
- Lärm: - kfr. -0.9 dB(A) (tagsüber), -1.0 dB(A) (nachts)
- lfr. -1.0 dB(A) (tagsüber), -1.2 dB(A) (nachts)
- Monetäre Aggregation der Wirkung: - kfr.: 170 - 210 Mio Fr.
- lfr.: 180 - 240 Mio Fr.

3. Kosten-Wirksamkeits-Indikator

- kurzfristig: 430 g CO₂/Fr. (Sensitivität: 90%-220%), -1.7% Verletzte, -2.3% Getötete, -0.9/-1.0 dB(A) Lärmbelastung, monetäre Aggregation: 0.22-0.27 (Minderkosten/Kosten der Massnahme) bis 0.85-1.05 (bei tieferen Zeitwerten und tieferem Schwellenwert)
- langfristig: 500 g CO₂/Fr. (Sensitivität: 85%-220%), -1.7% Verletzte, -2.3% Getötete, -1.0/-1.2 dB(A) Lärmbelastung, monetäre Aggregation: 0.19-0.25 (Minderkosten/Kosten der Massnahme) bis 0.85-1.1 (bei tieferen Zeitwerten und tieferem Schwellenwert)

a) Ermittlung der Kosten

Direkte laufende Kosten und Investitionen

Da die bestehenden Geschwindigkeitslimiten kontrolliert werden, ist mit keinen wesentlichen zusätzlichen Kontrollkosten zu rechnen. Für die Realisierung von Geschwindigkeitsbeschränkungen auf Autobahnen sind auch keine baulichen Massnahmen erforderlich (keine Investitionen), abgesehen von der neuen Beschilderung. Diese Kosten weisen allerdings eine untergeordnete Bedeutung auf und werden deshalb vernachlässigt.

Bei der Berechnung der Kosten-Wirksamkeit von regulatorischen Massnahmen sind allfällige Wechselwirkungen zwischen den Kontrollkosten und der Wirksamkeit der Massnahme zu berücksichtigen. Höhere Kontrollkosten erhöhen die Wahrscheinlichkeit, dass die Überschreitung der Geschwindigkeitslimiten bestraft wird, was zu einer Erhöhung der Wirksamkeit der Massnahme führt. Da allerdings zuverlässige Grund-

lagen zur Schätzung dieser Wechselwirkung fehlen, wurde auf eine diesbezügliche Sensitivitätsrechnung verzichtet.

Anpassungskosten

Treibstoffausgaben:

Die Verringerung der Reisegeschwindigkeit wirkt sich auf den durchschnittlichen Treibstoffverbrauch aus. Wir sind von folgenden Verbrauchsänderungen ausgegangen:

Verbrauch [l/100 km] 1995	Geschwindigkeitslimiten 120 $\Rightarrow$ 100
PKW	9 $\Rightarrow$ 8.2
Lieferwagen	14.9 $\Rightarrow$ 12.8

Tabelle 52: Durchschnittlicher Treibstoffverbrauch bei verschiedenen Geschwindigkeitsbeschränkungen (Quelle: BUWAL/INFRAS 1995).

Bei der langfristigen Betrachtungsweise wird der zukünftige durchschnittliche Treibstoffkonsum der Fahrzeuge berücksichtigt (vgl. BUWAL/INFRAS 1995). Aufgrund der Technologiefortschritte sinkt der Durchschnittsverbrauch der Fahrzeuge, was die Wirkung der Massnahme längerfristig verringert.

Der Vergleich der Treibstoffausgaben und Zeitkosten vor und nach Einführung der Massnahme zeigt, um wieviel sich die generalisierten Preise (Summe aus Zeitkosten und Treibstoffausgaben) durch die Herabsetzung der Geschwindigkeitslimite verändert haben.

Kosten (Mio Fr.)	Tempo 120	Tempo 100	% Veränderung
Zeitkosten	6'680	7'520	+13%
Kosten Treibstoffverbrauch	1'410	1'280	-9%
Total Kosten	8'090	8'810	+9%

Tabelle 53: Veränderung der Kosten aufgrund der Einführung von Tempo 100 auf Autobahnen.

Nutzenverluste der Nachfragewirkungen:

Die Auswirkungen einer Erhöhung der generalisierten Preise auf die Verkehrsnachfrage werden mit einem Elastizitätsansatz berechnet. Die Elastizität gibt an, um wieviel sich die Verkehrsnachfrage reduziert, wenn die (generalisierten) Preise steigen. Die Höhe der Elastizität ist zu differenzieren, je nachdem ob die kurzfristigen oder die langfristigen Wirkungen berechnet werden.

Für die Ermittlung der Nachfrageänderungen des Güterverkehrs (Lieferwagen) sind wir von tieferen Elastizitäten ausgegangen (jeweils die Hälfte der Elastizitäten, die beim Personenverkehr eingesetzt worden ist).

	Erhöhung der generalisierten Preise	Änderung Fahrzeugkm	
		kfr., $\epsilon = -0.2$	lfr., $\epsilon = -0.4$
Total Verkehr	9%	-1.8%	-0.36%

Tabelle 54: Erhöhung der generalisierten Preise und Auswirkungen auf die kurz- und langfristige Verkehrsnachfrage im Personenverkehr (Elastizitäten: Schätzung basierend auf verschiedene empirische Studien, vgl. Kap. 3.3).

Der Rückgang der Verkehrsnachfrage löst – neben den Zeitkosten und verminderten Treibstoffausgaben – Nutzenverluste aus³⁰, die mit Hilfe des in Kapitel 4 beschriebenen Ansatzes (Verlust an Konsumentenrente) berechnet werden.

Zusammenstellung der Kosten nach Kategorien:

Tabelle 55 zeigt übersichtsmässig die Kosten von einer flächendeckenden Einführung von Tempo 100 auf Autobahnen.

³⁰ Dabei wird davon ausgegangen, dass die zusätzlich im Verkehr verbrachte Zeit nur Kosten (Opportunitätskosten) verursacht, weil sie nicht anderweitig verwendet werden kann.

[Mio. Fr. / Jahr]	PKW		Lieferwagen		Total	
	kfr.	lfr.	kfr.	lfr.	kfr.	lfr.
Nutzeneinbussen des umgelagerten Verkehrs	6	15	0	2	6	17
Zusatzkosten:	703	789	77	157	780	946
Zeitverluste	826	972	100	227	926	1'199
Treibstoffausgaben	-123	-183	-23	-70	-146	-253
Total	709	804	77	159	786	963

Tabelle 55: Kosten einer Herabsetzung der Geschwindigkeitslimiten auf Autobahnen von 120 auf 100 km/Std. in Mio Fr./a.

b) Ermittlung und Aggregation der Umweltwirkung

Die Umweltwirkung der Massnahme entsteht aufgrund von drei Reaktionsmöglichkeiten der VerkehrsteilnehmerInnen:

- Minderbelastung infolge einer Verringerung der gefahrenen Fzgkm
- Minderbelastung infolge der Verlangsamung der Fahrgeschwindigkeit
- Mehrbelastung infolge der Verlagerung auf den ÖV
- Die berücksichtigten Wirkungen umfassen Luftschadstoffemissionen (NO_x, CO₂, Partikel), Lärm und Wirkungen auf die Verkehrssicherheit

Minderbelastung infolge einer Verringerung der gefahrenen Fzgkm

Die Verringerung der Verkehrsnachfrage verursacht eine **direkte** Minderbelastung beim Betrieb des Fahrzeuges und bei der Herstellung der Treibstoffe. Längerfristig kann davon ausgegangen werden, dass einzelne VerkehrsteilnehmerInnen auf ein eigenes Fahrzeug verzichten. Diese Verhaltensänderung führt zu einer Verringerung der **indirekten Umweltbelastung**, die durch den Energieverbrauch für die Herstellung des Fahrzeugs und der Infrastruktur entstehen.

Für die Quantifizierung dieser Wirkungen werden die Angaben des Berichts "Ökoinventar Transporte" (INFRAS 1995) benützt (CO₂- und NO_x-Emissionen pro vermiedenen Fzgkm, vgl. Tabelle 56).

[g pro Fzgkm]	PKW CH		Lieferwagen CH	
	Fzg indirekt	Betrieb direkt + Precombustion	Fzg indirekt	Betrieb direkt + Precombustion
Kohlendioxid (CO ₂)	42.8	263.3	60.2	370.4
Stickoxide (NO _x)	0.0992	1.319	0.126	2.0
Partikel	0.311	0.1161	0.31	0.25

Tabelle 56: Umweltbelastung in g pro Fzgkm. Bei einer Verringerung der gefahrenen Kilometer ergibt sich eine entsprechende Entlastung der Umwelt (Quelle: INFRAS 1995).

Minder-/Mehrbelastung infolge einer Verringerung der Fahrgeschwindigkeit

Eine tiefere Fahrgeschwindigkeit verursacht einen geringeren Treibstoffkonsum und somit eine Verringerung der Umweltbelastung. In BUWAL/INFRAS (1995) sind die Umweltwirkungen von verschiedenen Fahrgeschwindigkeiten auf Autobahnen berechnet worden, welche im folgenden als Grundlage für die Quantifizierung der Minderbelastung dienen.

	Personenverkehr [g pro Fzgkm]	Güterverkehr (Lieferwagen) [g pro Fzgkm]
Kohlendioxid (CO ₂)	18.25	43.51
Stickoxide (NO _x)	0.212	0.11
Partikel	0.002	0.03

Tabelle 57: Verringerung der Emissionen pro Fzgkm bei einer Verringerung der effektiven Fahrgeschwindigkeit von 120 auf 100 km/Std., Jahr 1995 (Quelle: BUWAL/INFRAS 1995).

Mehrbelastung durch Umlagerung auf ÖV

Die Änderungen der relativen Preise zugunsten des ÖV führen zu einer Erhöhung der Nachfrage nach ÖV, was je nach Ausmass der Nachfrageerhöhung zu einer zusätzlichen Belastung der Umwelt führen kann. Bei der Berechnung der Umweltbelastung gehen wir davon aus, dass beim Personenverkehr kurzfristig rund ein Viertel, langfristig rund ein Drittel des Nachfragerückgangs auf den öffentlichen Verkehr (davon 73% auf die Schiene und 27% auf Tram/Bus/Postauto)³¹ umgelagert wird. Beim Güterverkehr schätzen wir den Umlagerungsanteil kurzfristig bei 5%, langfristig bei 10%. Die daraus resultierende Nachfragesteigerung im ÖV ist minim und bewirkt keine

³¹ Entspricht ungefähr dem bestehenden Modalsplit (vgl. BFS 1996b).

Ausbaumassnahmen im öffentlichen Verkehr, die zusätzliches Rollmaterial oder Infrastruktur benötigen. Zu erwarten sind allerdings zusätzliche Fahrplanangebote, die die direkten Umweltwirkungen im ÖV erhöhen.

Insgesamt ergeben sich folgende Verringerungen ausgewählter Schadstoffemissionen:

[Tonnen pro Jahr]	PKW		Lieferwagen		Total	
	kfr.	lfr.	kfr.	lfr.	kfr.	lfr.
Kohlendioxid (CO ₂)	295'000	418'000	40'870	65'000	335'500	483'300
Stickoxide (NO _x)	3'025	2'800	106	130	3'130	2'930
Partikel	50	120	30	30	80	150

Tabelle 58: Kurz- und langfristige Verringerung der Luftschadstoffemissionen durch Einführung von Tempo 100 auf Autobahnen.

Lärm

Die Reduktion der Lärmbelastung entsteht aufgrund der tieferen Fahrgeschwindigkeit der PKW und der Verringerung der Verkehrsmenge (dieser Anteil ist marginal, da die Verkehrsmenge nur um ca. 1-2% zurückgeht, dies entspricht ca. - 0.04-0.08 dB(A)). Für die Berechnung der Wirkung der Massnahme auf die Lärmbelastung wurden vereinfachende Annahmen getroffen³²:

- Es werden die Emissionen berechnet. Die Immissionen verändern sich bei unveränderten Rahmenbedingungen (Bebauungsdichte, Entfernung von der Autobahn, etc.) im gleichen Umfang.
- Zur Berechnung des durchschnittlichen täglichen Verkehrs (Fzg./24 Std.) werden die Verkehrsleistungen vor und nach Einführung der Massnahme benützt.
- PKW und Lieferwagen werden im Bezug auf die spezifischen Lärmemissionen gleichbehandelt. Dies entspricht der gängigen Praxis bei Lärmmodellen (z.B. BUWAL 1987).
- Die Verkehrsleistung bzw. die gefahrenen Geschwindigkeiten der LKW (durchschnittlich 80 km/h) bleiben unverändert, ihre Lärmemissionen müssen allerdings bei der Berechnung berücksichtigt werden.

³² Die Berechnung erfolgt mit Hilfe des neuen EMPA-Modells für Strassenlärm (EMPA 1997b). Detaillierte Beschreibung siehe Anhang 2.

- Es wurde ein LKW-Anteil von tagsüber ca. 10% und nachts ca. 5% angenommen.
- Es wird davon ausgegangen, dass auf allen Autobahnen die gleiche Verkehrsmenge zirkuliert (gleiche Anzahl Fahrzeuge pro Stunde). Die Zusammensetzung des Verkehrs (Anteile PKW/Lieferwagen/LKW) ist auf allen Autobahnen gleich.

Lärm	Kurzfristig		Langfristig	
[dB(A)]	Tag	Nacht	Tag	Nacht
Autobahnen	-0.9	-1.0	-1.0	-1.2

Tabelle 59: Änderung der Lärmemissionen auf Autobahnen.

Unfälle

In einer Studie der Beratungsstelle für Unfallverhütung (bfu 1997) wurde die Wirkung auf die Verkehrssicherheit von Geschwindigkeitsbeschränkungen auf Autobahnen und Quartierstrassen geschätzt:

[Pro Jahr/ in %]	Vermiedene	
	Verletzte	Getötete
Autobahnen	500 -1.7%	16 -2.3%

Tabelle 60: Schätzung der vermiedenen verletzten und getöteten Personen durch eine Herabsetzung der Geschwindigkeiten auf Autobahnen (Quelle: bfu 1997).

Aggregation der Umweltwirkung

Für die Aggregation der Wirkungen über verschiedene Umweltbereiche (Schadstoffemissionen, Lärm) und der Wirkungen auf die Verkehrssicherheit stehen keine geeigneten "naturwissenschaftlichen" Methoden zur Verfügung. Deswegen wird im folgenden eine monetäre Aggregation vorgenommen, welche sich auf die vermiedenen Kosten stützt (vgl. die Ausführungen im Kapitel 5).

Die monetäre Bewertung der Wirkung der Massnahme ist im Lärmbereich besonders schwierig, da für eine detaillierte Quantifizierung Angaben zur Besiedlung entlang der Autobahnen notwendig wären, die für die Schweiz noch nicht vorliegen.³³

³³ Im Anhang 3 erfolgt eine grobe Abschätzung der vermiedenen externen Kosten.

Für die Bewertung der kurz- und langfristigen Wirkungen werden die gleichen Kostensätze benützt (Grundlage: Preise 1995).

	Wirkung auf Umwelt und Verkehrssicherheit	Total vermiedene Kosten (Mio Fr.)
Lärm kurzfristig - PW/Lieferwagen	Lärmreduktion dB(A): ~ 1.0	3.6
Lärm langfristig - PW/Lieferwagen	~ 1.1	4.0
Unfälle - PW - Lieferwagen	Vermiedene Todesfälle/ Verletzte³⁴: 15 / 467 1 / 33	41.3 3.2
Umwelt kfr. - PW - Lieferwagen	Vermiedene Tonnen NO_x 3'025 106	84 2.4
Umwelt lfr. - PW - Lieferwagen	2'800 133	78 3
Klima kfr. - PW - Lieferwagen	Vermiedene CO₂ (1000 Tonnen) 294.6 40.7	29-68 4.1-9.4
Klima lfr. - PW - Lieferwagen	409.5 63.7	42-96 6.5-14.9
Total - Kurzfristig - Langfristig		170 - 210 180 - 240

Tabelle 61: Monetäre Bewertung der Wirkungen einer Reduktion der Fahrgeschwindigkeit auf Autobahnen.

Tabelle 61 zeigt, dass der grösste Teil der eingesparten Kosten (bzw. Schäden) durch die Verringerung der Schadstoffemissionen und der vermiedenen Unfälle entstehen. Von untergeordneter Bedeutung sind die Wirkungen der Lärmreduktionen.

Die Reduktion der vermiedenen Emissionen aufgrund der technologischen Entwicklung führt dazu, dass die langfristigen Kosteneinsparungen tiefer sind als die kurzfristigen.

34 Zuteilung auf Personenwagen und Lieferwagen gemäss den vermiedenen Fzghm

c) Ermittlung und Darstellung der Kosten-Wirksamkeit

Autobahn	Total	
	kurzfristig	langfristig
Emissionen [g pro Fr.]		
Kohlendioxid (CO ₂)	426	501
Stickoxide (NO _x)	3.98	3.14
Partikel	0.11	0.16
Reduktion Unfälle		
Verletzte	-1.7%	-1.7%
Getötete	-2.3%	-2.3%
Reduktion Lärm	-0.9/-1.0 dB(A)	-1.0/-1.2 dB(A)

Tabelle 62: Kosten-Wirksamkeit einer Senkung der Geschwindigkeitslimiten auf Autobahnen, gemessen in g vermiedene Schadstoffemission pro eingesetzten Fr.

Der Kosten-Wirksamkeit-Indikator weist kurz- und langfristig in etwa die gleiche Höhe auf. Die Verringerung der Emissionen wird durch die Erhöhung der Fahrleistungen in etwa kompensiert.

Die Kosten-Wirksamkeit kann auch anhand der monetären Aggregation der Wirkungen ausgedrückt werden. Dabei werden die Kosten der Massnahme mit den durch die Massnahme vermiedenen Kosten in Beziehung gesetzt:

Kosten-Wirksamkeit	Indikator
Kurzfristige Wirkung	0.22 - 0.27
Langfristige Wirkung	0.19 - 0.25

Tabelle 63: Indikator der Kosten-Wirksamkeit von Temporeduktionen auf Autobahnen basierend auf der monetären Aggregation der Wirkungen.

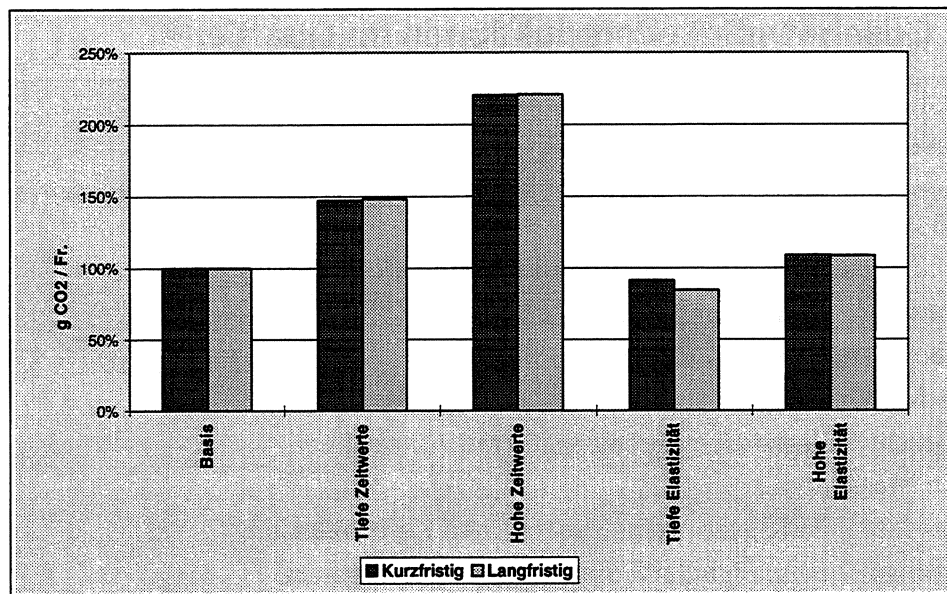
Der Indikator weist relativ tiefe Werte auf. Bei einem Wert von 1 entsprechen die Kosten der Massnahme den vermiedenen Schäden, bei einem Wert > 1 sind die vermiedenen Schäden höher als die Kosten; die Massnahme ist wirtschaftlich. Dies ist für Geschwindigkeitsreduktionen auf Autobahnen nicht der Fall. Die tiefen Werte hängen damit zusammen, dass einerseits die Zeitkosten der VerkehrsteilnehmerInnen hoch sind, und dass andererseits die Schätzung der vermiedenen Kosten als Untergrenze zu betrachten ist.

d) Analyse der Unsicherheiten

Folgende Sensitivitätsrechnung wurden durchgeführt:

- **Tiefere Zeitwerte:** Die Stundenansätze wurden auf 20 Fr./Std. für den Pendelverkehr, auf 7 Fr./Std. für den Einkaufs- und Freizeitverkehr und 70 Fr./Std. für den Nutzverkehr gesetzt.
- **Tiefere, höhere Elastizitäten:** Die kurzfristige Elastizität wurde auf -0.1 bzw. -0.3, die langfristige Elastizität auf -0.2 und -0.5 gesetzt (Güterverkehr kfr.: -0.05/-0.15, lfr.: -0.2/-0.33). Für den Güterverkehr wurde jeweils nur die Hälfte der Elastizität des Personenverkehrs eingesetzt.
- **Tieferer Schwellenwert:** Die Fahrtzeiterhöhung sind für einen Teil der VerkehrsteilnehmerInnen gering und induzieren somit keine Verhaltensänderung im Sinne eines Verzichtes auf Fahrten. Da allerdings langsamer gefahren wird, findet die berechnete Treibstoffeinsparung statt. Um die tatsächlich wahrgenommenen und somit verhaltenswirksamen Zeitkosten zu berechnen, wurde die Zeiterhöhung um die Hälfte gekürzt.³⁵

³⁵ Das würde bedeuten, dass auf einer Strecke von 100 km statt eine Zeiterhöhung von 6 Minuten 30 nur eine Fahrzeitverlängerung von 3 Minuten wahrgenommen wird.



Figur 16: Sensitivitätsrechnungen mit tieferen Zeitwerten und Elastizitäten, in g vermiedene CO₂-Emission pro eingesetzten Franken (Abweichungen im Vergleich zur Referenzvariante/Basis).

Die Figur 16 zeigt deutlich, dass die Ergebnisse sehr sensitiv auf Änderungen der empfundenen Zeiterhöhung (Schwellenwert), der Zeitpreise und wenig sensitiv auf Änderungen der Elastizitäten reagieren. Eine Verringerung der Elastizitäten führt in der kurzen Frist zu einer leichten Abnahme der Kosten-Wirksamkeit der Massnahme, da der Nachfragerückgang weniger ausgeprägt ist und dadurch höhere Zeitkosten entstehen. Insgesamt liegen die berechneten Kosten-Wirksamkeits-Indikatoren höher als jene von vergleichbaren Studien, was vermutlich insbesondere mit der detaillierten Berechnung der Zeitkosten zusammenhängt.

Wenn die Sensitivitäten in die Berechnung des Kosten-Wirksamkeit-Indikators berücksichtigt werden, so verringert sich der Indikator geringfügig bei Berücksichtigung von tieferen Elastizitäten (kfr. 0.21 bis 0.26, lfr. 0.17 bis 0.22). Wenn dagegen tiefere Zeitwerte und ein tieferer Schwellenwert angenommen werden, erhöht sich der Indikator auf Werte um 1 (kfr.: 0.85 bis 1.05, lfr.: 0.85-1.1). Bei punktuellen Geschwindigkeitsbeschränkungen, wo die Zeitverluste nicht derart zu Buche schlagen, kann also ein positives Kosten-Nutzen-Verhältnis erzielt werden.

10.1.3. Geschwindigkeitsreduktionen im Quartier³⁶

Massnahme-Übersicht

Definition der Massnahme

- Flächendeckende Herabsetzung der Geschwindigkeit auf Quartierstrassen von 50 auf 30 km/Std.
- Regulatorische, verhaltensorientierte Massnahme
- Hauptwirkung: Erhöhung Verkehrssicherheit
- Wirkungen werden pro Jahr bestimmt (Kosten/Wirksamkeit pro Jahr)

Verkehrliche Wirkung

- vgl. Geschwindigkeitsbeschränkungen auf Autobahnen

Kosten der Massnahme

- Direkte laufende Kosten: keine zusätzlichen Kontrollkosten
- Investitionen: neue Signalisation, bauliche Massnahmen
- Anpassungskosten: Zeitverluste und Nutzungsverzichte

Umweltwirkungen und ihre Aggregation

- vgl. Geschwindigkeitsbeschränkungen auf Autobahnen

Analyse der Unsicherheiten

- vgl. Geschwindigkeitsreduktion auf Autobahnen

Interpretation der Ergebnisse und kritische Elemente

- vgl. Geschwindigkeitsreduktion auf Autobahnen
- Kritische Elemente: Annahmen über mögliche Schwellenwerte bei den Zeitkosten, Qualität der Indikatoren für die Berechnung der Wirksamkeit der Massnahme

³⁶ vgl. detaillierte Berechnungsgrundlagen im Anhang 3

Übersicht über die Ergebnisse

1. **Kosten der Massnahme**
 - direkte Kosten: 2 Mio Fr. Kosten für bauliche Massnahmen
 - Anpassungskosten: kfr. 152 Mio Fr./a, lfr. 189 Mio Fr./a
2. **Wirkung der Massnahme**
 - Luftschadstoffemissionen: -116'000 Tonnen CO₂ kfr./-141'000 Tonnen CO₂ lfr.
- 735 Tonnen NO_x kfr./- 600 Tonnen NO_x lfr.
 - Verkehrssicherheit: - 381 Verletzte
- 8 Todesfälle
 - Lärm: ~ -2 dB(A), basierend auf die Erfahrungen in Deutschland
 - Monetäre Aggregation der Wirkung: -kfr.: 169-184 Mio Fr.
- lfr.: 167-186 Mio Fr.
3. **Kosten-Wirksamkeits-Indikator**
 - kurzfristig: 754 g CO₂/Fr. und 4.8 g NO_x/Fr. (Sensitivität: 50%-280%), 1.3% Verletzte, 1.1% Getötete, ~-2 dB(A) Lärmbelastung, monetäre Aggregation: 1.1-1.2 (Minderkosten/Kosten der Massnahme) bis 3.5-3.8 (bei tieferem Schwellenwert)
 - langfristig: 738 g CO₂/Fr. und 3.1 g NO_x/Fr. (Sensitivität: 50%-250%), 1.3% Verletzte, 1.1% Getötete, ~-2 dB(A) Lärmbelastung, monetäre Aggregation: 0.9-1.0 (Minderkosten/Kosten der Massnahme) bis 2.6-2.8 (bei tieferem Schwellenwert)

a) Ermittlung der Kosten

Die Berechnung der Kosten einer Senkung der Geschwindigkeitslimite auf Quartierstrassen ist vergleichbar mit dem Vorgehen auf Autobahnen. Die folgenden Abschnitte sollen insbesondere auf die Unterschiede der beiden Vorgehensweisen aufmerksam machen.

Direkte Kosten

Die direkten Kosten einer Verkehrseinschränkung auf Quartierstrassen umfassen die Kosten für **bauliche Massnahmen** sowie die administrativen Kosten und Kontrollkosten. Die baulichen Massnahmen werden mit den Annuitäten berücksichtigt (Abschreibungsdauer: 30 Jahre, Zinssatz: 2%). Die Kosten (bzw. Annuitäten) von baulichen Massnahmen, welche für den Güter- und Personenverkehr erstellt worden sind, werden anteilmässig auf die Fahrzeugkategorien verteilt. Wir haben drei Viertel der Baukosten dem Personenverkehr und einen Viertel dem Güterverkehr zugewiesen.

Als Grundlage für die Bestimmung der absoluten Höhe der baulichen Massnahmen sollten die Informationen zu bereits durchgeführten Verkehrsberuhigungen in Quartieren dienen. Dabei mussten wir feststellen, dass die Kosten der durchgeführten Massnahmen sehr stark schwanken. In den ersten Quartieren, in denen Tempo 30 eingeführt worden ist, wurden umfangreiche Bauarbeiten geleistet (Strassengestaltung stand im Vordergrund). Heute besteht dagegen die Tendenz, mit billigeren Massnahmen (z.B. versetzte Parkplätze) die erwünschte Verkehrsberuhigung zu erzielen. In den meisten Quartieren der Stadt Zürich zum Beispiel wurde Tempo 30 nach der Einführung der "Blauen Zone" realisiert. Die Baukosten gingen in diesen Fällen vollständig zulasten der Realisierung der "Blauen Zone".³⁷

Bei den Berechnungen gehen wir von baulichen Kosten in der Grössenordnung von 40 Mio Franken³⁸ bei einer flächendeckenden Einführung aus. Weiter gehen wir davon aus, dass mit der Massnahme keine zusätzlichen **Kontrollkosten** und **administrativen Kosten** entstehen. Nachfragen bei der Stadtpolizei Zürich haben ergeben, dass die Änderung des Geschwindigkeitsregimes in den Quartieren keine Zusatzkosten verursacht hat (kein Zusatzkontrollen). Allfällige Wechselwirkungen zwischen Kontrollkosten und Wirksamkeit der Massnahme wären zu berücksichtigen, was allerdings aufgrund der fehlenden empirischen Evidenz für die Kausalität von Kosten und Wirkung hier vernachlässigt wird.

Zeitkosten bei Tempo 50 und Tempo 30

Es wurden die gleichen Kostensätze wie bei der Geschwindigkeitsbeschränkung auf Autobahnen verwendet (gemäss Kapitel 4). Die Erhöhung der Reisezeit erfolgt proportional zur Verringerung der Geschwindigkeit. Eine Herabsetzung der Geschwindigkeit in Quartierstrassen erhöht die Reisezeit vieler AutofahrerInnen vermutlich nur geringfügig, da nur am Anfang oder am Ende einer Reise im Quartier gefahren wird. Die Reisezeiterhöhung in den Quartierstrassen wurde deswegen auf die insgesamt für die Fahrt eingesetzte Zeit in Beziehung gesetzt. Nur 15% der Reisezeiterhöhung wurde für den Personenverkehr (25% beim Güterverkehr) als spürbar und somit verhaltens-

37 Hearing mit Vertretern der Stadtpolizei Zürich

38 Die 40 Mio Fr. wurden auf Grundlage der geschätzten Kosten für bauliche Massnahmen in der Stadt Zürich berechnet (3 Mio Fr., gemäss EBP 1990). Für die Hochrechnung wurde die Verkehrsfläche der Stadt Zürich (rund 1280 ha) mit der Verkehrsfläche der übrigen Städte verglichen (Total: 7400 ha). Die übrigen kleineren Gemeinden wurden pauschal mit einer Verkehrsfläche von rund 8000 ha berücksichtigt (eigene Annahme). Die Hochrechnung erfolgt anhand des Verhältnisses der Verkehrsfläche der Stadt Zürich zur gesamten relevanten Fläche (ca. 8%). Dies ergibt rund 40 Mio Fr.

wirksam betrachtet. Im Rahmen der Sensitivitätsanalysen wurde dieser Schwellenwert variiert.

Treibstoffausgaben bei Tempo 50 und 30

Die Treibstoffeinsparungen von Tempo 30 beim Personenverkehr wird aus einer TCS-Studie (TCS 1995) entnommen³⁹. Für den Güterverkehr mussten dagegen eigene Schätzungen vorgenommen werden, da hierzu keine Messergebnisse oder sonstige Unterlagen gefunden werden konnten. Stark vereinfachend sind wir davon ausgegangen, dass beim Güterverkehr die *gleiche prozentuale Treibstoffeinsparung wie beim Personenverkehr* erzielt wird. Ausgangspunkt bildet der durchschnittliche Treibstoffkonsum bei Tempo 50.

Geschwindigkeitslimite 50 ⇒ 30	Verbrauch [l/100 km], 1995
PKW	12.5 ⇒ 10.7
Lieferwagen	13.6 ⇒ 11.4
LKW	36.4 ⇒ 30.4

Tabelle 64: Vergleich des durchschnittlichen Treibstoffverbrauchs bei Tempo 50 und 30 (Quelle: TCS 1995, eigene Schätzungen).

Nachfragewirkungen

Aufgrund der Kostenveränderungen resultiert eine Preisveränderung von 0.7% (Personenverkehr kurzfristig) bis 1.4% (Güterverkehr langfristig). Diese ist im Vergleich zu Geschwindigkeitsveränderungen auf Autobahnen äusserst gering. Mögliche resultierende Anpassungskosten aufgrund eines Nachfragefückgangs können deshalb vernachlässigt werden.

Insgesamt verursacht die flächendeckende Einführung von Tempo 30 in den Quartieren folgende Kosten:

³⁹ Eine Beurteilung der Studie erfolgt im Abschnitt zur Berechnung der Umweltwirkung der Massnahme.

[Mio. Fr. / Jahr]	PKW		Güterverkehr		Total	
	kfr.	lfr.	kfr.	lfr.	kfr.	lfr.
Zeitkosten	140	171	12	18	152	189
Baukosten	1.3	1.3	0.5	0.5	1.8	1.8
Total	141	172	12	19	153	191

Tabelle 65: Kosten einer Herabsetzung der Geschwindigkeitslimiten in Quartierstrassen von 50 auf 30 km/Std.

Ähnlich wie bei einer Verringerung der Geschwindigkeitslimiten auf Autobahnen, dominieren auch bei Tempo 30 die Kosten der zusätzlichen Fahrzeit.

b) Ermittlung und Aggregation der Umweltwirkung

Die Datengrundlage für die Berechnung der Umweltwirkung von Tempo 30 ist, trotz der Aktualität des Themas, relativ schmal. In Deutschland wurden Ende der 80er Jahren umfangreiche Untersuchungen zu den Wirkungen von Tempo 30 durchgeführt. Die Ergebnisse deuten auf bedeutende Reduktionen bei den NO_x-Emissionen hin.

Reduktion NO _x -Em. in %	Fahrzeuge ohne Katalysator	Fahrzeuge mit Katalysator
Buxtehude	-32.5%	-
Esslingen	-20.9%	-41.0%
Mainz-Bretzenheim	-14.1%	-38.6%
TCS-Studie Schweiz		-16%/-60.9% ⁴⁰

Tabelle 66: Messungen der NO_x-Emissionsreduktionen bei Tempo 30 in verschiedenen deutschen Ortschaften (Quelle: UBA 1992, TCS 1995, BUWAL/INFRAS 1995).

Die Auswirkungen von Tempo 30 auf andere Schadstoffemissionen (HC, CO) ist dagegen nicht eindeutig. Emissionsreduktionen konnten in den Fällen festgestellt werden, in denen durch Tempo 30 die Fahrweise ruhiger wurde. Die deutschen Emissionsreduktionspotentiale basieren auf ältere Messungen. Aufgrund der neueren technologischen Entwicklungen bei den Fahrzeugen ist anzunehmen, dass sich diese Emissionsreduktionen in den letzten Jahren etwas verringert haben.

Die einzige neuere Studie welche die Emissionsreduktionspotentiale von Personwagen⁴¹ von Tempo 30 für die Schweiz berechnet hat, ist eine TCS-Studie vom Jahr 1995.

⁴⁰ Reduktion hängt wesentlich vom Fahrstil ab.

Zu dieser Untersuchung muss allerdings folgendes bemerkt werden:

- Die Emissionsreduktionen basieren auf Messungen die mit **einem einzigen** Fahrzeug (VW Golf ausgerüstet mit einem Dreiwegkatalysator) durchgeführt worden sind. Als Vergleich dazu: Die Emissionsreduktionen welche bei den Geschwindigkeitsbeschränkung auf Autobahnen verwendet worden sind (BUWAL/INFRAS 1995), basieren auf Messungen welche bei rund 350 PW bzw. Lieferwagen und 36 Lastwagen bzw. Busse durchgeführt worden sind.
- Die TCS-Messungen wurden für zwei Fahrstile (offensiver und defensiver Fahrstil) und auf zwei Strecken (4.8 km und 2.5 km) mit unterschiedlicher Topographie durchgeführt. In BUWAL/INFRAS (1995) wurden dagegen rund 350 Fahrzeuge auf dem Rollenprüfstand abgefahren. Zusätzlich wurden zwei Fahrzeuge mit unterschiedlichen Fahrern auf mehrere Messparcours geschickt, auf denen rund 20'000 km gefahren wurden.

Die Wirkung von Geschwindigkeitsbeschränkungen auf Quartierstrassen basiert somit auf eine Datengrundlage, die nicht repräsentativ ist. Die Ergebnisse werden deswegen an den Erfahrungen aus Deutschland angepasst (vgl. Tabelle 66) indem das NO_x-Reduktionspotential auf 30% festgelegt wird.

1. **Wirkung einer Verringerung der gefahrenen Fzgkm:** Es wurde das gleiche Vorgehen, die gleichen Annahmen und Datengrundlagen (INFRAS 1995) wie bei den Geschwindigkeitsbeschränkungen auf Autobahnen verwendet.
2. **Wirkung einer Verringerung der Fahrgeschwindigkeit:** Die Herabsetzung der Fahrgeschwindigkeit bewirkt eine Verringerung des Treibstoffkonsums und somit der Umweltbelastung.

Da für den Güterverkehr keine Messungen zur Wirkung von Tempo 30 vorliegen, wurde angenommen, dass beim Güterverkehr die *gleiche prozentuale Reduktion* wie bei den PW erreicht wird (Reduktion um rund 30% bei den NO_x-Emissionen und um rund 17% bei den CO₂-Emissionen). Die Emissionsreduktionen werden basierend auf den spezifischen Emissionen für Innerortsstrassen (gemäss BUWAL/INFRAS 1995) berechnet.

Wir gehen davon aus, dass im Jahr 2005 die gleiche prozentuale Verringerung der Emissionen erzielt werden kann.

41 Für den Güterverkehr wurden keine Messungen durchgeführt.

	Personenverkehr [g pro Fzgkm]	Güterverkehr [g pro Fzgkm]	
		Lieferwagen	LKW
Kohlendioxid (CO ₂)	47.1	58.7	185
Stickoxide (NO _x)	0.27	0.42	4.5

Tabelle 67: Verringerung der Emissionen pro Fzgkm 1995 (Quelle: TCS 1995, eigene Berechnungen).

Die Wirkung von Tempo 30 auf die Emissionen von Partikeln wurde in der TCS-Studie nicht gemessen, ausserdem wurden auch keine Prognosen erstellt, wie sich die Emissionsreduktionen im Zeitverlauf entwickeln werden. Deswegen wurde bei der Berechnung der langfristigen Wirkungen der Massnahme von konstanten Faktoren ausgegangen (Emissionsreduktionen 1995).

3. Zusatzbelastung durch **Umlagerung auf ÖV**: Es wird davon ausgegangen, dass die Massnahmen keine (wesentlichen) Umlagerungseffekte auslösen.

Aus den durchgeführten Berechnungen resultiert folgende Reduktion der Schadstoffemissionen:

[Tonnen pro Jahr]	Personenverkehr		Güterverkehr		Total	
	kfr.	lfr.	kfr.	lfr.	kfr.	lfr.
Kohlendioxid (CO ₂)	108'500	128'400	7'230	12'000	116'000	141'000
Stickoxide (NO _x)	617	450	118	146	735	600

Tabelle 68: Kurz- und langfristige Verringerung der Luftschadstoffemissionen bei Einführung von Tempo 30 in den Quartieren.

Lärm

Eine wichtige Grundlage für die Berechnung der Wirkung der Massnahme auf die Lärmemissionen bildet der durchschnittliche Tagesverkehr auf Quartierstrassen bzw. die Anzahl Fahrzeuge, die während einer Stunde auf den Quartierstrasse zirkulieren. Um diese Grösse zu bestimmen, muss eine Annahme zum Umfang des Quartier-Strassennetzes getroffen werden (Annahme: 50% der Innerortsstrassen sind Quartierstrassen). Zusätzlich gelten die Annahmen, die bereits für die Bemessung der Lärmentlastung auf Autobahnen getroffen wurden.

Aufgrund der nur geringen Verringerung der Nachfrage resultiert gemäss den Modellrechnungen keine Entlastung bei den Lärmemissionen. Es ist allerdings bekannt, dass das verwendete Modell zur Berechnung der Lärmbelastung bei tiefen Geschwindigkeiten bzw. bei tiefen Frequenzen an Grenzen stösst. Deswegen werden wir uns für die Bestimmung der Wirkung im Lärmbereich auf die deutschen Erfahrungen abstützen, welche zeigen, dass sich bei Tempo 30 bedeutende Lärmreduktionen sowohl aus geringeren Geschwindigkeiten als auch aus der Verstetigung des Fahrverhaltens ergeben.⁴² Die gemessenen Lärmreduktionen bewegen sich im Bereich von (über) 2 dB(A)⁴³, wobei die Lärmentlastungen in gewissen Gebieten noch günstiger ausfallen.⁴⁴

Unfälle

Die Grundlagen für die Berechnung der Auswirkungen von Geschwindigkeitsbeschränkungen auf die Verkehrssicherheit wurden - wie bei den Autobahnen - aus der Studie der Beratungsstelle für Unfallverhütung (bfu 1997) entnommen.

Die in der bfu-Studie analysierten Massnahmen gehen von einer generellen Senkung der Geschwindigkeitslimite **Innerorts** auf 30 km/h aus, wobei auf einzelne verkehrsorientierten Strassen eine Höchstgeschwindigkeit von 50 km/h signalisiert werden kann. Die in der bfu-Studie geschätzten Zahlen⁴⁵ mussten – um sie für die hier berechnete Massnahme verwenden zu können – auf Quartier- und sonstige Innerortsstrassen aufgeteilt werden. Diese Aufteilung wurde anhand der gefahrenen Fzgkm

42 Vgl. UBA 1992 und Bundesministerium für Raumordnung, Bauwesen und Städtebau 1989

43 vgl. UBA 1992, S. 205

44 Die Ergebnisse beziehen sich auf Messungen in Buxtehude. Diese gelten als repräsentativ (vgl. Bundesministerium für Raumordnung, Bauwesen und Städtebau 1989, S. 47) und werden durch weniger umfangreiche Messungen aus anderen Städten in ihrer Tendenz bestätigt.

45 Anzahl verhinderte Verletzte: 2'540 Personen, verhinderte Getötete: 53 Personen

(Annahme: 15% des Innerortsverkehr entfällt auf Quartierstrassen) vorgenommen. Die Annahme, dass auf Quartier- und sonstigen Innerortsstrassen die gleiche Unfallhäufigkeit (pro Fzgkm) vorliegt, führt vermutlich zu einer Unterschätzungen der Unfallreduktionspotentiale von Tempo 30.

[Pro Jahr/ in %]	Verringerung	
	Verletzte	Getötete
Quartierstrasse	381 -1.3%	8 -1.1%

Tabelle 69: Wirkung auf die Verkehrssicherheit von Tempo 30 in Quartierstrassen (Quelle: bfu 1997).

Die Erfahrungen in Deutschland zeigen, dass sich die Fahrgeschwindigkeiten sowohl auf die Unfallhäufigkeit wie auch auf die Unfallschwere auswirken, wobei insbesondere die Unfallfolgekosten in allen untersuchten Gebieten mehr oder weniger stark zurückgehen. In Heidelberg, wo das Unfallgeschehen auf einzelnen Strassen vor und nach der Verkehrsberuhigung detailliert untersucht wurde, konnte eine prozentuale Verringerung der Anzahl Unfälle von rund 30% und eine Verringerung der Anzahl Verletzten von 44% gemessen werden. Das zeigt, dass die Schätzungen, welche für die Schweiz vorgenommen wurden, sicher sehr vorsichtig sind und die Untergrenze der effektiven Wirkung auf die Verkehrssicherheit darstellen.

Aggregation der Umweltwirkung

Um die verschiedenen Wirkungen von Tempo 30 in den Quartieren gesamtheitlich beurteilen zu können, haben wir sie anhand von monetären Grössen aggregiert. Dafür verwenden wir wieder die Kostensätze gemäss Kapitel 6 (Grobschätzung für vermiedene externe Lärmkosten im Anhang 3):

	Wirkung auf Umwelt und Verkehrsicherheit	Total vermiedene Kosten (Mio Fr.)
Lärm kurzfristig	Reduktion Lärmbelastung:	
- PW	~ 2 dB(A)	110
- Güterverkehr	~ 2 dB(A)	
Lärm langfristig		
- PW	~ 2 dB(A)	110
- Güterverkehr	~ 2 dB(A)	
Unfälle	Vermiedene Todesfälle/ Verletzte⁴⁶:	
- PW	~ 7 / 347	24
- Güterverkehr	~ 1 / 34	3
Umwelt kfr.	Vermiedene NO_x (Tonnen)	
- PW	620	17
- Güterverkehr	120	3
Umwelt lfr.		
- PW	450	13
- Güterverkehr	146	3
Klima kfr.	Vermiedene CO₂ (1000 Tonnen)	
- PW	108.5	11-25
- Güterverkehr	7	0.7-1.7
Klima lfr.		
- PW	128	13-30
- Güterverkehr	12	1-3
Total		
- Kurzfristig		169-184
- Langfristig		167-186

Tabelle 70: Monetäre Bewertung der Wirkungen einer Reduktion der Fahrgeschwindigkeit auf Quartierstrassen.

Die Massnahme wirkt im Bereich der Lärmreduktion am meisten, obwohl auch in den Bereichen Luftschadstoffemissionen und Verkehrssicherheit jeweils beträchtliche Kosteneinsparungen erzielt werden können (rund 50 Mio Fr. pro Jahr).

46 Zuteilung auf Personenwagen und Lieferwagen gemäss den vermiedenen Fzghm

c) Ermittlung und Darstellung der Kosten-Wirksamkeit

Bezogen auf die Luftschadstoffemissionen ergeben sich folgende Kosten-Wirksamkeits-Indikatoren.

[g pro Fr.] Quartierstrassen	Total	
	kurzfristig.	langfristig
Kohlendioxid (CO ₂)	754	738
Stickoxide (NO _x)	4.8	3.1
Reduktion Unfälle		
Verletzte	-1.3%	-1.3%
Getötete	-1.1%	-1.1%
Reduktion Lärm	~ 2 dB(A)	~ 2 dB(A)

Tabelle 71: Kosten-Wirksamkeit einer Senkung der Geschwindigkeitslimiten auf Quartierstrassen, gemessen in g vermiedene Schadstoffemission pro eingesetzten Fr.

Wenn zur Bestimmung der Kosten-Wirksamkeit die monetäre Aggregation der Wirkungen benützt wird, ergeben sich folgende Indikatoren:

Kosten-Wirksamkeit	Indikator
Kurzfristige Wirkung	1.1-1.2
Langfristige Wirkung	0.9-1.0

Tabelle 72: Indikator der Kosten-Wirksamkeit von Temporeduktionen auf Quartierstrassen basierend auf der monetären Aggregation der Wirkungen.

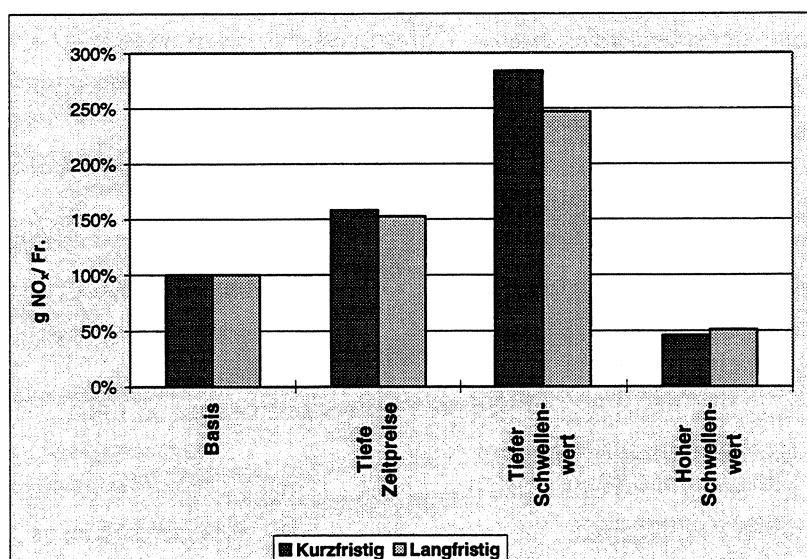
Der Indikator zeigt kurz und langfristig Werte, die zwischen 0.9 und 1.2 liegen. Das heisst, dass die vermiedenen Kosten/Schäden in etwa gleich hoch sind wie die für die Massnahme eingesetzten finanziellen Mittel. Die flächendeckende Einführung von Tempo 30 kann als wirtschaftliche Umweltmassnahme bezeichnet werden. Dabei ist zu beachten, dass die Kosten relativ detailliert erfasst worden sind, wogegen bei der Wirkung der Massnahme grössere Unsicherheiten bestehen (Schadstoff-Reduktionspotentiale, Lärmreduktion) und eher eine Unterschätzung darstellen.

Im Vergleich zu Geschwindigkeitsbeschränkungen auf Autobahnen, resultieren bei Tempo 30 höhere vermiedene Emissionen bzw. vermiedene Schäden pro eingesetzten Franken. Dies kann hauptsächlich mit den tieferen Zeitkosten erklärt werden.

d) Analyse der Unsicherheiten

Ähnlich wie bei der Geschwindigkeitsbeschränkung auf Autobahnen, werden auch für Tempo 30 verschiedene Sensitivitätsrechnungen durchgeführt:

- Halbierung/Verdoppelung des Schwellenwertes auf 7.5%/30% für den Personenverkehr, auf 12.5%/50% für den Güterverkehr (Basisvariante: 15% bzw. 25%).
- Zeitpreis: Verwendung eines tieferen Zeitpreises (vgl. Sensitivität Geschwindigkeitsbeschränkung Autobahnen)



Figur 17: Sensitivitätsrechnungen mit Änderung der benützten Zeitwerte, Elastizitäten und Schwellenwert (prozentuale Abweichung vom Referenzszenario, in g NO_x pro eingesetzten Fr.).

Die Ergebnisse reagieren sehr sensitiv auf Änderungen der Zeitwerte und insbesondere auf die Änderungen des Schwellenwertes, ab welchem die Zeiterhöhung spürbar ist. Die Unterschiede zwischen den langfristigen Wirkungen sind mit der höheren Verkehrsnachfrage und den unterschiedliche Reduktionspotentialen zu erklären. Die Kosten-Wirksamkeit steigt tendenziell an, da die durch effizientere Technologien erzielten Treibstoffeinsparungen die Zeitverluste stärker kompensieren.

Der Kosten-Wirksamkeits-Indikator verringert sich auf rund 50%, wenn tiefere Schwellenwerte angenommen werden. Bei einer Erhöhung des Schwellenwertes dagegen, steigt der Kosten-Wirksamkeits-Indikator auf Werte deutlich über 1 (kfr.: 3.5-3.8, lfr. 2.6-2.8). Eine ähnliche Wirkung wird durch die Verringerung der Zeitkosten (Opportunitätskosten der Zeit) erzielt (kfr.: 1.9-2.1, lfr. 1.5-1.7).

10.2. Treibstoffpreiserhöhungen

Massnahme-Übersicht

Definition der Massnahme:

- Flächendeckende Einführung einer Treibstoffabgabe in der Höhe von Fr. 0.50
- Preisliche, verhaltensorientierte Massnahme
- Dosierung: einmalige Einführung/stufenweise Einführung (5 Jahre)
- Hauptwirkung: Reduktion der Luftschadstoffemissionen

Verkehrliche Wirkung

- Verringerung Verkehrsnachfrage, ev. Änderung Fahrverhalten
- Positive Nebenwirkungen: Geringere Überlastung der bestehenden Infrastruktur, Verringerung der Zeitverluste
- Negative Nebenwirkungen: Zunahme Verkehrsnachfrage aufgrund der Verringerung der Zeitkosten, Tanktourismus

Kosten der Massnahme

- Direkte laufende Kosten: administrative Kosten bei der Einführung und der Erhebung der Abgabe
- Investitionen: keine
- Anpassungskosten: Nutzungsverzichte, bei Änderung Fahrverhalten, Zeitverluste

Umweltwirkungen und ihre Aggregation

- Verringerung von Luftschadstoffemissionen, Unfällen und Lärmbelastung aufgrund Verringerung Verkehrsnachfrage und Änderung Fahrverhalten, Mehrbelastung beim ÖV

Analyse der Unsicherheiten

- Erhöhung/Senkung der Treibstoffabgabe auf Fr. 1.-/0.25 Fr.
- Erhöhung/Senkung der Elastizitäten auf -0.1/-0.3 (kurzfristige Elastizität PV) und auf -0.5 und -0.7 (langfristige Elastizität PV)
- Erhöhung der administrativen Kosten auf 50 Mio Fr.

Interpretation der Ergebnisse und kritische Elemente

- Bei der stufenweisen Einführung der Abgabe resultiert, wegen den tieferen Anpassungskosten eine bessere Kosten-Wirksamkeit. Die Verringerungen der Anzahl Unfallopfer und der Lärmbelastung ist dagegen bei der einmaligen Einführung höher, da diese Massnahme einen stärkeren Rückgang der Verkehrsnachfrage verursacht.
- Methodisch kritische Elemente sind die nicht erfassten Wirkungen aus der Änderung des Fahrverhaltens, d.h. ganze Preiserhöhung wird nachfragewirksam (keine Einsparungen aufgrund sparsamerem Fahrverhalten), grobe Annahmen bezüglich Entwicklung der Elastizitäten, grobe Annahmen bei Schätzung der administrativen Kosten, Berechnung der Mehrbelastung beim ÖV infolge Umsteigeeffekte: Indikatoren als Grobangaben zur Mehrbelastung, pauschale Berechnung der Wirkungen auf Unfälle und Lärm.

Übersicht über die Ergebnisse

1. Kosten der Massnahme

- direkte Kosten: 1 Mio Fr. Kontrollkosten/a
- Anpassungskosten: einmalige Einf. 89 Mio Fr./a, stuf. Einf. 82 Mio Fr./a

2. Wirkung der Massnahme (einmalige Einf./stufenweise Einf.)

- **Luftschadstoffemissionen:** - 1.0 Mio Tonnen CO₂ / -1.0 Mio Tonnen CO₂
- 5'400 Tonnen NO_x / - 5'100 Tonnen NO_x
- 550 Tonnen Partikel / -520 Tonnen Partikel
- **Verkehrssicherheit:** - 780 /- 660 Verletzte
- 20 /- 16 Todesfälle
- **Lärm:** -0.4 / -0.3 dB(A)
- **Monetäre Aggregation der Wirkung:** - einmalige Einf.: 340 - 480 Mio Fr.
- stufenweise Einf.: 310 - 440 Mio Fr.

3. Kosten-Wirksamkeits-Indikator

- einmalig: 11'400 g CO₂/Fr. (Sensitivität: 50% - 200%), -2.3% Verletzte/Getötete, -0.4 / -0.5 dB(A) Lärmbelastung, monetäre Aggregation: 3.8 - 5.4 (Minderkosten/ Kosten der Massnahme)
- stufenweise: 11'500 g CO₂/Fr. (Sensitivität: 50% - 200%), -2.7% Verletzte/Getötete, -0.3 / -0.4 dB(A) Lärmbelastung, monetäre Aggregation: 3.8 - 5.4 (Minderkosten/ Kosten der Massnahme)

a) Definition der Massnahme

Treibstoffpreiserhöhung von 50 Rp. pro Liter: Die Abgabe wird flächendeckend auf Diesel und auf Benzin erhoben. Dabei werden folgende Einführungsmöglichkeiten untersucht:

- einmalige Erhöhung,
- stufenweise, jährliche Erhöhung um 0.1 Fr. (insgesamt während fünf Jahren).

Die Hauptwirkung der Massnahme besteht in der Verringerung des Treibstoffverbrauchs und der Luftschadstoffemissionen (NO_x , CO_2).

b) Ermittlung der verkehrlichen Wirkung

Die Erhöhung der Treibstoffpreise führt zu einer Erhöhung der Verkehrskosten und dadurch zu einer **Verringerung** der Verkehrsnachfrage. Die Einnahmen der Abgabe stellen eine **Transferzahlung** von den Verkehrsbenutzern an den Staat dar, welche

keinen Ressourcenverbrauch verursacht⁴⁷. Diese fliesst nicht in die Kostenberechnung ein.

c) Ermittlung der Kosten

Die detaillierten Berechnungen der Kosten und Wirksamkeit der Massnahme sind im Anhang 3 ersichtlich.

Direkte laufende Kosten

Quantitative Grundlagen zur Höhe der administrativen Kosten, die mit der Einführung einer Treibstoffabgabe entstehen würden, fehlen weitgehend. Wir haben, aufgrund von qualitativen Überlegungen⁴⁸, die administrativen Kosten auf 1 Mio Fr. pro Jahr festgesetzt. Auch bei dieser Massnahme sind die administrativen und Durchführungskosten eher von untergeordneter Bedeutung im Vergleich zur Höhe der Nutzenverluste. Änderungen in der Höhe dieser Kosten beeinflussen die Ergebnisse der Kosten-Wirksamkeits-Analyse nur geringfügig.

Nachfragewirkungen

Die Berechnung der Kosten einer Treibstoffabgabe erfolgt mit einem "top-down Ansatz" (Elastizitätsansatz). Tabelle 73 zeigt die Informationen, welche für die Berechnung der Nachfragewirkungen erforderlich sind.

47 Zum Beispiel könnte der Staat die Einnahmen aus der Treibstoffabgabe der Bevölkerung wieder zurückverteilen.

48 Insbesondere die Tatsache, dass bereits heute Treibstoffe besteuert werden und die entsprechenden Verwaltungsstrukturen vorhanden sind.

Inputdaten:		
Preiserhöhung	Fr. 0.5 Preissteigerung: 42% Benzin 38% Diesel	
Elastizität ¹	kurzfristig: -0.2 (PV), -0.07 (GV) langfristig: -0.6 (PV), -0.2 (GV)	
Verkehrsnachfrage (Mio Fzgkm)	1995 ²	2005 ²
PKW	43'794	50'712
Lieferwagen	2'794	4'111
LKW	2'186	3'538
Output:		
Verkehrsnachfrage neu (Mio Fzgkm)	einmalige Einf. ³	stufenweise Einf. ⁴
PKW	40'145	44'043
Lieferwagen	2'716	3'434
LKW	2'130	2'885

¹ Quelle: Vgl. Kap. 3.3, für den Güterverkehr wurde jeweils rund die Hälfte der Elastizität des Personenverkehrs verwendet. In diesen Elastizitäten ist die kostensenkende Wirkung infolge des geringeren Treibstoffverbrauchs bereits enthalten.

² Quelle: BUWAL/INFRAS 1995

³ Berechnet mit der kurzfristigen Elastizität und der Verkehrsnachfrage vom Jahr 1995

⁴ Berechnet mit zunehmender Elastizität und Verkehrsentwicklung 1995-1999

Tabelle 73: Die erforderlichen Inputdaten für die Berechnung der Nachfragewirkung (Output).

Die Nachfragewirkungen wurden mit einem **statischen Ansatz** für die einmalige Treibstoffpreiserhöhung und mit einem **dynamischen Ansatz** für die stufenweise Einführung der Abgabe berechnet.

Die Verkehrsnachfrage des Jahres 1995 (BUWAL/INFRAS 1995) bildet die Datengrundlage für die Berechnung des Nachfragerückgangs bei der **einmaligen Einführung** der Abgabe. Der Nachfragerückgang (rund 10%) ergibt sich aus dem Produkt aus Preiserhöhung (rund 40%) und kurzfristiger Elastizität (-0.2).

Bei der Berechnung der Nachfragewirkung der **stufenweisen Einführung** wird vom Verkehr des Jahres 1995 ausgegangen. Da die Einführung der Abgabe sich über mehrere Jahre erstreckt, wird die Trendentwicklung der Verkehrsnachfrage berücksichtigt. Wir gehen von einer linearen Verkehrsentwicklung aus, d.h. von einem linearen

Wachstum der Verkehrsmenge zwischen den Jahren 1995 und 2005⁴⁹. Auch die **Elastizitäten** werden im Zeitverlauf angepasst. Die **kurzfristige Preiselastizität** wird jeweils im **Einführungsjahr** der Abgabe verwendet. Für die nachfolgenden Jahren wird die Elastizität jeweils linear erhöht, so dass sie nach fünf Jahren ungefähr die Höhe der langfristigen Elastizität (ca. -0.6) erreicht.

	Entwicklung Elastizität		
	ΔP_1	ΔP_2	ΔP_3
t0	-0.2	-	-
t1	-0.3	-0.2	-
t2	-0.4	-0.3	-0.2
t3	-0.5	-0.4	-0.3

Tabelle 74: Die Elastizitäten nehmen im Zeitverlauf zu; bei jeder Erhöhung des Treibstoffpreises reagiert die verbliebene Nachfrage gemäss der kurzfristigen Elastizität (Güterverkehr: jeweils 50% der Elastizität des Personenverkehrs).

Bei der Berechnung der Nachfragewirkungen müssen zwei Aspekte berücksichtigt werden :

1. die Reaktion der Nachfrage aus den bereits erfolgten Abgabeerhöhungen,
2. die Trendentwicklung des Verkehrs.

Der resultierende Nachfragerückgang stellt somit die Nettowirkung aus dem Nachfragerückgang aufgrund der Treibstoffabgabe und der trendmässigen Zunahme der Verkehrsnachfrage dar. Wir untersuchen die Wirkung, die fünf Jahre nach der erstmaligen Einführung der Abgabe erzielt wird.

Nutzenverluste

Die einmalige Einführung verursacht einen Nutzenverlust in Form von Verzicht auf Fahrten im Einführungsjahr der Abgabe. Bei der stufenweisen Einführung werden dagegen die Nutzenverluste für jede einzelne Preiserhöhung berechnet. Das bedeutet, dass für jedes Jahr der Nachfragerückgang berechnet und mit der durchschnittlichen Preiserhöhung (dividiert durch zwei, da wir von einer linearen Nachfragefunktion

⁴⁹ Prognosen der Verkehrsnachfrage für das Jahr 2005 sind z.B. in BUWAL/INFRAS 1995 enthalten.

ausgehen) multipliziert werden muss. Da mit einer steigenden Elastizität gerechnet wird, nehmen die Nutzenverluste im Zeitverlauf zu.

In Mio Fr.	PKW	Lieferwagen	LKW	Total
Einmalige Einführung (kfr. Elast.)	82	3	4	89
Stufenweise Erhöhung	75	3	5	82

Tabelle 75: Nutzenverluste infolge der Treibstoffpreiserhöhung (in Mio Fr.).

Zusammenstellung der Kosten nach Kategorien

Die Zusammenstellung der Kosten zeigt deutlich, dass die Treibstoffpreiserhöhung in erster Linie relevante Nutzenverluste verursacht. Die Kosten-Wirksamkeit der Massnahme reagiert viel sensibler auf eine Änderung der Annahmen zur Nachfragewirkung (insbesondere Elastizität) als auf Änderungen der administrativen Kosten.

[Mio Fr.]	Einführung	
	Einmalig	Stufenweise
Administrative Kosten	1	1
Nutzenverluste	89	82
Total	90	83

Tabelle 76: Zusammenstellung der Kosten infolge einer Treibstoffpreiserhöhung.

d) Ermittlung und Aggregation der Umweltwirkung

Minderbelastung durch Verringerung der gefahrenen Fahrzeugkilometer:

Die Minderbelastung aus der Verringerung der gefahrenen Fahrzeugkilometer wird gestützt auf die in INFRAS (1995) veröffentlichten Emissionsfaktoren berechnet. Bei der einmaligen Einführung der Abgabe werden nur die Einsparungen bei den direkten Betriebskosten berechnet, da kurzfristig der Fahrzeugbestand nicht reduziert wird. Bei der stufenweisen Einführung der Abgabe – die mit einer langfristigen Betrachtungsweise gekoppelt ist – werden dagegen die Minderbelastungen aufgrund eines kleineren Fahrzeugbestandes berechnet. Dabei wird angenommen, dass rund ein Drittel der VerkehrsteilnehmerInnen, welche umsteigen oder auf Fahrten verzichten, auch auf ein eigenes Fahrzeug verzichten.

Tabelle 77 zeigt die jährlichen Netto-Minderbelastungen die mit der Abgabe realisiert werden.

	Einmalige Einführung [Tonnen pro Jahr]	Stufenweise Erhöhung [Tonnen pro Jahr]
Kohlendioxid (CO ₂)	1'030'000	955'000
Stickoxide (NO _x)	5'400	5'100
Partikel	550	520

Tabelle 77: Verringerung der Luftschadstoffemissionen durch Einführung einer Treibstoffabgabe.

Mehrbelastung durch Verlagerung eines Teils der Verkehrsnachfrage auf den ÖV: Grundlage für die Bemessung der Mehrbelastung aufgrund der Umsteigeeffekte sind die in INFRAS (1995) berechneten Emissionsfaktoren für den öffentlichen Verkehr. Wir gehen davon aus, dass rund ein Drittel des Nachfragerückgangs beim PKW-Verkehr auf den öffentlichen Verkehr umsteigt, beim Güterverkehr liegt dieser Anteil dagegen bei 10%.

Ähnlich wie bei den Geschwindigkeitsreduktionen führt eine Treibstoffabgabe zu einer stärkeren Auslastung der bestehenden Infrastruktur, löst aber keine neuen Infrastrukturinvestitionen aus. Deswegen wird nur die direkte Mehrbelastung infolge einer Zunahme des Fahrplanangebotes berechnet.

Lärm

Die Reduktion der Lärmbelastung entsteht hauptsächlich wegen des Rückgangs der gefahrenen Fahrzeugkilometer. Die allfälligen Wirkungen, welche aus einem unterschiedlichen Fahrverhalten entstehen, werden nicht berücksichtigt, da diesbezüglich keine Angaben zur Verfügung stehen.

Die Berechnung erfolgt mit dem Modell, welches für die Wirkung von Geschwindigkeitsbeschränkungen verwendet worden ist, wobei in diesem Fall nur die Verkehrsmenge aber nicht die durchschnittlich gefahrene Geschwindigkeit variiert worden ist.⁵⁰

Lärm [dB(A)]	Einmalige Einführung		Stufenweise Einführung	
	Tag	Nacht	Tag	Nacht
Autobahnen	-0.4	-0.5	-0.3	-0.4

Tabelle 78: Änderung der Lärmemissionen infolge der Einführung einer Treibstoffabgabe.

⁵⁰ Angenommene Geschwindigkeiten: PKW: 80 km/Std.; LKW: 60 km/Std.

Unfälle

Die Verringerung der Verkehrsnachfrage wirkt sich positiv auf die Unfallhäufigkeit aus. Um die vermiedene Anzahl verletzter und getöteter Personen abzuschätzen, gehen wir von einer Elastizität der Unfallhäufigkeit in Abhängigkeit der Fahrleistung von -0.35 aus. Dabei wird angenommen, dass Unfälle mit Toten und Verletzten ebenfalls um diesen Faktor zurückgehen.⁵¹

Einmalige Einführung		Stufenweise Einführung ¹	
Verletzte	Getötete	Verletzte	Getötete
780	20	660	16

¹ Referenz: Verkehrsnachfrage gemäss Trendentwicklung

Tabelle 79: Verringerung der Anzahl Unfallopfer aufgrund einer Verringerung der gefahrenen Fahrzeugkilometer.

⁵¹ Vgl. Baum H. und Kling T. (1998)

Aggregation der Umweltwirkung

Für die monetäre Aggregation werden die gleichen Kostensätze benützt wie bei den Geschwindigkeitsbeschränkungen.

	Wirkung auf Umwelt und Verkehrs sicherheit	Total vermiedene Kosten (Mio Fr.)
Lärm (einmalige E.)	Reduktion Mio Fzgkm⁵²:	
- PW	2'433	25
- Güterverkehr	89	4.8
Lärm (stufenweise)		
- PW	2'214	23
- Güterverkehr	100	5.3
Unfälle	Vermiedene Todesfälle/ Verletzte⁵³	
- Einmalige E.	20 / 780	58
- Stufenweise E.	16 / 660	49
Umwelt	Vermiedene No_x (Tonnen)	
- Einmalige E.	5'400	146
- Stufenweise E.	5'100	136
Klima	Vermiedene CO₂ (1000 Tonnen)	
- Einmalige E.	1'100	105-242
- Stufenweise E.	975	97.5-224
Total		
- Einmalige E.		340-476
- Stufenweise E.		310-438

Tabelle 80: Monetäre Bewertung der Wirkungen einer Reduktion einer Treibstoffabgabe.

Die bedeutendsten Kosteneinsparungen finden in den Bereichen Luftverschmutzung und Klima statt, was mit den bedeutenden Emissionsreduktionen zusammenhängt. Die Auswirkungen auf die Verkehrssicherheit (und auf die Lärmbelastung) hängen direkt mit der Reduktion der gefahrenen Kilometer zusammen, die in diesem Szenario viel ausgeprägter ist als bei den Geschwindigkeitsbeschränkungen.

52 Annahme: zwei Drittel der vermiedenen Fzgkm werden in bewohnten Gebieten zurückgelegt

53 Einheitlicher Satz für Verletzte: 30'280 Fr. pro verletzte Person (keine Unterscheidung zwischen PW/Güterverkehr)

e) Ermittlung und Darstellung der Kosten-Wirksamkeit

Tabelle 81 stellt die Kosten-Wirksamkeit der Massnahme bezüglich einer Reduktion der Luftschadstoffemissionen dar.

[g pro Fr.]	Einmalige Einführung.	Stufenweise Erhöhung
Kohlendioxid (CO ₂)	11'400	11'500
Stickoxide (NO _x)	60	61
Partikel	6	6
Reduktion Unfälle		
Verletzte	-2.3%	-2.7%
Getötete	-2.3%	-2.7%
Reduktion Lärm	-0.4/-0.5 dB(A)	-0.3/0.4 dB(A)

Tabelle 81: Kosten-Wirksamkeits-Indikatoren (gemessen in g vermiedene Emission pro eingesetzten Franken) einer Treibstoffabgabe mit unterschiedlichen Einführungsmodalitäten.

Wenn die Wirksamkeit der Massnahme anhand der monetären, aggregierten Grösse gemessen wird, ergibt sich folgendes Verhältnis zwischen den Kosteneinsparungen, welche durch die Massnahme erzielt werden, und den zur Realisierung der Massnahme erforderlichen Kosten:

Kosten-Wirksamkeit	Indikator
Einmalige Einführung	3.8-5.4
Stufenweise Einführung	3.8-5.4

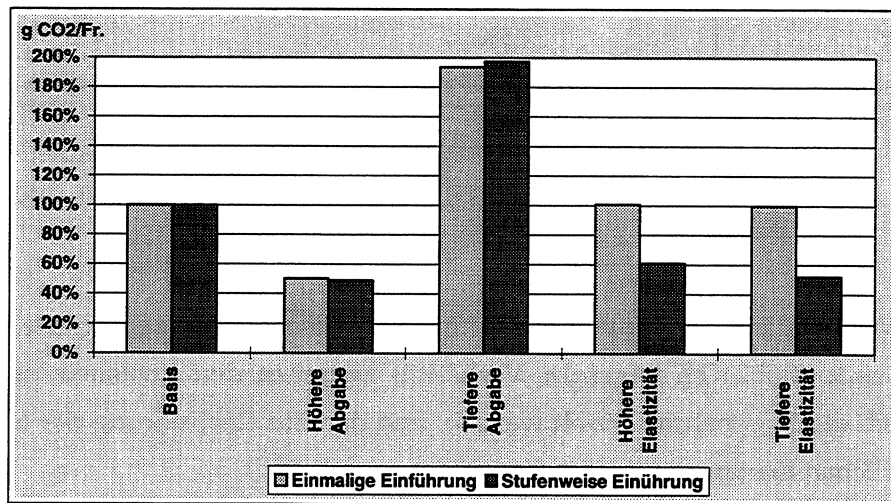
Tabelle 82: Indikator der Kosten-Wirksamkeit einer Treibstoffabgabe basierend auf der monetären Bewertung der Wirkungen.

Es zeigt sich, dass diese Massnahme eine sehr hohe Kosten-Wirksamkeit aufweist. Im Gegensatz zu den Geschwindigkeitsbeschränkungen entstehen bei den Treibstoffabgaben keine zusätzlichen Kosten für den verbleibenden Verkehr (insbesondere keine Zunahme der Zeitkosten), wenn davon ausgegangen wird, dass die Abgaben der VerkehrsbenutzerInnen anderweitig verwendet werden können und deshalb Transferzahlungen darstellen.

f) Analyse der Unsicherheiten

Im Rahmen von Sensitivitätsrechnungen wurden folgende Parameter variiert:

- Höhere/tiefere Abgabesätze: Die Abgabe wurde auf 1 Fr. erhöht bzw. auf 0.25 Fr. gesenkt.
- Tiefere/höhere Elastizität: Die kurzfristige Elastizität wurde auf -0.1 bzw. -0.3, die langfristige Elastizität auf -0.5 bzw. -0.7 erhöht/gesenkt (Güterverkehr: jeweils die Hälfte der Elastizität des Personenverkehrs).



Figur 18: Sensitivitätsrechnungen mit tieferen/höheren Abgabesätzen und Elastizitäten (prozentuale Abweichung vom Referenzszenario, in g CO₂ pro eingesetzten Fr.).

Eine Verdoppelung bzw. Halbierung der Abgabe hat erwartungsgemäss den grössten Einfluss auf die Kosten-Wirksamkeits-Indikatoren. Je tiefer die Abgabe, desto geringer die Anpassungskosten. Bei einer Abgabe von 1 Fr. nimmt der Treibstofftourismus massiv zu, was die Kosten-Wirksamkeit senkt. Demgegenüber ist die Variation der Elastizitäten wenig sensitiv, weil sich sowohl die Anpassungskosten als auch die Wirkung verändern.

10.3. Freiwillige Massnahmen

Übersicht

Im Rahmen des Aktionsprogramms 'Energie 2000' strebt der Bundesrat unter anderem eine sparsame und rationelle Energienutzung an. Neben regulativen Massnahmen wurden dabei auch freiwillige (sog. persuasive) Massnahmen initiiert, deren Ergebnisse bereits teilweise vorliegen. Persuasive Massnahmen haben zum Ziel, die jeweilige Zielgruppe davon zu überzeugen, sich freiwillig vermehrt für das Erreichen der Ziele des Aktionsprogramms einzusetzen. Um dies zu erreichen, werden Informations-, Beratungs-, Schulungs- und Motivationsprojekte durchgeführt (BEW 1996).

In dieser Zusammenstellung werden insbesondere 2 Projekte des Ressorts Treibstoffe eingehender bezüglich ihrer Kosten-Wirksamkeit untersucht. Es handelt sich um das Projekt 'Eco-Fahrweise', durch das FahrzeuglenkerInnen und FahrlehrerInnen zur Anwendung und Schulung einer treibstoffsparenden und damit ökologisch und ökonomisch sinnvollen Fahrweise motiviert werden sollen. Ein zweites Projekt 'Mobilitätsmanagement' unterstützt verschiedene Projekte im Bereich Car Sharing, Rufbus, Velo- und Fussgänger.

10.3.1. 'Eco Fahrweise'

Kosten [Fr.]	Pro Akteur ergeben sich Kosten von: ca. Fr. 19 davon ca. Fr. 5.5 aus dem Ressortbudget 'Energie 2000' Fr. 13.5 aus Drittmitteln
Wirkung [kg CO ₂ /Periode]	Hauptwirkung: CO ₂ -Reduktion pro Jahr [kg] 500 CO ₂ -Reduktion über gesamte Wirkungsdauer v. 10a [kg] 5'000 Nebenwirkung: qualitativ positiv: Lärm leicht positiv: Unfälle unsicher: Luftschadstoffe
	CO ₂ -Emissionsreduktion pro eingesetztem Fr. 270 kg CO ₂ /Fr.

Tabelle 83: Übersicht über Kosten, Wirkungen und Kosten-Wirksamkeit freiwilliger Massnahmen am Beispiel der 'Eco-Fahrweise'.

a) Definition der Massnahme

Im Rahmen des Programms 'Energie 2000' werden Kurse angeboten, an denen Auto-lenkerInnen einen energiesparenden Fahrstil erlernen können. Zusätzlich werden Fahrlehrer und Prüfungsexperten in einem zweitägigen Kurs mit den Inhalten der neuen sog. 'Eco-Fahrweise' vertraut gemacht, um sie den Fahrschülerinnen und Fahr-schülern im Fahrunterricht zu vermitteln und sie allenfalls auch prüfen zu können.

Insgesamt sind durch die sog. 'Eco-Fahrweise' Treibstoffeinsparungen von 10-20% möglich, ohne dass die Geschwindigkeit reduziert werden müsste oder Komfortein-bussen hingenommen werden müssten. Daneben sind für die Fahrzeuglenkenden noch finanzielle Entlastungen aufgrund des geringeren Benzinverbrauchs zu erwarten. Die sog. 'Eco-Fahrweise'-Kurse werden von VSZV⁵⁴, ASTAG⁵⁵ und TCS⁵⁶ als Trä-gerorganisationen durchgeführt.

Ein Vergleich von Fahrerinnen und Fahrern mit und ohne Ausbildung in der 'Eco-Fahrweise' zeigte folgendes Ergebnis (IAP 1995):

	Durchschnittsverbrauch [l/100km]		Durchschnittsgeschwindigkeit [km h]	
		± in %		± in %
Referenzgruppe (ohne Ausbildung)	10.65		45.5	
Gruppe E1 ¹⁾ (Ø 8 Monate Fahrpraxis)	9.34	-12.3%	50.1	+10.1%
Gruppe E2 ²⁾ (Ø 17 Monate Fahrpraxis)	8.42	-20.9%	52.5	+15.4%

1) Gruppe E1: FahranfängerInnen mit einer durchschnittlichen Fahrpraxis von 8 Monaten, die im Rahmen der Fahrausbildung einen Kurs in der 'Eco-Fahrweise' absolviert haben.

2) Gruppe E2: FahranfängerInnen mit einer durchschnittlichen Fahrpraxis von 17 Monaten, die im Rahmen der Fahrausbildung einen Kurs in der 'Eco-Fahrweise' absolviert haben.

Tabelle 84: Veränderungen des Durchschnittsverbrauchs und der Durchschnittsgeschwindigkeit von FahranfängerInnen, die in der sog. 'Eco-Fahrweise' ausgebildet worden sind. (Quelle: IAP 1995).

Der Benzinverbrauch bei den beiden untersuchten Gruppen mit Ausbildung reduziert sich gegenüber dem Verbrauch der Referenzgruppe ohne Ausbildung um ca. 12 - 21%. Auffallend dabei ist, dass die ausgebildete Gruppe mit der längeren Fahrpraxis (17 Monate) eine höhere Treibstoffeinsparung erzielte als die ebenfalls in der 'Eco Fahrweise' ausgebildete Gruppe mit nur 8 Monaten Fahrpraxis. Das deutet darauf hin, dass

54 VSZV: Verkehrs-Sicherheits-Zentrum Veltheim

55 ASTAG: Schweizerischer Nutzfahrzeuge-Verband

56 TCS: Touring Club Schweiz

der geschulte Fahrstil noch längere Zeit nach der Ausbildung beibehalten und angewendet wird. Gleichzeitig erhöhte sich die durchschnittlich gefahrene Geschwindigkeit im Vergleich zur Referenzgruppe.

b) Analyse der verkehrlichen Wirkungen

Auswirkungen auf die Verkehrsnachfrage, Veränderungen des Modalsplits und Anpassungsreaktionen der VerkehrsteilnehmerInnen sind bei dieser Massnahme nicht zu erwarten.

c) Kosten der Massnahme

Bei der Berechnung der Kosten der Massnahme übernehmen wir Kostenangaben des Ressorts Treibstoffe des Aktionsprogramms 'Energie 2000'. Die Kosten entsprechen dabei den Ressortmitteln 'Energie 2000' für die Aktion 'Eco-Fahrweise', zusätzlich kommen ausgelöste Investitionen und Ausgaben (sog. Drittmittel) hinzu, wobei angenommen wird (vom Ressort Treibstoff), dass 60% dieser Investitionen der Massnahme zugerechnet werden können, während 40% auch ohne die Massnahme vorgenommen worden wären. Insgesamt wurden im Berichtsjahr ca. 34'000 Personen erreicht, dies ergibt Kosten von ca. Fr. 19 pro Person.

	Kosten im Berichtsjahr 97/98
Ressortbudget 'Energie 2000' [Fr.]	185'000
ausgelöste Drittmittel [Fr.]	740'000
Total [Fr.]	925'000
Anteil 'Energie 2000' der Drittmittel[%]	60%
Total 'Energie 2000' [Fr.]	629'000
erreichte Personen [Anzahl]	33'746
Ausgaben pro Person [Fr./P.]	19

Tabelle 85: Direkte Kosten der Massnahme 'EcoFahrweise'. Quelle: 'Energie 2000' Ressort Treibstoffe: Erhebungsraster für quantitative Ressortwirkungen (unveröffentlicht).

Neben den direkten Kosten der Massnahmen fallen bei den Kursteilnehmern auch Anpassungskosten an. Diese Opportunitätskosten (Kursgebühren, Zeitkosten, weitere Kosten) werden allerdings durch die Einsparungen an Treibstoff kompensiert. Bei den angenommenen Einsparungen (Abschnitt d) können mit der 'Eco-Fahrweise' pro Jahr ca. 340 l Benzin eingespart werden. Bei einem Benzinpreis von 1.20 Fr. entspricht dies jährlichen Einsparungen von 420 Fr.

d) Wirksamkeit

Hauptwirkung

Die Massnahme wurde im Rahmen des Aktionsprogramms 'Energie 2000' lanciert. Die beabsichtigte Hauptwirkung liegt deshalb in der Reduktion des Treibstoffverbrauchs und der damit verbundenen Emissionsreduktion des Treibhausgases CO₂.

Tabelle 86 zeigt eine grobe Abschätzung der Wirkung der 'Eco-Fahrweise' pro teilnehmende Person (Akteur):

Energetische Wirkung	
Einsparung pro Akteur [MJ]/Jahr]	11'340
Anteil 'Energie 2000' [%]	60%
Einsparung durch die Massnahme[MJ]/Jahr]	6'800
CO ₂ - Reduktion pro Akteur u. Jahr [kg/Jahr]	500
Wirksamkeit der Massnahme [Jahre]	10 1)
CO ₂ - Reduktion pro Akteur total	5'000

1) Im Unterschied zu den Annahmen des Ressorts Treibstoffe, das von 20 Jahren ausgeht

Tabelle 87: CO₂-Reduktion durch die Eco-Fahrkurse pro Person.⁵⁷ (Basis: Angaben Energie 2000 Ressort Treibstoffe).

Der Kostenberechnung liegt die Annahme zugrunde, dass die Akteure ihren jährlichen Treibstoffverbrauch durch die erlernte 'Eco Fahrweise' um ca. 12% reduzieren, wobei 60% dieser Reduktion der Massnahme zugeordnet werden. Gleichzeitig wird angenommen, dass rund die Hälfte der (beispielsweise von Firmen) ausgebildeten Fahrer beruflich bedingt eine durchschnittlich 5 mal höhere Jahresfahrleistung haben als der Durchschnitt. Entsprechend erhöht sich auch die energetische Wirkung pro Person (MJ pro Akteur). Die angebotenen Kurse in der 'Eco Fahrweise' stellen auf Verhaltensän-

⁵⁷ Die Berechnung der CO₂-Reduktion (in kg) aufgrund der eingesparten Energie (in MJ) erfolgte aufgrund einer einfachen Abschätzung. (Quelle: INFRAS 1998)

Verbrauch PW CH-Ø	l/Fzkm	0.08
Emissions-Faktor CO ₂	g/Fzkm	188
CO ₂ pro l	g/l	2'350
Energiegehalt Benzin		
Energiegehalt	MJ/l	32
CO₂-Emissionen pro MJ		
CO ₂ pro MJ	g/MJ	73.44

derungen ab, die auch in Zukunft beibehalten werden. Um die Wirkung dieser Massnahme entsprechend zu quantifizieren, müssen deshalb Annahmen getroffen werden, wie lange die Wirkung der Kurse zukünftig anhält. Dabei gehen wir optimistisch von einer Wirkungsdauer von 10 Jahren aus. Wie in Tabelle 84 gezeigt wird, verstärkt sich die Wirkung der Fahrkurse mit zunehmender Fahrpraxis, allerdings sind die bisher vorliegenden Untersuchungen noch nicht aussagekräftig genug, um diese Annahme hinreichend zu verifizieren. Pro Jahr können Autofahrerinnen und Autofahrer mit Hilfe der 'Eco Fahrweise' die Emission von ca. 500 kg CO₂ verhindern. Hochgerechnet auf 10 Jahre ergibt sich eine Reduktion um ca. 5 t CO₂.

Nebenwirkungen

Im Moment liegen noch zu wenig Daten vor, um gesicherte Aussagen über die Auswirkungen der Eco-Fahrweise auf die Emissionen weiterer Luftschadstoffe wie NO_x, HC und CO zu ermöglichen. Ein Praxisversuch des TCS (1993) mit einem einzigen Fahrzeug im Jahr 1992 ergab deutliche Emissionsreduktionen. Neuere Messungen der EMPA zeigten hingegen, dass bei extrem angefetteten Gemischen die HC und CO Emissionen stark ansteigen.

Durch eine dem Verkehrsfluss angepasste niedertourige Fahrweise, bei der starkes Beschleunigen und hochtouriges Fahren vermieden wird, können zusätzlich die Lärmemissionen erheblich gesenkt werden. In (VN 1998) wird von einem (temporären) maximalen Lärmreduktionspotential von bis zu 6 dB(A) pro PKW ausgegangen.

In (IAP 1995) werden noch weitere Wirkungen der 'Eco Fahrweise' beschrieben, die jedoch aufgrund der sehr kleinen Stichprobe bei der Evaluation nur qualitativ beschrieben werden können. Auffallend dabei ist insbesondere eine um ca. 50% geringere Unfallhäufigkeit bei den in der 'Eco Fahrweise' ausgebildeten Fahranfängerinnen und -anfängern gegenüber der nicht ausgebildeten Referenzgruppe.

e) Kosten-Wirksamkeit

Die aufgrund der oben gemachten Annahmen berechnete Kosten-Wirksamkeit beträgt ca. 268 kg CO₂ pro eingesetztem Franken. In einer kurzen Sensitivitätsanalyse sollen diese Kennziffern noch detaillierter analysiert werden.

f) Analyse der Unsicherheiten, Sensitivitätsrechnungen

Die Berechnung der Kosten-Wirksamkeit der Fahrkurse in 'Eco Fahrweise' ist abhängig von den zugrundeliegenden Annahmen bzgl. den Wirkungen und der Dauerhaftigkeit der induzierten Verhaltens- und Fahrstiländerung.

Kosten

Für die Berechnung der Kosten und die Anzahl der erreichten Akteure muss auf die Angaben des Ressorts Treibstoffe von 'Energie 2000' zurückgegriffen werden. Es wird dabei davon ausgegangen, dass auch in Vorperioden ausgebildete Fahrlehrer im betrachteten Zeitabschnitt über die Ausbildung von FahranfängerInnen neue Akteure erreichen und dort die entsprechenden Einsparungen bewirken.

Nicht enthalten bei den Kostenberechnungen sind die privaten Kosten der Kursteilnehmer. Dies können Zeitkosten von Arbeitnehmerinnen und Arbeitnehmern sein oder Kosten von FahrschülerInnen, die für das Erlernen und Üben der 'Eco Fahrweise' zusätzliche Fahrstunden benötigen. Es ist allerdings zu beachten, dass aufgrund der erzielbaren Einsparungen bei den Treibstoffkosten die privaten Kosten für die Kursteilnahme bereits nach kurzer Zeit amortisiert werden. Die privaten Kosten werden deshalb in der Basisrechnung mit 0 Fr. angenommen. Für die Sensitivitätsrechnung wird angenommen, dass trotz erzielter Einsparungen bei den Benzinkosten private Kosten von 100 Fr. pro Person entstehen. Es ergibt sich daraus ein Kosten-Wirksamkeits-Indikator noch 42 kg CO₂ pro Fr. (siehe Figur 19).

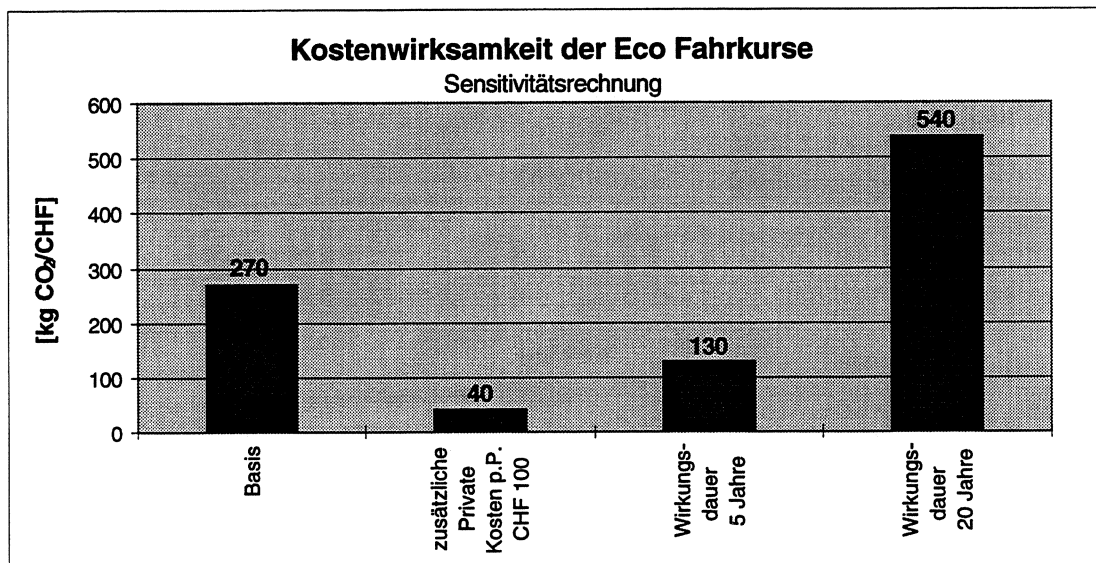
Wirkung

Die aufgrund der im Kurs erlernten Kenntnisse erzielbaren Einsparungen dürfen als relativ gesichert gelten. Die beiden Untersuchungsgruppen E1 und E2 konnten den Benzinverbrauch um insgesamt ca. 12 - 21% reduzieren (IAP 1995). Die vorliegende Annahme mit einer Reduktion um 12% dürfte sich daher im sicheren Bereich bewegen.

Unsicherer hingegen ist die angenommene Zeitdauer, in der die durch den Kurs erzielte Fahrstiländerung zu Benzineinsparungen führt. Zwar zeigt die Probandengruppe mit der längeren Fahrpraxis (17 gegenüber 8 Monaten) deutlich höhere Einsparungen (21% gegenüber 12%), trotzdem ist die Ausweitung dieser Beobachtung auf 10 Jahre relativ kritisch. Es kommt dabei noch hinzu, dass innerhalb dieses Zeitraums mit einer weiteren Verbesserung der Fahrzeugtechnologie gerechnet werden kann, die allgemein zu Energieeinsparungen führt und dadurch das Potential der durch die 'Eco Fahrweise' erzielbaren zusätzlichen Einsparungen reduziert. Ausserdem ist denkbar, dass Fahrzeughersteller bei der Auslegung der Getriebe bereits die niedertourige 'Eco

Fahrweise' durch entsprechende technische Veränderungen unterstützen und standardisieren.

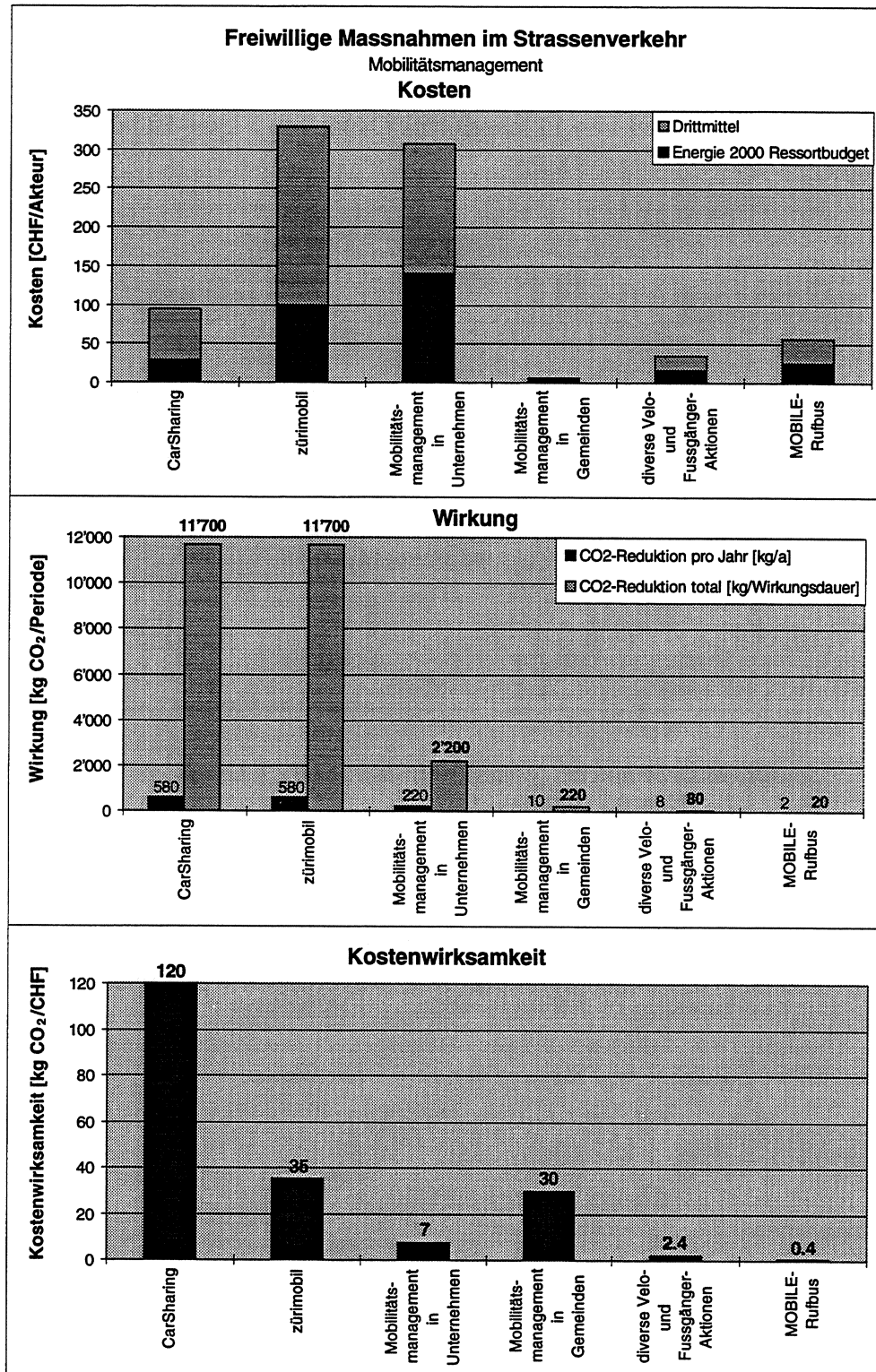
Für die Sensitivitätsrechnung wird die Kosten-Wirksamkeit berechnet, wenn statt der angenommen Wirkungsdauer von 10 Jahren eine Dauer von 5 bzw. 20 Jahren zugrundegelegt wird.



Figur 19: Sensitivitätsrechnungen (gemessen in kg CO₂/Fr.) für höhere private Kosten und unterschiedliche Wirkungsauern.

Sehr unsicher ist zudem die Annahme, wieviel der Wirkungen der Massnahme im Rahmen von 'Energie 2000' zugerechnet werden kann. Hier wurde von 60% ausgegangen. Die Kosten-Wirksamkeit verändert sich proportional, wenn man diesen Prozentsatz variiert.

10.3.2. Mobilitätsmanagement



Figur 20: Übersicht über die Kosten, Wirkung und Kosten-Wirksamkeit von freiwilligen Massnahmen im Bereich 'Mobilitätsmanagement'.

a) Definition der Massnahme

Unter dem Oberbegriff Mobilitätsmanagement sind unterschiedliche Projekte des Ressorts Treibstoffe von 'Energie 2000' zusammengefasst. Ziel ist es, Unternehmen, Institutionen und Private zu motivieren und die verschiedenen Verkehrsmittel bedürfnisgerecht zu nutzen. Dadurch kann nicht nur Treibstoff sondern auch Geld gespart werden. Gleichzeitig leisten die Teilnehmenden einen Beitrag zur Verbesserung der Gesundheit und der Verkehrssicherheit. Folgende Bereiche und Projekte wurden im Rahmen von 'Energie 2000' unterstützt, bearbeitet bzw. initiiert:

- CarSharing: Förderung und Unterstützung der Entwicklung des CarSharings. Dabei wird insbesondere auf eine Professionalisierung der bereits seit 1992 bestehenden CarSharing-Organisationen hingearbeitet.
- 'zürimobil': Bedürfnisgerechte Kombination von ÖV und MIV. Das Projekt 'zürimobil' wurde im Februar 1997 mit einem attraktiveren Angebot neu lanciert. Es verbindet die Vorteile von Angeboten des öffentlichen Verkehrs mit denen des CarSharing. Mitglieder von 'zürimobil' haben neben dem ÖV-Abonnement Zugriff auf die Fahrzeuge der CarSharing-Organisation 'Mobility' und können so je nach Bedarf ihre Fahrt am Endhaltepunkt der ÖV-Linie mit den Fahrzeugen der CarSharing Organisation fortsetzen.
- Mobilitätsmanagement in Unternehmen: Erarbeitung und Umsetzung von Massnahmenbündeln, um Arbeitspendlerverkehr grosser Industriebetriebe mit weniger Autofahrten zu bewältigen (Parkplatzbewirtschaftung etc.)
- Mobilitätsmanagement in Gemeinden
- Massnahmen zur Förderung des Langsamverkehrs: diverse Velo- und Fussgänger-Aktionen, z.B. Veloville Münsigen, Modellstadt Burgdorf (Velo-service-Station am Bahnhof), etc.
- MOBILE - Rufbus auf dem Land: Unterstützung von alternativen Angebotskonzepten im öffentlichen Regionalverkehr. MOBILE garantiert als Rufbus auch in dünn besiedelten Gebieten den Anschluss an den öffentlichen Verkehr.

b) Analyse der verkehrlichen Wirkungen

Die verkehrlichen Wirkungen der oben beschriebenen Massnahmen sind vielfältig. Grundsätzlich soll entweder durch Verzicht oder die effizientere Nutzung des Autos

die pro Jahr mit dem Auto zurückgelegte Strecke verringert werden. Die Nachfrage nach MIV sinkt, gleichzeitig wird die Nachfrage nach öffentlichen Verkehrsmitteln erhöht. Der Modalsplit dürfte sich dadurch zugunsten des ÖV verschieben, gleichzeitig werden die vorhandenen Fahrzeuge effizienter genutzt. Eine quantitative Abschätzung der induzierten verkehrlichen Wirkungen ist jedoch aufgrund der ungenügenden Datenlage nicht möglich.

c) Kosten der Massnahme

Bei der Berechnung der Kosten der Massnahme übernehmen wir wiederum Kostangaben des Ressorts Treibstoffe des Aktionsprogramms 'Energie 2000'⁵⁸. Die Kosten entsprechen dabei den Ressortmitteln 'Energie 2000' für die verschiedenen Projekte im Bereich Mobilitätsmanagement, zusätzlich kommen ausgelöste Investitionen und Ausgaben (sog. Drittmittel) hinzu. Von den Drittmitteln wären je nach Massnahme unterschiedliche Anteile auch ohne die Aktivitäten im Bereich des Aktionsprogramms 'Energie 2000' vorgenommen worden. Bei der Berechnung der Gesamtkosten werden deshalb nur diejenigen Anteile der Drittmittel berücksichtigt, die von 'Energie 2000' ausgelöst worden sind.

Freiwillige Massnahmen: Mobilitätsmanagement	Ressortbudget E2000	Drittmittel	erreichte Akteure	Anteil E2000 ¹⁾	Kosten der Massnahme	Kosten pro Akteur		
						[Fr./Akteur]		
	[Fr.]	[Fr.]	[Pers.]	[%]	[1'000 Fr.]	E2000	Drittm.	Total
CarSharing	170'000	569'000	6'000	70%	570	28	66	95
zurimobil	105'000	352'000	1'064	70%	350	99	231	30
Mobilitätsmanagement in Unternehmen	70'000	105'000	500	80%	155	140	168	308
Mobilitätsmanagement in Gemeinden	200'000	300'000	50'000	50%	350	4	3	7
diverse Velo- und Fussgänger-Aktionen	80'000	320'000	5'000	30%	175	16	19	35
MOBILE- Rufbus	50'000	124'000	1'956	50%	110	26	32	57

1) Die Anteile beruhen auf Annahmen der Ressortleiter. Die Aufteilung ist äusserst schwierig, da es sich grundsätzlich um Kooperationen handelt.

Tabelle 88: Kosten von Massnahmen im Bereich Mobilitätsmanagement des Aktionsprogramms 'Energie 2000'. Quelle: Erhebungsraster für quantitative Ressortwirkungen 'Energie 2000' - Ressort Treibstoffe (unveröffentlicht).

⁵⁸ Basis INFRAS: Erhebungsraster für quantitative Ressortwirkungen E2000 - Ressort Treibstoffe (unveröffentlicht).

Bei den untersuchten Massnahmen im Mobilitätsmanagement kann allgemein angenommen werden, dass die Nutzen der Massnahmen (z.B. Treibstoffeinsparungen etc.) die Anpassungskosten der Akteure übersteigen. Die Anpassungskosten müssen deshalb in erster Näherung nicht berücksichtigt werden.

Die Gesamtkosten werden jeweils auf die Anzahl der erreichten Akteure umgerechnet. Über die Gesamtzahl der erreichten Personen werden die energetischen Wirkungen der verschiedenen Aktionen abgeschätzt.

d) Wirksamkeit

Hauptwirkung

Hauptstossrichtung der Massnahmen im Bereich Mobilitätsmanagement ist die Reduktion des individuellen Energieverbrauchs für Mobilität. Für die Quantifizierung der entsprechenden Reduktionen des Energieverbrauchs übernehmen wie Angaben des Aktionsprogramms 'Energie 2000' über die quantitativen Ressortwirkungen. Ein bestimmter Prozentsatz der energetischen Wirkung (30% - 80%) wird dabei den Massnahmen von 'Energie 2000' zugeschrieben. Da die durch die Massnahmen ausgelösten Verhaltensänderungen über mehrere Jahre in Form von Energieeinsparungen wirksam werden, kann die Gesamtwirkung der Massnahme mit Hilfe der Annahme einer Wirkungsdauer abgeschätzt werden (siehe Tabelle 89, letzte Spalte).

Mobilitätsmanagement	Akteure [Pers]	Energetische Wirkung [MJ/Akteur*a]	Anteil E2000 [%]	Wirkungsdauer [a]	CO ₂ -Reduktion pro Jahr [kg/a]	CO ₂ -Reduktion total [kg]
CarSharing	6'000	11'300	70%	20	580	11'700
'zürimobil'	1'064	11'300	70%	20	580	11'700
Mobilitätsmanagement in Unternehmen	500	3'800	80%	10	220	2'200
Mobilitätsmanagement in Gemeinden	50'000	300	50%	20	10	220
diverse Velo- und Fussgänger-Aktionen	5'000	380	30%	10	8	80
MOBILE- Rufbus	1'956	55	50%	10	2	20

Tabelle 89: Wirkungen von Massnahmen im Bereich Mobilitätsmanagement im Rahmen des Aktionsprogramms 'Energie 2000'. Quelle: Erhebungsraster für quantitative Ressortwirkungen 'Energie 2000' - Ressort Treibstoffe (unveröffentlicht).

Es zeigt sich, dass vor allem Massnahmen im Bereich CarSharing zu markanten Energieeinsparungen führen. Inwieweit die den Berechnungen zugrundeliegenden optimistischen Annahmen bezüglich der energetischen Wirkung und der Wirkungsdauer der Massnahmen realistisch sind, soll im Rahmen einiger Überlegungen in einer kurzen Sensitivitätsbetrachtung diskutiert werden.

Nebenwirkungen

Massnahmen im Bereich Mobilitätsmanagement führen grundsätzlich zu einer Reduktion des motorisierten Individualverkehrs. Dies führt zu einem ganzen Bündel von Entlastungen im Bereich Luftschadstoffe Lärm und Unfälle. Mit den Treibstoffeinsparungen und der dadurch erreichten Reduktion der CO₂-Emissionen werden die Luftschadstoffemissionen des Strassenverkehrs etwa proportional reduziert (NO_x, HC und CO).

e) Kosten-Wirksamkeit

Die Berechnung der Kosten-Wirksamkeit zeigt für die Massnahmen im Bereich Mobilitätsmanagement, dass vor allem Massnahmen beim CarSharing eine hohe Kosten-Wirksamkeit aufweisen.

Mobilitätsmanagement	Kosten Total pro Akteur [Fr./Akteur]	Wirkungsdauer [a]	CO ₂ -Reduktion pro Jahr [kg/a]	CO ₂ -Reduktion total [kg]	Kosten-Wirksamkeit [kg CO ₂ /Fr.]
CarSharing	95	20	580	11'700	120
zürimobil	30	20	580	11'700	35
Mobilitätsmanagement in Unternehmen	308	10	220	2'200	7
Mobilitätsmanagement in Gemeinden	7	20	10	220	30
diverse Velo- und Fussgänger-Aktionen	35	10	8	80	2.4
MOBILE- Rufbus	57	10	2	20	0.4

Tabelle 90: Kosten-Wirksamkeit von Massnahmen im Bereich Mobilitätsmanagement im Rahmen des Aktionsprogramms 'Energie 2000'. Quelle: Erhebungsraster für quantitative Ressortwirkungen 'Energie 2000' - Ressort Treibstoffe (unveröffentlicht), eigene Berechnungen.

f) Analyse der Unsicherheiten, Sensitivitätsrechnungen

Die Annahmen zur Wirkung, Wirkungsdauer und den Kosten wurden aus dem Erhebungsraster für quantitative Ressortwirkungen 'Energie 2000' - Ressort Treibstoffe - übernommen. Dabei liegen den Rechnungen insbesondere hinsichtlich der Wirkung und der Wirkungsdauer sehr optimistische Annahmen zugrunde.

Kosten

Kostenseitig sind bisher lediglich die Ressortmittel von 'Energie 2000' sowie Annahmen zu den dadurch ausgelösten Drittmitteln enthalten. Nicht berücksichtigt werden eventuell anfallende private Kosten.

Wirkung

Auch hier ist die Annahme, wieviel der Wirkung der Aktion selbst zugerechnet werden kann, äusserst sensitiv. Zudem ist die Wirkung der verschiedenen Mobilitätsmanagement-Massnahmen nur schwer zu verifizieren. Für die CarSharing Aktivitäten (inkl. zürimobil) wurde angenommen, dass die teilnehmenden Akteure ihren Energieverbrauch gegenüber dem schweizerischen Durchschnittsverbrauch um 30% senken. Da die Projekte z.T. erst kurze Zeit laufen, können diese Zahlen noch nicht befriedigend empirisch bestätigt werden. Die 30%ige Senkung entsprechen ca. 350 l Benzin, wovon 60% oder ca. 210 l den CarSharing Massnahmen im Rahmen von 'Energie 2000' angerechnet werden. Bisherige Untersuchungen bei Mitgliedern von CarSharing-Organisationen haben ergeben, dass diese ihren durchschnittlichen jährlichen Benzinverbrauch um 154 Liter Treibstoff reduzieren (zitiert nach BEW 1996).

10.4. Praxis aus Sicht des Verkehrsingenieurs

a) Geschwindigkeitsbeschränkungen

In der Praxis sind nebst flächendeckenden Massnahmen meist Änderungen des Temporegimes für einzelne Strassenabschnitte oder Zonen zu evaluieren. Obwohl das Vorgehen zur Ermittlung der Kosten-Wirksamkeit im Grundsatz gleich bleibt und dieselben Komponenten zu bewerten sind, sind einzelne Aspekte im Einzelfall etwas anders zu gewichten:

- Das Reaktionsmodell kann etwas abweichen und hängt von den konkreten örtlichen Gegebenheiten ab (Bebauung, Strassenbeschaffenheit, Verkehrsmengen und -zusammensetzung etc.).
- Die Zeitkosten fallen bei Einzelmassnahmen weniger ins Gewicht als bei flächendeckenden Massnahmen. Im Extremfall, wenn die Beschränkung nur für einen kurzen Abschnitt gilt, können die Zeiteinbussen gar vernachlässigt werden, weil sie für eine durchschnittliche Fahrt praktisch nicht ins Gewicht fallen. Ähnliches kann für die Vollzugs- und Kontrollkosten gelten, wenn für die Verwaltung kein zusätzlicher Aufwand anfällt.
- Mögliche Umlagerungen auf den öffentlichen Verkehr (wie er bei flächendeckenden Massnahmen auf Autobahnen denkbar ist), können bei Einzelmassnahmen vernachlässigt werden.
- Infolge des örtlichen Bezugs können die Wirkungsindikatoren für Einzelmassnahmen genauer spezifiziert werden. Sowohl für die Luft- als auch die Lärmbelastung sollten Immissionsindikatoren gewählt werden. Beim Lärm empfiehlt sich der Bezug zu den belasteten Personen.
- Im Einzelfall kann der Optimierung/Dosierung der Geschwindigkeitsmassnahme eine grosse Bedeutung zukommen. Mögliche bauliche Massnahmen (zur Verkehrsberuhigung, zur Veränderung des Lichtraumprofils) können eine grosse Wirkung entfalten. Solche Massnahmen führen aber auch zu Zusatzkosten und weiteren, kaum quantifizierbaren Nutzen wie Verschönerung des Stadtbildes, Erhöhung der Bewegungsfreiheit etc.
- Infolge des breiten Wirkungsspektrums (inkl. Sicherheit) von Geschwindigkeitsmassnahmen ist es sinnvoll, eine Aggregationsmethode anzuwenden. Die dargestellte Monetarisierung (auf Basis von Schattenpreisen) birgt zwar grössere Bewertungsprobleme in sich, ist aber als einzige Methode geeignet, alle Wirkungen einzubeziehen. Der Vorteil dieses Ansatzes liegt auch darin, dass der Vergleich mit Referenzmassnahmen nicht zwingend ist, weil das Nutzen-Kosten-Verhältnis absolut ausgedrückt werden kann. Bei einer Relation > 1 ist die Massnahme grundsätzlich wirtschaftlich.

b) Preisliche Massnahmen

Das Beispiel einer Treibstoffhöhung ist auf der nationalen Ebene anzusiedeln und dient dem Verkehrsingenieur in erster Linie als Referenzgrösse für energiebezogene Massnahmen oder generelle preisliche Massnahmen.⁵⁹ Das Beispiel macht aber deutlich, wie mit einfachen Annahmen (Preiselastizitäten, Abnahme Konsumentenrente) die Kosten von komplexen Massnahmen erfasst werden können. Ähnlich wie bei den Geschwindigkeitsbeschränkungen wird deutlich, dass das breite Wirkungsspektrum kaum mit einem einzigen Leitschadstoff erfasst werden kann, sondern ebenfalls Aggregationsmethoden angewendet werden sollten.

c) Institutionelle (freiwillige) Massnahmen

Die Evaluation von freiwilligen Massnahmen dürfte in Zukunft in der Praxis an Bedeutung gewinnen, weil erstens – wie aufgezeigt – die Kosten-Wirksamkeit ausserordentlich hoch sein kann und zweitens solche Massnahmen eine hohe Akzeptanz aufweisen. Im konkreten Anwendungsfall ist insbesondere den Abgrenzungsproblemen eine hohe Beachtung zu schenken. Besonders sensitiv ist die Abgrenzung zwischen Initialeffekt und Multiplikatorwirkung. In der Regel ist es äusserst schwierig, den Referenzzustand ohne Massnahme zu definieren, also die entfaltete Wirkung auf eine konkrete Aktion (oder Institution) zurückzuführen. Aus dieser Optik weist der Indikator 'Kosten-Wirksamkeit' hier nur eine beschränkte Aussagekraft aus und sollte zusammen mit anderen Beurteilungskriterien (z.B. Marktakzeptanz, Gesamteffekt, Nachhaltigkeit etc.) verwendet werden.

59 s. auch Kapitel 11: Städtische Massnahmen.

11. Massnahmenpakete im städtischen Raum

Die Bildung von möglichst umweltwirksamen und günstigen Massnahmenpaketen im städtischen Raum stellt hohe methodische Ansprüche, da verschiedene Massnahmentypen zusammenwirken und entsprechende Konflikte und Synergien auslösen, die in der Berechnungen der Kosten-Wirksamkeit zu berücksichtigen sind. Um die verschiedenen Probleme und methodischen Fallstricke auszuleuchten, zeigen wir die Berechnungs- und Optimierungsschritte anhand eines Fallsbeispiels pilotmässig auf. Wir orientieren uns dabei einerseits an den methodischen und empirischen Grundlagen, die im Rahmen der Massnahmenplanung Luftreinhaltung des Kantons Zürich (Kt. Zürich 1995) von COST 616 (Citair, z.B. Synergo et.al. 1997) und vom NFP 25 (Fallstudie Agglomeration Zürich, INFRAS 1992) erarbeitet worden sind.⁶⁰ Noch mehr als bei den oben berechneten Einzelmassnahmen gilt hier, dass die empirischen Berechnungen in erster Linie als Illustration aufzufassen sind. Detaillierte Rechnungen sind sowohl aus Daten- als auch aus methodischer Sicht nur mit sehr grossem Aufwand machbar. Vielmehr geht es um das Durchspielen eines kohärenten methodischen Ablaufs.

11.1. Ziele und Massnahmenspektrum

Wir orientieren uns an einem Massnahmenpaket, das in erster Linie die **Luftbelastung in der Agglomeration** derart senken soll, dass die **Immissionsgrenzwerte der Luftreinhalteverordnung eingehalten werden können** (Aufgabenstellung Kantonaler Massnahmenplan Lufthygiene). Um die verschiedenen hierarchischen Ebenen (Bund, Kanton, Gemeinden) nicht interaktiv behandeln zu müssen, konzentrieren wir uns auf die Massnahmen auf kantonaler Ebene und betrachten den Beitrag der Massnahmen auf Bundesebene als Sockelbeitrag. Erst nachdem die kantonalen Massnahmen in sich optimiert sind, sollen sie mit der Kosten-Wirksamkeit von übergeordneten Massnahmen verglichen werden.

⁶⁰ Die konkreten Annahmen sind der NFP-25 Studie entnommen und beziehen sich auf den Raum Zürich. Im Anhang ist der Inhalt und das Vorgehen kurz beschrieben.

Das Ziel lässt sich demnach folgendermassen formulieren:

- Maximaler Beitrag zur Reduktion der Immissionsbelastung NO₂ in überbelasteten Gebieten (räumlich differenziert)
- Maximale Nutzung der positiven Synergien (Reduktion der Lärmbelastung, Flächenumverteilung zugunsten des nicht motorisierten Verkehrs, Reduktion des Energieverbrauchs und der CO₂-Emissionen)

Massnahmensseitig existiert eine breite Palette, die auf kantonaler Ebene eingeführt werden können. Während die technischen Massnahmen in erster Linie auf nationaler Ebene wegfallen, können als zusätzliche Ebene freiwillige Massnahmen (institutioneller Art) eingeführt werden.

	Regulatorische Massnahmen	Preisliche Massnahmen	Infrastrukturmassnahmen	Institutionelle/ Freiwillige Massnahmen
Strassenpersonenverkehr	Fahrverbote Parkbeschränkungen	PP-Preispolitik Road Pricing	Kapazitätsreduktionen, Umfahrungsstrassen/-tunnels	Car Pooling Car Sharing
Strassengüterverkehr	Zufahrtsbeschränkungen Fahrverbote	Road Pricing Anlieferungs-vignette	Kapazitätsreduktionen Umfahrungsstrassen/-tunnels	City-Logistik
Öffentlicher Verkehr	Busbevorzugung	Preispolitik im öffentlichen Verkehr (Tarifverbilligungen)	Beschleunigungsmassnahmen ÖV Beschaffungsprogramme Infrastrukturausbau	Umsteigekampagnen
Nicht motorisierter Individualverkehr	NMIV-Bevorzugung	--	Flächenumverteilung zugunsten NMIV	Umsteigekampagnen

Tabelle 91: *Massnahmenspektrum für Massnahmen im städtischen Raum (Dargestellt sind die voraussichtlich wichtigsten Massnahmen).*

Wie im Methodikteil dargelegt, ist es wenig sinnvoll, für diese Problemstellung die Kosten-Wirksamkeit von Einzelmassnahmen zu berechnen, da die gegenseitigen Abhängigkeiten und Wechselwirkungen relativ gross sind. Wir unterscheiden deshalb verschiedene **Optimierungsschritte**, um kohärente Pakete untereinander und mit übergeordneten Massnahmen vergleichen zu können.

1. Bestimmen von verschiedenen Stossrichtungen mit Wirkungsträgern (Kernmassnahmen). Wir konzentrieren uns auf drei:
 - Integrierte Parkraumpolitik
 - Verbotsstrategie (Fahrverbote räumlich/zeitlich differenziert)
 - Verkehrsberuhigung/Niedriggeschwindigkeit,
2. Grobanalyse: Analyse der Nebenwirkungen der Wirkungsträger anhand zweier Szenarien:
Hohe Dosierung -> starke Wirkung, starke Nebenwirkungen
Tiefe Dosierung -> schwache Wirkung, schwache Nebenwirkungen,
3. Optimierung der Nebenwirkungen: Vergleich der Kosten-Wirksamkeit von flankierenden Massnahmen mit den Kosten von unerwünschten Nebenwirkungen,
4. Optimierung der Massnahmen zu Massnahmenpaketen (Hauptmassnahme und flankierende Massnahmen),
5. Vergleich der Kosten-Wirksamkeit der drei ausgewählten Massnahmenpaketen untereinander und Analyse von potentiellen Synergien zwischen diesen Massnahmenpaketen,
6. Vergleich der Kosten-Wirksamkeit dieser städtischen Massnahmen mit übergeordneten Massnahmen auf Bundesebene (innerhalb und ausserhalb des Verkehrsbereichs).

Grundsätzlich gibt es diverse Kombinationsmöglichkeiten von Massnahmen, insbesondere wenn wir die räumlichen und zeitlichen Differenzierungsmöglichkeiten einbeziehen. Angesichts der Problematik der Messung von kleinen und kleinsten Wirkungen sowie den Unsicherheiten auf der Bewertungsseite empfiehlt es sich allerdings nicht, Feinstanalysen⁶¹ vorzunehmen. Vielmehr sollen in der Folge die groben Linien aufgezeichnet werden.

61 Der Einsatz von Verkehrsmodellen kann hier in Teilbereichen weitere Differenzierungen ermöglichen.

11.2. Pilotmässige Resultate für Zürich

a) Parkraumpolitik

Die folgende Tabelle zeigt die angenommenen Ausgestaltungsparameter und Resultate für zwei Dosierungsformen:

	Szenario Hohe Dosierung	Szenario Niedrige Dosierung
Massnahmen	Verdoppelung der Parkplatzabgaben für Parkplätze auf öfftl. Grund Lenkungsabgabe auf privaten Parkplätzen 600 Fr./a Reduktion der Parkplatzzahl auf städtischem Gebiet um 30%	Erhöhung der Parkplatzabgaben für Parkplätze auf öfftl. Grund um 20% Reduktion der Parkplatzzahl um 10%
Nebenwirkungen	Umwegfahrten (Suchverkehr) Verdrängungswirkungen auf Umland	keine
Reduktion des Verkehrsvolumens (netto)	Stadt: minus 176 Mio Fzkm Umland: minus 123 Mio Fzkm	Stadt: minus 16 Mio Fzkm Umland: minus 21 Mio Fzkm
Reduktion NOx-Emissionen	Stadt: minus 135 t/a Umland: minus 78 t/a	Stadt: minus 14 t/a Umland: minus 19 t/a
Kosten Vollzugskosten plus Benutzerverluste	Stadt: 28 Mio Fr. Umland: 18 Mio Fr.	Stadt: 0.3 Mio Fr. Umland: 0.15 Mio Fr.
Kosten-Wirksamkeit Gramm NOx pro Fr.	Stadt: 4.8 Umland: 4.3	Stadt: 47 Umland: 127

Tabelle 92: Parkraumpolitik Agglomeration Zürich: Konkretisierung der Massnahmen und grobe Wirkungsanalyse (Basis: INFRAS 1992a).

Die Resultate machen deutlich, dass eine hohe Dosierung ein deutlich schlechteres Kosten-Nutzen-Verhältnis aufweist als eine schwache Dosierung. Gleichzeitig ist allerdings auch das unterschiedliche Reduktionspotential an Stickoxiden zu beachten. Da wir davon ausgegangen sind, dass nur bei einer hohen Dosierung negative Nebenwirkungen auftreten, geht es nun darum, die Dosierung so zu optimieren, dass das Kosten-Nutzen-Verhältnis maximal wird. Zu diesem Zweck werden grob die wichtigsten möglichen flankierenden Massnahmen bezüglich deren Kosten-Wirksamkeit betrachtet.

Nebenwirkung	Flankierende Massnahmen	Kostenfolgen (Mio Fr.)	Wirkung (t NOx pro Jahr)	Kosten-Wirksamkeit Gramm NOx pro Franken
Basisrechnung		Stadt: 28 Umland: 18	Stadt: 135 Umland: 78	Stadt: 4.8 Umland: 4.3
Missbräuche	Bauliche Massnahmen (Pfosten etc.) und Kontrollmassnahmen	Stadt: 29.5 Umland: 18.5	Stadt: 152 Umland: 101	Stadt: 5.2 Umland: 5.5
Suchverkehr	Parkleitsystem auf städtischem Gebiet	Stadt: 29.5 1) Umland: 18.5	Stadt: 203 Umland: 101	Stadt: 6.9 Umland: 5.5
Ausweichfahrten ausserhalb Stadtgebiet	Variante 1: Erhöhung ÖV-Kapazitäten	Stadt: 34.5 Umland: 23.5	Stadt: 203 Umland: 226	Stadt: 5.9 Umland: 9.6
	Variante 2: Parkplatzreduktionen ausserhalb Stadtgebiet	Stadt: 31 Umland: 39.5	Stadt: 250 Umland: 343	Stadt: 8.1 Umland: 8.8

1) Die zusätzlichen Vollzugskosten sind etwa gleich hoch wie die abnehmenden Zeitkosten

Tabelle 93: Parkraumpolitik: Mögliche Massnahme (kumulativ) zur Minimierung der Nebenwirkungen und deren Kosten-Wirksamkeit (Basis: INFRAS 1992a).

Die illustrativ durchgeführten Optimierungsschritte für die Parkraumpolitik haben verschiedene Erkenntnisse gezeitigt, die für das weitere Vorgehen nutzbar sind:

- Massnahmen zur Reduktion der Umgehungen und zur Reduktion des Suchverkehrs können das Kosten-Wirksamkeits-Verhältnis verbessern. Ein signifikanter Ausbau des öffentlichen Verkehrs (für Ersatzkapazitäten) ist allerdings nur beschränkt positiv bezüglich Kosten-Wirksamkeit. Insbesondere in der Stadt schneidet eine flächendeckende flankierende Parkraumpolitik für private Parkplätze besser ab.
- Trotz Optimierungen ist eine hohe Dosierung der Parkraumpolitik nicht in der Lage, ein vergleichbares Kosten-Wirksamkeits-Verhältnis zu erzielen wie eine niedrigere Dosierung. Für die Luftreinhaltepolitik bedeutet dies, dass eine effiziente Parkraumpolitik zwar eine wichtige (v.a. auch flankierende) Massnahme zur Verbesserung der örtlichen Luftqualität sein kann, insgesamt aber ein relativ beschränktes lufthygienisches Wirkungspotential aufweist. Eine rigorose Parkraumpolitik liesse sich nur dann rechtfertigen, wenn damit anderweitige positive Wirkungen (z.B. Flächenumverteilung, Stadtbild, Lärm etc.) erzielt werden können. Dies wurde hier nicht quantifiziert.

- Generell sind die Berechnungen relativ komplex und mit grossen Unsicherheiten behaftet. Entsprechend sind die Ergebnisse mit grosser Vorsicht zu interpretieren.

b) Fahrverbote

Die folgende Tabelle zeigt wiederum die angenommenen Ausgestaltungsparameter und Resultate für zwei Dosierungsformen:

	Szenario Hohe Dosierung	Szenario Niedrige Dosierung
Massnahmen	Vollständiges Fahrverbot Innenstadt Zufahrtsbeschränkungen auf den Einfallachsen (Halbierung der Kapazität)	Innenstadt-Fahrverbot mit Ausnahme- bewilligungen
Nebenwirkungen	Umwegfahrten Verdrängungswirkungen auf Umland	keine
Reduktion des Verkehrsvolumens (netto)	Stadt: minus 180 Mio Fzkm Umland: minus 65 Mio Fzkm	Stadt: minus 20 Mio Fzkm Umland: minus 20 Mio Fzkm
Reduktion NOx-Emissionen	Stadt: minus 162 t/a Umland: minus 59 t/a	Stadt: minus 18 t/a Umland: minus 18 t/a
Kosten Vollzugskosten plus Benutzerverluste	Stadt: 52 Mio Fr. Umland: 31.5 Mio Fr.	Stadt: 1.15 Mio Fr. Umland: 0.15 Mio Fr.
Kosten-Wirksamkeit Gramm NOx pro Franken	Stadt: 3.1 Umland: 1.9	Stadt: 16 Umland: 120

Tabelle 94: Fahrverbote Agglomeration Zürich: Konkretisierung der Massnahmen und grobe Wirkungsanalyse (Basis: INFRAS 1992a).

Auch bei einem Verbotsszenario zeigt sich, dass eine hohe Dosierung infolge der hohen Investitionskosten und verkehrlichen Nebenwirkungen ein deutlich schlechteres Kosten-Wirksamkeits-Verhältnis aufweist als eine niedrige Dosierung. Wichtigste Optimierungsschritte sind einerseits ein Verkehrsleistsystem und eine flankierende flächendeckende Parkplatzbewirtschaftung.

Nebenwirkung	Flankierende Massnahmen	Kostenfolgen (Mio Fr.)	Wirkung (t NO _x pro Jahr)	Kostenwirksamkeit (Gramm NO _x pro Franken)
Basisrechnung		Stadt: 52 Umland: 31.5	Stadt: 162 Umland: 59	Stadt: 3.1 Umland: 1.9
Missbräuche	Bauliche Massnahmen Kontrollmassnahmen	Stadt: 53 Umland: 32.5	Stadt: 168 Umland: 71	Stadt: 3.2 Umland: 2.2
Staus	Verkehrsleitsystem auf städtischem Gebiet	Stadt: 47 Umland: 29.5	Stadt: 170 Umland: 71	Stadt: 3.6 Umland: 2.4
Ausweichfahrten ausserhalb Stadtgebiet	Variante 1: Erhöhung ÖV-Kapazitäten	Stadt: 52 Umland: 34	Stadt: 170 Umland: 141	Stadt: 3.3 Umland: 4.1
	Variante 2: Parkplatzreduktionen ausserhalb Stadtgebiet	Stadt: 50 Umland: 45	Stadt: 190 Umland: 380	Stadt: 3.8 Umland: 8.4

Tabelle 95: Fahrverbote: Mögliche Massnahmen (kumulativ) zur Maximierung der Kosten-Wirksamkeit (Basis: INFRAS 1992a).

c) Niedriggeschwindigkeit

Wir richten uns hier nach den Berechnungen für Geschwindigkeitsmassnahmen (vgl. Kapitel 10) und projizieren sie auf die Stadt Zürich. Das Kosten-Wirksamkeits-Verhältnis in Franken pro Gramm NO_x beträgt 3 - 13.

Tempo 30 schneidet aus lufthygienischer Sicht dann relativ schlechter ab, wenn – wie in Kapitel 10 analysiert – die Zeitkosten angerechnet werden. Eine Ausdehnung auf Hauptachsen würde das Verhältnis aufgrund der entstehenden zusätzlichen Zeitkosten noch verschlechtern. Zu beachten ist allerdings, dass Tempo 30 eine Reihe Synergien aufweist (Sicherheit, Lärm), die hier in dieser lufthygienischen Optik nicht berücksichtigt sind. Wie in Kapitel 10 ausgeführt, weist die Massnahme ein positives Kosten-Nutzen-Verhältnis auf, wenn alle Effekte eingerechnet werden. Zudem ist Tempo 30 auch als Massnahme aus stadtplanerischem und architektonischem Blickwinkel zu betrachten. Wird Tempo 30 als integrale gestalterische Massnahme wahrgenommen, steigen zwar die (Bau-)kosten. Auf der anderen Seite würden grosse indirekte Nutzen anfallen. Dies ist hier ebenfalls nicht berücksichtigt.

d) Vergleich der Massnahmen

Die folgende Tabelle zeigt die pilotmässigen Resultate der untersuchten Massnahmen.

Massnahmen	Kosten-Wirksamkeit bezüglich NO _x (g NO _x pro Fr.) Stadt Zürich	Synergien mit anderen Massnahmen	weitere positive Wir- kungen
Parkraumpolitik	8 - 47	Parkraumpolitik und Fahrverbote ergänzen sich (Integrale Kapazitätssteuerung)	Bewegungsfreiheit ev. Stadtbild leichte Verbesserungen weitere Schadstoffe, Lärm, Sicherheit
Fahrverbote	4 - 16	Abgabe auf privaten Parkplätzen als ideale flankierende Massnahme	Innenstadtattraktivität Stadtbild leichte Verbesserungen weitere Schadstoffe, Lärm, Sicherheit
Niedriggeschwindigkeit	3 - 13	Bauliche Massnahmen und Innenstadtberuhigung	Spürbare Verbesserungen Lärm und Sicherheit leichte Verbesserungen weitere Schadstoffe

Tabelle 96: Zusammenstellung der Kosten-Wirksamkeit der verschiedenen Massnahmen im städtischen Raum.

Die berechneten städtischen Massnahmen schneiden in dieser Grobberechnung vor allem dann relativ gut ab, wenn sie schwach dosiert werden. Dabei ist allerdings auch das absolute Reduktionspotential relativ bescheiden. Städtische Massnahmen können dann im besten Fall eine subsidiäre Funktion übernehmen und lokal die Immissionsbelastung senken helfen. Tempo 30 als integrale Massnahme schneidet nicht nur bezüglich NO_x, sondern auch bezüglich anderen Wirkungspotentialen (Lärm, Unfälle) gut ab.

e) Interpretation der Ergebnisse; kritische Bemerkungen

Die illustrativen Optimierungsschritte wurden anhand des Leitschadstoffs NO_x durchgeführt. Diese Betrachtung ist für die komplexen Umweltzusammenhänge im Stadtgebiet relativ einseitig. Im Prinzip müssten die Wirkungen auf die Immissionsbelastung (NO₂) bezogen und die weiteren positiven Nebeneffekte explizit einbezogen werden. Die Analyse hat aber auch deutlich gemacht, dass detaillierte Berechnungen und Quantifizierungen von weiteren Effekten relativ problematisch sind.

Interessanter als die Gesamtbeurteilung sind deshalb in diesem Kontext relative Beurteilungen von verschiedenen Optimierungsschritten und veränderten Dosierungsformen. Hier wird deutlich,

- dass Massnahmenkombination ein bessere Kosten-Wirksamkeit aufweisen als stark dosierte Einzelmassnahmen,
- dass die Kosten-Wirksamkeit sukzessive gesteigert werden kann, wenn flankierende Massnahmen einbezogen werden,
- dass andererseits aber bei zunehmenden Investitionskosten (z.B. in den öffentlichen Verkehr) die auf die Umweltsicht beschränkte Kosten-Wirksamkeit abnimmt.

11.3. Praxis aus Sicht des Verkehrsingenieurs

Das gewählte Beispiel für die Stadt Zürich ist in erster Linie aus der Optik der städtischen bzw. kantonalen Umweltpolitik gewählt worden. In der Praxis des Verkehrsingenieurs geht es aber vor allem um die Evaluation von Einzelmassnahmen im städtischen Raum, die mit anderen möglichen Massnahmen (evtl. auf höherer Ebene) zu vergleichen sind. Bei diesen Massnahmen ist der lokale Bezug noch viel grösser. Entsprechend spielen die Immissionswirkungen (Entlastungs- und Belastungseffekte) eine entscheidende Rolle. Folgende Punkte sind dabei von Bedeutung:

- Reaktionsmodelle von kleinräumigen Massnahmen (z.B. Fahrverbote, Parkplatzreduktionen) können äusserst komplex sein. Eine hohe Genauigkeit kann nur mit präzisen Verkehrsmodellen oder 1:1 Simulationen erreicht werden.
- Die Ermittlung der Kosten hängt von der Anwendung des Reaktionsmodells ab. Solange Fahrtverlagerungen im Vordergrund stehen (z.B. Umwegfahrten als Reaktion auf ein Fahrverbot), können die Kosten direkt aus den Modellergebnissen abgeleitet werden. Sobald aber Anpassungsreaktionen stattfinden (grossräumige Verlagerungen, Umlagerung auf den öffentlichen Verkehr, Reduktion von Fahrten) erscheint uns die Berechnung des Verlustes der Konsumentenrente wesentlich einfacher. Der ermittelte Effekt eines Fahrverbotes wird dabei in Relation ge-

setzt zu einer Preiserhöhung: Mit welcher Erhöhung der variablen Kosten könnte derselbe Effekt erzielt werden? Mit dieser impliziten Preiserhöhung wird dann mit der Formel (vgl. Kapitel 4,7) die Konsumentenrente berechnet:

$$0,5 \cdot [(\text{Verkehr}_{\text{alt}} \text{ minus } \text{Verkehr}_{\text{neu}}) \cdot (\text{Preis}_{\text{alt}} \text{ minus } \text{Preis}_{\text{neu}})]$$

Dieses Vorgehen ist zwar relativ grob, letztlich aber die einzige (einfache und transparente) Möglichkeit, die zum Teil komplexen Anpassungskosten zu erfassen.

Exkurs: Kosten von Parkplatzreduktionen

Parkplatzreduktionen erzeugen einerseits Vollzugskosten (baulich, Kontrollkosten) und andererseits Anpassungskosten. Die Anpassungsreaktionen lassen sich normalerweise am einfachsten mit Annahmen über spezifische Verkehrspotentiale und mögliche Ausweichreaktionen (Suchverkehr) berechnen. Daraus ergibt sich eine Veränderung der Fahrzeugkilometer. Um daraus Anpassungskosten zu berechnen, kann ermittelt werden, welche Erhöhung der variablen Kosten im städtischen Gebiet nötig wäre, um dieselbe Reduktion der Fahrzeugkilometer zu erzielen (mittels Elastizitäten). Mit der obigen Formel kann nun daraus die Konsumentenrente berechnet werden.

Dieses (einfach zu ermittelnde) Ergebnis kann verglichen werden mit alternativen Berechnungen der Veränderung der Ressourcenströme (Abnahme der Fahrkosten in der Stadt, Zunahme im Umland, allenfalls Veränderung der Kosten für den öffentlichen Verkehr), wenn angenommen wird, dass die VerkehrsteilnehmerInnen dasselbe Mobilitätsniveau halten wollen.

In diesem Zusammenhang stellt sich die Frage, ob neben den ausgewiesenen Nutzenverlusten der VerkehrsteilnehmerInnen selbst mögliche Folgewirkungen (etwa Umsatzeinbussen von Geschäftsbesitzern aufgrund der möglicherweise gesunkenen Verkehrsattraktivität) ebenfalls als Kostenfolgen zu bezeichnen und zu beziffern sind.

Die Antwort heisst "im Prinzip nein", und das aus folgendem Grund: Wenn eine Fahrt verteuert wird, werden Mittel vom Verkehr zum Staat umverteilt, wenn eine Fahrt nicht mehr stattfindet, werden Mittel beim Verkehrsteilnehmer frei. Diese Mittel können anderweitig eingesetzt werden (z.B. Einkauf an einem anderen Ort, Ausüben von anderen Tätigkeiten) und dort einen Nutzen erzeugen. Ob dieser Nutzen grösser oder kleiner ist als die Umsatzeinbussen in der Stadt, ist völlig offen. Normalerweise wird deshalb die Annahme getroffen, dass der Nutzensaldo des Mitteleinsatzes ausgeglichen ist, durch die Verkehrsverminderung also nur Nutzeneinbussen bei den VerkehrsteilnehmerInnen selbst, nicht aber bei den durch den Verkehr ausgelösten Tätigkeiten entstehen.

- Der örtliche Bezug der Wirkungen bedingt, dass die Immissionswirkungen (v.a. Luft, Lärm) berechnet werden sollten. Im städtischen Raum ist die Verwendung des Indikators 'belastete Personen' sinnvoll. Damit können die Umlagerungswirkungen relativ präzise erfasst werden. Voraussetzung dafür sind allerdings teilweise umfangreiche Modellrechnungen und Datengrundlagen.
Verschiedene Massnahmen führen – wie gezeigt – auch zu weiteren Wirkungen (Stadtbild, Bewegungsfreiheit, etc.). Unseres Erachtens ist es nicht opportun, solche Wirkungen quantifizieren zu wollen, da die Unsicherheiten beträchtlich sind. Um aber ein Gesamtbild zu vermitteln, sollten solche (erwünschten und unerwünschten) Nebeneffekte qualitativ ergänzt werden. Von grosser Bedeutung sind dabei auch die lokalen Verteileffekte (lokale Erhöhung bzw. Senkung der Attraktivität für das Gewerbe).
- Die dargestellten Optimierungsschritte (Einfügen von flankierenden Massnahmen) zur Erhöhung der Kosten-Wirksamkeit sind auch im Einzelfall sinnvoll. Der Einbezug von Ersatzkapazitäten kann kostenseitig von grosser Bedeutung sein. Deshalb gilt es im Detail abzuklären, inwieweit mögliche Ersatzkapazitäten (Strasse, öffentlicher Verkehr) effektiv direkt notwendig sind und mit der zu evaluierenden Massnahme im Zusammenhang stehen.
- Generell zeigt sich, dass der Indikator Kosten-Wirksamkeit zur Evaluation von städtischen Verhältnissen aufgrund der vielen Wechselwirkungen mit grossen Unsicherheiten verbunden ist. Stärker als bei den vorgestellten technischen Massnahmen sind deshalb hier weitere Kriterien in die Evaluation einzubeziehen. Mindestens so wichtig wie die Kosten-Wirksamkeit sind folgende Kriterien:
 - Effektivität: Absolute Umweltentlastung
 - Verteilungseffekte (z.B. Stadt-Umland)
 - Integration in Massnahmenpakete (Synergien)
 - Positive Nebenwirkungen auf Stadtbild/Bewegungsfreiheit
 - Akzeptanz

Exkurs: Vergleich von Immissions- und Emissionswirkungen

In der Praxis sind oft Massnahmen miteinander zu vergleichen, die zwar zu immissionsseitigen Entlastungen führen, auf der anderen Seite aber die Gesamtemissionen erhöht werden. Ein typisches Beispiel dafür ist die Evaluation einer Umfahrungsachse, die beispielsweise die Innenstadt entlasten soll. Wie sollen die verschiedenen Wirkungen in einer Umweltbilanz sinnvoll miteinander verglichen werden?

Ein Patentrezept für diese Problematik gibt es nicht. Im Vordergrund steht ein qualitativ argumentativer Vergleich, der auf folgenden Grundlagen beruhen sollte:

- Anzahl geschützte Personen im Siedlungsgebiet (Lärm, Luftbelastung)
- Potentiell zusätzlich belastete Flächen (mögliche zukünftige Siedlungsfläche) im Umland
- Veränderung der Gesamtemissionen (Luftschadstoffe, Energie)

Der mögliche Zielkonflikt ist dann auch mit Blick auf die Zukunft (Veränderung der Siedlungsmuster, vor allem entlang der Umfahrung) aufzuzeigen. Mit verschiedenen flankierenden Massnahmen (Geschwindigkeit, Kapazitätsumverteilung, raumplanerisch) kann dieser Konflikt gemildert werden.

Mit Hilfe der dargestellten Schattenpreise (pro belastete Person, pro Tonne No_x etc.; vgl. Kapitel 5) kann die Umweltbilanz grundsätzlich auch monetarisiert werden. Allerdings sind die Unsicherheiten beträchtlich. Eine solche Rechnung empfiehlt sich höchstens subsidiär.

12. Vergleich der Ergebnisse und Schlussfolgerungen

12.1. Übersicht über die Resultate

Die folgende Tabelle 97 gibt einen Überblick über die in den vorhergehenden Kapiteln erarbeiteten Ergebnisse:

- **Luftschadstoffe:**

Erwartungsgemäss weisen die technischen Massnahmen, die für die Einhaltung von verschärften Abgasgrenzwerten notwendig sind, ein relativ gutes Kosten-Wirksamkeits-Verhältnis auf, insbesondere im Dieselmotorbereich (bei PKW und LKW) und bei alternativen Treibstoffen im öffentlichen Strassenverkehr. Es ist aber – etwa im Vergleich zum Katalysator (500 g/Fr. NO_x, vgl. Mäder 1993) – deutlich schlechter. Das bedeutet, dass zusätzliche lufthygienisch motivierte motorenbezogene Massnahmen nur mit erhöhtem Aufwand zu realisieren sind.

Demgegenüber weisen Geschwindigkeitsreduktionen eine etwas geringere Kosten-Wirksamkeit auf. Vor allem auf Autobahnen schlagen die Zeitverluste der VerkehrsteilnehmerInnen zu Buche. Eine Erhöhung der Treibstoffpreise hingegen weist eine ähnlich hohe Kosten-Wirksamkeit auf wie die technischen Massnahmen.

Im städtischen Verkehr ist die Kosten-Wirksamkeit dann relativ gut, wenn die vorgesehenen Massnahmen relativ schwach dosiert werden, sodass keine spürbaren unerwünschten Nebenwirkungen auftreten, die sich sowohl auf der Kosten- als auch auf der Wirkungsseite niederschlagen. Im Vergleich zu den flächendeckenden Massnahmen können sie vor allem auch punktuell (zur Senkung von übermässigen Immissionen) eingesetzt werden.

- **Lärmbereich:**

Eine hohe Kosten-Wirksamkeit weisen vor allem aktive Schallschutzmassnahmen (an der Quelle) auf. Im Schienenverkehr ist das Lärm-Reduktionspotential dabei deutlich höher als im Strassenverkehr. Im Zentrum stehen Massnahmen zur Reduktion der Radschallausbreitung (Bremsen, Radkasten). Die Analyse hat aber auch gezeigt, dass die eigentliche Kosten-Wirksamkeit erst im konkreten Raum (lokale Immissionen) umfassend interpretiert werden kann.

Massnahmenbereich	Massnahme	Kosten-Wirksamkeit		Weitere Wirkungen
		Luftschadstoffe [Gramm/Fr.]	Lärm [dB(A)/100'000Fr.]	
Technische Massnahmen Luftreinhaltung	PW (Benzin): EURO 2->3 EURO 3->4	NO _x UBP 20 2'200 19 2'200	--	Weitere Schadstoffreduktionen: HC CO
	LKW: EURO 2->3 EURO 3->4 Partikelfilter	NO _x PM UBP 100 - 7'300 54 3'900 3.1 340	--	Weitere Schadstoffreduktionen: HC CO
	Busse: Raps-Methyl-Ester Flüssiggas Alkohol Erdgas	NO _x UBP - 600 22 1'900 24 1'600 24 1'700	--	CO ₂ : 1,8 kg/Fr.
Technische Massnahmen Strassenverkehr Lärm (Kosten-Wirksamkeit in Modellraum)	Lärmschutzwand Schallschutzfenster	--	inn. auss. 3.1 3.4 3.3 6.6	Landschaft Wirkung nur bei geschl. Fenster
	Fahrbahnbeläge - Motorenkapselung		7.6 10.4 55 35	
Technische Massnahmen Schienenverkehr Lärm (Kosten-Wirksamkeit in Modellraum)	Kunst.klotzbremsen mit. Monobloc-Räder PV+GV Kunstst./Monobloc GV Scheibenbremsen GV+PV Radschallabsorber GV Radschürzen GV	--	Tag Nacht 33.6 13.4 6.8 11.4 8.1 4.4 7.1 10.1 28.9 49.0	neg: Sicherheit neg: Sicherheit
Geschwindigkeitsbegrenzungen	Tempo 120->100 auf Autobahnen generell	NO _x PM 3-4 0.1-0.2	leicht positiv (Lärmreduktion: minus 0.9-1.2 dB(A))	CO ₂ : 0.4-0.5 kg/Fr. Unfallred: 1.7-2.3% Nutzen-Kosten-Verhältnis: 0.2-1.1
	Tempo 30 im Quartier flächendeckend	NO _x 3.1-4.8	leicht positiv (Lärmreduktion: minus 2 dB(A))	CO ₂ : 0.75 kg/Fr. Unfallred: 1-1.3% Nutzen-Kosten-Verhältnis: 1-4
Treibstoffpreiserhöhungen	Treibstoffabgabe 0.5 Fr./Liter	NO _x PM 60 6	leicht positiv (Lärmreduktion: minus 0.4-0.5 dB(A))	CO ₂ : 11.5 kg/Fr. Unfallred: 2.5% Nutzen-Kosten-Verhältnis: 3.8-5.4
Freiwillige institutionelle Massnahmen	Energiesparsame Fahrweise Mobilitätsmanagement	unsicher	leicht positiv	CO ₂ : 200-300 kg/Fr. 30-120 kg/Fr.
Städtische Massnahmen	Parkraumpolitik Fahrverbote Niedriggeschwind.	NO _x : 8-47 4-16 3-13	leicht positiv	positiv: Stadtbild, Sicherheit, weitere Schadstoffe, CO ₂

Legende: UBP: Umweltbelastungspunkte PV: Personenverkehr
 PM: Partikel GV: Güterverkehr
 inn: innerorts
 auss: ausserorts
 Unfallred.: Reduktion der Unfälle, auf die Schweiz bezogen
 Nutzen-Kosten-Verhältnis: Eine Massnahme ist wirtschaftlich, falls das Verhältnis >1 ist.

Tabelle 97: Übersicht über die Kosten-Wirksamkeit der berücksichtigten Massnahmen: Je höher der Wert, desto besser die Kosten-Wirksamkeit. (Es werden immer die Gesamtkosten einer Massnahme der jeweiligen Wirkung angerechnet).

- **Energie und Klima:**

Bei weitem das beste Kosten-Wirksamkeits-Verhältnis bezüglich CO₂-Emissionen weisen die untersuchten freiwilligen Massnahmen des Ressorts 'Treibstoffe' im Rahmen von 'Energie 2000' auf. Es ist deutlich höher als vergleichbare preisliche oder ordnungspolitische Massnahmen. Dies liegt in erster Linie daran, dass quasi definitionsgemäss freiwillige Massnahmen keine Anpassungskosten erzeugen, da sie im Markt direkt zusammen mit den Akteuren umgesetzt werden. Auf der anderen Seite ist aufgezeigt worden, wie schwierig es ist, die erzeugten Wirkungen direkt auf die Aktivitäten des Ressorts zurückzuführen. Trotzdem wird deutlich, dass gezielt eingesetzte und erfolgsversprechende institutionelle Massnahmen sehr effizient sein können. Gleichzeitig sind aber die absoluten Wirkungspotentiale eher gering und beziehen sich – insbesondere bei der 'Eco-Fahrweise' – praktisch ausschliesslich auf CO₂. Ebenfalls eine hohe Kosten-Wirksamkeit erzielen Treibstoffpreiserhöhungen. Im Vergleich etwa zu Geschwindigkeitsreduktionen ist das Reduktionspotential pro eingesetzten Franken ca. 20mal höher.

- **Weitere Auswirkungen:**

Insbesondere die verhaltensorientierten Massnahmen im Strassenverkehr weisen ein breites Wirkungsspektrum auf. Neben Umweltwirkungen sind auch positive Wirkungen auf die Sicherheit zu erwarten. Sowohl Treibstoffpreiserhöhungen als auch Geschwindigkeitsbegrenzungen weisen ein positives Kosten-Wirksamkeits-Verhältnis in Bezug auf die Sicherheit auf. Bei städtischen Massnahmen sind auch positive Auswirkungen auf das Stadtbild zu erwarten. Bezieht man diese Effekte mit ein, indem die positiven Wirkungen mit Hilfe von Kostensätzen monetarisiert werden, so ergibt sich ein Nutzen/Kosten-Verhältnis, das je nach Massnahme im Bereich von 1 liegt. Als sehr wirtschaftlich kann die untersuchte Treibstoffpreiserhöhung betrachtet werden. Ebenfalls ein positives Nutzen/Kosten-Verhältnis erzielen Geschwindigkeitsreduktionen im Quartier, währenddem Temporeduktionen auf Autobahnen (infolge der hohen Zeitkosten) nur im Einzelfall als wirtschaftlich betrachtet werden können.

12.2. Methodische Erkenntnisse

Die Berechnungen der verschiedenen Massnahmen für die verschiedenen Umweltbereiche sind als Fallbeispiele zu interpretieren, die die im Teil I vorgestellte Methodik in unterschiedlicher Form anwenden. Deshalb sind vor allem auch die Erkenntnisse aus methodischer Sicht wichtig:

- **Definition der Massnahme und Dosierung:**

Insbesondere die Analyse der Treibstoffpreiserhöhungen und der städtischen Massnahmen hat gezeigt, dass die Festlegung der Dosierung bei verhaltensorientierten Massnahmen einen grossen Einfluss auf die Kosten-Wirksamkeit aufweisen kann. Die empirischen Grundlagen für eine exakte Berechnung sind allerdings relativ bescheiden. Deshalb ist es in Zukunft vor allem wichtig, die möglichen unterschiedlichen Wirkungsmuster bei unterschiedlicher Dosierung herauszuarbeiten und zu optimieren. Im Zentrum steht das Ausleuchten von Optimierungspotentialen für die Vermeidung von unerwünschten Nebenwirkungen. Die Analyse hat auch deutlich gemacht, dass eine verstärkte Wirkung auch erhöhte Kosten (im Sinne von Einbussen für die BenutzerInnen) resultieren. Diesen erhöhten Kosten muss besondere Beachtung geschenkt werden.

- **Wirkungsmodell:**

Generell ist aufgefallen, wie gross die Unsicherheiten bei konkreten Wirkungsanalysen sein können, insbesondere wenn es um die Wirkungsanalyse bei verhaltensorientierten Massnahmen und die Analyse von Wechselwirkungen geht. Diese Defizite sind grundsätzlich bekannt. Sie müssen aber im Rahmen von Sensitivitätsanalysen speziell berücksichtigt werden.

Komplexer wird das Wirkungsmodell, wenn immissionsorientierte Wirkungen ermittelt werden müssen. Insbesondere die Berechnungen im Lärmbereich haben gezeigt, dass emissionsorientierte Kosten-Wirksamkeits-Vergleiche relativ schnell an Grenzen stossen. Aus methodischer Sicht müssen deshalb klare Vorgaben gemacht werden, wie die Übertragung von generellen Wirkungen in den konkreten Raum vonstatten gehen soll.

- **Berechnung der Kosten:**

Die Berechnung der Kosten hat einige konkrete Probleme aufgezeigt, die methodisch noch zu verfeinern sind:

Bei **technischen Massnahmen** sind zwar Kostengrössen ermittelbar. Oft handelt

es sich allerdings um theoretische Grössen, die unabhängig von den zukünftigen Marktverhältnissen ermittelt werden müssen. Gleichzeitig ist zu beachten, dass in einigen Fällen (z.B. Optimierung des Dieselmotors) integrierte Technologien notwendig sind, bei welchen die Ermittlung von beispielsweise lufthygienischen Zusatzkosten relativ problematisch ist. Dies führt dazu, dass die Kosten von neuen zukünftigen technischen Massnahmen tendenziell überschätzt werden. Bereits bei der Einführung des Katalysators hat sich gezeigt, dass die effektiven Zusatzkosten im Laufe der Zeit sinken, wenn die neuen Technologien in die Konstruktionsabläufe integriert werden.

Bei den **verhaltensorientierten Massnahmen** ist einerseits die Berechnung der **Zeitkosten** mit grossen Unsicherheiten behaftet. Die Berechnung der Kosten-Wirksamkeit von Tempo 30 ist ein typisches Beispiel. Obwohl angenommen werden kann, dass die entstehenden Zeitverluste marginal sind und von den einzelnen VerkehrsteilnehmerInnen kaum wahrgenommen werden, sind nur wenige empirische Grundlagen bekannt, die das Phänomen von möglichen Schwellenwerten analysiert haben. Entsprechend gross (und nur sehr schwer interpretierbar) sind die daraus entstehenden Unsicherheiten. Etwas ähnlich ist die Situation bei der Berechnung von potentiellen **Benutzerverlusten**. Die Berechnungsweise mit Hilfe der Konsumentenrentenverluste ist zwar aus ökonomischer Sicht ein gangbarer Weg und relativ einfach umsetzbar. Die dafür notwendigen Annahmen (Simulation einer impliziten Preisänderung, Elastizitäten) sind allerdings oft nur sehr schwierig belegbar und kommunizierbar. Alternativen wie eine konkrete Berechnung der entstehenden Ausweichkosten sind allerdings nur mit sehr grossem Aufwand und dem Beizug von Verkehrsmodellen möglich.

Aus methodischer Sicht ist es wichtig, die entsprechenden Kostenfolgen und deren Berechnungsschritte möglichst transparent darzustellen.

- **Interpretation der Kosten-Wirksamkeit:**

Während der Indikator bei sich auf einen Umweltbereich beziehenden technischen Massnahmen relativ einfach interpretierbar ist und auch interessante Aufschlüsse gibt, ist die Interpretation bei integral wirkenden Massnahmen deutlich schwieriger. Die Analyse hat gezeigt, dass in den meisten Fällen eine Aggregation der Wirkungen sinnvoll ist, weil sonst die gesamten Kosten der Massnahmen einem Umweltbereich zugeordnet werden müssen, was die Kosten-Wirksamkeit einer integralen Massnahme zu pessimistisch abbildet. In den empirischen Beispielen sind verschiedene Aggregationsmethoden (Umweltbelastungspunkte, monetä-

re Bewertung) aufgezeigt worden. Es erscheint sinnvoll, eine solche Aggregation ergänzend vorzunehmen, wenn es um den Vergleich verschiedener Massnahmen geht.

- **Gesamtinterpretation einer Massnahme:**

Die Kosten-Wirksamkeit ist immer nur einer von mehreren Indikatoren für die Beurteilung der Zweckmässigkeit einer Umweltmassnahme. Für eine umfassende Beurteilung sind deshalb weitere Kriterien, (absolute Umweltbelastung, Machbarkeit, administrative Umsetzbarkeit, regionale und soziale Auswirkungen, politische und juristische Kompatibilität etc.) einzubeziehen.

12.3. Erkenntnisse aus der Sicht der Praxis

Ein wichtiges Ziel der Studie sind praxisgerechte Vorschläge zuhanden von Verkehrsingenieuren, die es erlauben, die Kosten-Wirksamkeit verschiedener umweltbezogener Massnahmen in einfacher und transparenter Weise zu berechnen. Die Ausführungen haben gezeigt, dass

- die durchgeführten empirischen Beispiele vor allem als Referenz-Plausibilisierungsgrössen für die Kosten-Wirksamkeit von spezifischen lokalen Massnahmen dienen.
- einfache Berechnungen am ehesten im Bereich des technischen Umweltschutzes (Lärm, Luftreinhaltung) machbar sind, weil hier insbesondere für die Kostenseite in der Regel konkrete Angaben vorliegen.
- für die Erfassung der Wirksamkeit von Massnahmen in der Regel differenzierte Betrachtungen notwendig sind, die sich auf Immissionen (Luftbelastung, Lärm) bzw. Einwirkungsindikatoren (z.B. belastete Personen) beziehen. Bei Massnahmen mit einem breiten Wirkungsprofil sind Aggregationsformen unerlässlich, wenn die Kosten-Wirksamkeit umfassend kommuniziert werden soll.
- für komplexere verhaltenorientierte Massnahmen mit möglichen unerwünschten Nebenwirkungen einerseits Optimierungsschritte (Einführung von flankierenden Massnahmen) notwendig sind, andererseits die Berechnung der Anpassungskosten – wie oben ausgeführt – relativ schwierig sein kann.

- auch in der Praxis der Indikator der Kosten-Wirksamkeit nur eines von mehreren Evaluationskriterien für die finale Beurteilung einer Massnahme sein soll.

12.4. Offene Forschungsfragen

Die Analyse der Kosten-Wirksamkeit befasst sich mit einer breiten und interdisziplinären Thematik und integriert die ökologische und die ökonomische Effizienz von Massnahmen. Diese integrale Sichtweise ruft vom wissenschaftlichen Standpunkt her zwangsläufig diverse offene Fragen auf. Auf die einzelnen kritischen Elemente dieser Analyse ist im Bericht an diversen Stellen verwiesen. Auf diesen aufbauend lassen sich folgende Fragen für weitere Forschungen auflisten:

- a) **Verbesserung der Kenntnis über Kosten und Wirkungen**
 - 1:1 Exante und Expost-Evaluationen: Um die Ergebnisse der Kosten-Wirksamkeit besser validieren zu können, erscheint eine pilotmässige Evaluation einer Massnahme (z.B. Technische Massnahmen, Geschwindigkeitsreduktion) sinnvoll.
 - Technische Massnahmen vertiefen: Generell eignet sich der Ansatz der Kosten-Wirksamkeit als einfacher Indikator vor allem für technische Massnahmen. Entsprechend führt eine vertiefte Analyse für die verschiedenen Umweltbereiche (v.a. Luft, Lärm, Klima) zu einer besseren Kenntnis von sogenannten Minimalkostenverläufen für verschiedene Massnahmenkombinationen. Zu analysieren ist insbesondere die Kostendynamik.
 - Verbesserung der Wirkungsmodelle: Auch die Analyse der Kosten-Wirksamkeit hat aufgezeigt, dass die Kenntnis über die Wirkungsmodelle Verkehr-Umwelt in vielen Bereichen nach wie vor grosse Unsicherheiten zeitigen, vor allem wenn Massnahmen zu analysieren sind, die Verhaltensänderungen implizieren. Neben vermehrten Auswertungen der oben vorgeschlagenen 1:1-Evaluationen sind auch umfassende Wirkungsanalysen (Verbesserung der Kenntnis von Wirkungsketten und dem direkten Einfluss einer Massnahme). Vertiefte Kenntnisse können vor allem für den optimalen Einsatz von freiwilligen Massnahmen genutzt werden.
 - Ökonomisch orientierte Verkehrsmodelle: Die Verknüpfung von Verkehrsmodellen und Kostenberechnungen (sogenannte 'Real Cost-Modelle') könnten die Ana-

lyse von verhaltensbedingten Kostenveränderungen bei verschiedenen Akteuren verbessert abbilden.

b) Verbesserung der Grundbedingungen für die Anwendung der Indikatoren

- **Benchmarkanalyse:** Vergleich mit anderen Bereichen: Die Analysen haben gezeigt, dass ein Vergleich der Massnahmen mit sogenannten Referenzmassnahmen im Verkehrsbereich in erster Linie für technische Massnahmen sinnvoll ist. Oft aber führen diese Vergleiche dazu, dass die Referenzmassnahmen (z.B. Katalysator) ein ungleich besseres Kosten-Wirksamkeits-Verhältnis aufweisen, da sie in einem früheren Stadium eingeführt worden sind.

Sinnvoll ist deshalb eine vertiefte Analyse von technischen Umweltschutzmassnahmen ausserhalb des Verkehrsbereichs, um umfassende Vergleiche ermöglichen zu können.

- **Least Cost Planning:** Integration von Kosten-Wirksamkeits-Indikatoren in die Ansätze des Least Cost Planning im Verkehrsbereich (z.B. Infrastrukturplanung).
- **Applizierbare Aggregationsformen für Kosten-Nutzen-Analysen:** Ähnlich wie in Deutschland (EWS) erscheint es sinnvoll, den Einbau von Kosten-Wirksamkeits-Analyse in (umfassendere) Kosten-Nutzen-Analysen für Massnahmen bzw. Projekte im Verkehrsbereich zu standardisieren. Dazu müssten die einzelnen Wirkungsindikatoren mit standardisierten Aggregationsmethoden (oder mit Hilfe von Kostensätzen) stärker miteinander verknüpft und dargestellt werden.
- **Einfügen in umfassende Bewertungssysteme:** Schliesslich sollte aufgezeigt werden, wie Kosten-Wirksamkeits-Indikatoren in grössere Bewertungssysteme eingebaut werden können und welchen Stellenwert sie dort einnehmen sollen.

Anhang

Anhang 1: Übersicht über Umweltschutzmassnahmen im Verkehrsbereich

Anhang 2: Berechnungsgrundlagen technische Massnahmen

1. Technische Massnahmen Luftreinhaltung
2. Lärmschutzmassnahmen im Strassenverkehr
3. Lärmschutzmassnahmen im Schienenverkehr

Anhang 3: Berechnungsgrundlagen verhaltensorientierte Massnahmen

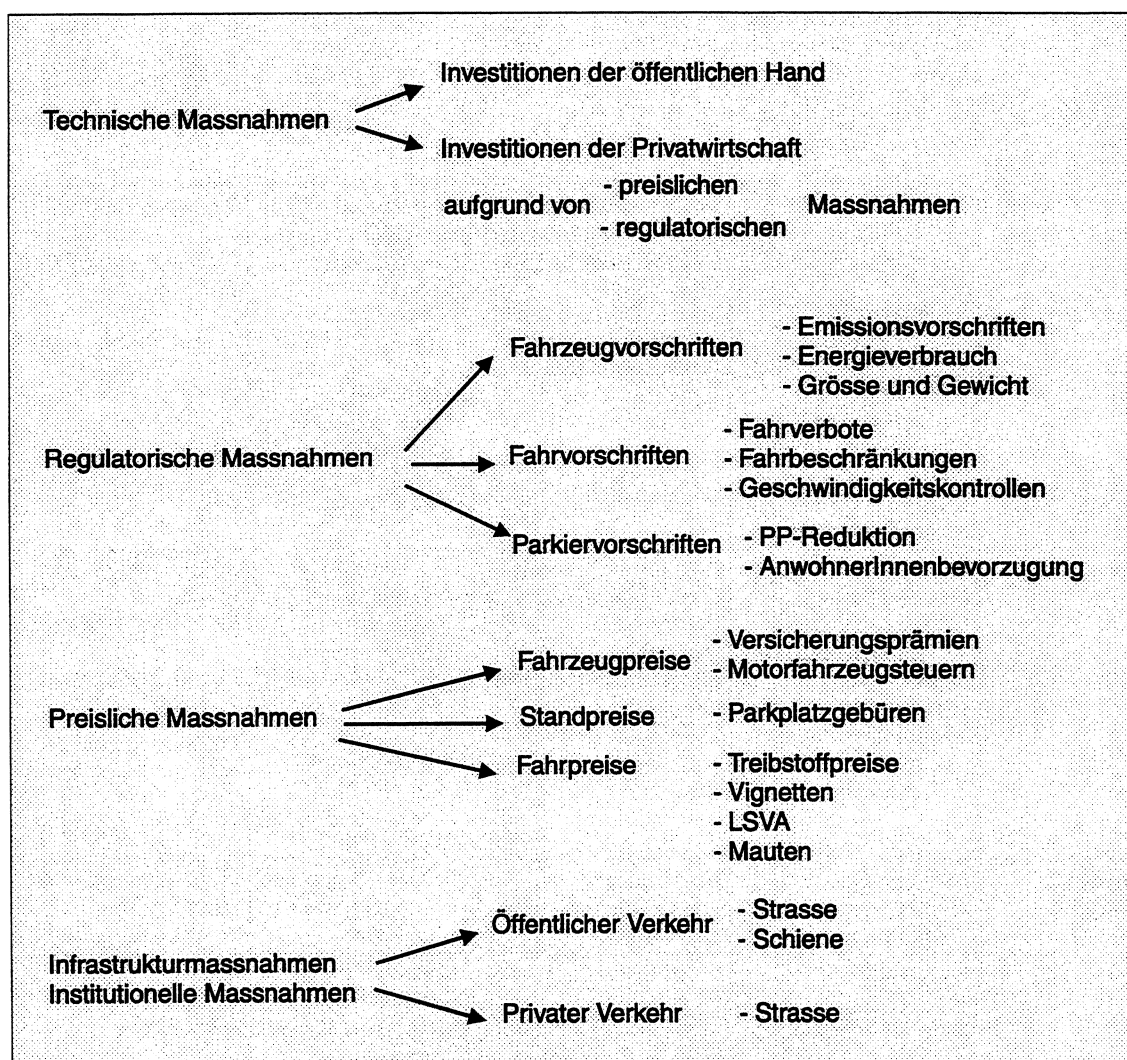
1. Geschwindigkeitsbeschränkungen auf Autobahnen und Quartierstrassen
2. Treibstoffpreiserhöhung

Anhang 4: Massnahmenpakete im städtischen Raum

Glossar

Literatur

Anhang 1: Übersicht über Umweltmassnahmen im Verkehrsbereich



Figur A-1: Übersicht über die wichtigsten Massnahmentypen.

	Technische Massnahmen	Regulatorische Massnahmen	Preisliche Massnahmen	Infrastruktur-und institutionelle Massnahmen
Luftbelastung	Katalysator-Optimierung (Vorwärmung, Doppel-Kats.) Erhöhung Brenntemperatur Verbesserte Treibstoffe Neue Antriebstechnologien	Geschwindigkeitsreduktionen (Autobahnen, Hauptstrassen, im Quartier) Fahrverbote (räumlich/zeitlich differenziert) Emissionsvorschriften	Abgaben auf - Parkplätzen - Treibstoffen - Fahrleistung - Emissionen - gewisse Strecken/ Zonen - Auslastung Subventionen für - ÖV/NMIV - saubere Technologien	Kapazitätsbeschränkungen Reduktion Parkplätze Ausbaumassnahmen (P+R, ÖV, NMIV) Institutionelle Massnahmen/Soft law: - Kampagnen, - Kurse - Information, Insitutionsbildung,
Lärmbelastung	Motorenkapselung PW/LKW Lärmarme Reifentechnologien Emissionsarme Strassenbeläge Neue Bremstechnologien Schallschutzabsorber Massnahmen am Oberbau Lärmschutzwände, Schallschutzfenster	Geschwindigkeitsreduktionen (Autobahnen, Hauptstrassen, im Quartier) Fahrverbote (räumlich/zeitlich differenziert) Emissionsvorschriften	Abgaben auf - Parkplätzen - Treibstoffen - Fahrleistung - Lärmemissionen - gewisse Strecken/ Zonen - Auslastung Subventionen für - ÖV/NMIV - lärmarme Technologien	Reduktion Parkplätze Ausbaumassnahmen (P+R, ÖV, NMIV) Tunnel, Umfahrungen
Klima (Energie)	Motorenoptimierung kleinere Motoren CO ₂ -arme Treibstoffe Andere Reifentechnologien Aerodyn. Massnahmen Neue Antriebstechnologien	Geschwindigkeitsreduktionen (Autobahnen, Hauptstrassen) Fahrverbote (räumlich/zeitlich differenziert) Verbrauchsvorschriften	Abgaben auf - Parkplätzen - Treibstoffen - Fahrleistung - gewisse Strecken/ Zonen - Auslastung Subventionen für - ÖV/NMIV - energiesparsame Technologien	Kapazitätsbeschränkungen Reduktion Parkplätze Ausbaumassnahmen (P+R, ÖV, NMIV) Institutionelle Massnahmen (s. Luftbelastung)
Natur und Landschaft	Ausgleichsmassnahmen Wildbrücken	Vorschriften für die Projektierung von Infrastrukturanlagen	Finanzierungsabgaben von landschaftsschonenden	Landschaftsschonende Linienführung Tunnel, Umfahrungen
Boden	Schadstoffarme Treibstoffe Neue Reifentechnologien	Vorschriften zu Treibstoffen Verbot gewisser Substanzen (z.B. Blei, Kupfer)	Lenkungsabgaben/-subventionen für bodenfreundliche Treibstoffe	Bodenschonende Linienführung, Tunnel-lösungen
Wasser	Schadstoffarme Antriebstechnologien Rückhaltesysteme, Filteranlagen	Vorschriften über Winter-Unterhalt Vorschriften über Entwässerung von Infrastrukturanlagen	Lenkungsabgaben/-subventionen für gewässerfreundliche Technologien	Gewässerschonende Linienführung

Tabelle A-1: Übersicht über die wichtigsten Einzelmassnahmen in den verschiedenen Umweltbereichen und Massnahmen-Typen.

Anhang 2: Berechnungsgrundlagen technische Massnahmen

1. Technische Massnahmen Luftreinhaltung

a) Berechnung der Jahreskosten für die Einhaltung der EURO 3 und EURO 4 Norm beim Benzin PW (Zusammenfassung von Kostenzahlen unterschiedlicher Quellen)
Für die Berechnung der Annuitäten wurde von einer Lebensdauer von 10 Jahren und einem Zinssatz von 5% ausgegangen.

Annuität PW		5%, 10 Jahre	12.95%						
Kurs EURO		1.61							
		Zusätzliche Kosten pro Neuwagen [CHF/car]	Annuität [CHF/a]	Wartungs-Instandhaltungskosten [CHF/a]	Kosten total pro Jahr [CHF/a]	Quelle	Zusätzliche Kosten pro Neuwagen [ECU/car]	Annuität [ECU/a]	Wartungskosten (zusätzl.)
Benzin									
EURO 3	Kleinwagen	322	40	16	56 [EU 1996b]		200	26	10
	Mittelklasse	362	45	16	61 [EU 1996b]		225	29	10
	Oberklasse	467	60	16	76 [EU 1996b]		290	38	10
	PW und LI	668	85	16	101 [EU 1996a]		415	54	10
	Durchschnittswert	455	58	16	74				
EURO 4	untere Grenze	242	30	16	46 [EU 1996b]		150	19	10
	obere Grenze	322	40	16	56 [EU 1996b]		200	26	10
	Durchschnittswert	282	35	16	51				
Diesel									
EURO 3	Mittelklasse	612	80	16	96 [EU 1996b]		380	49	10
	grössere Dieselfahrz	837	110	16	126 [EU 1996b]		520	67	10
		725	95	16	111				
EURO 4	untere Grenze	242	30	16	46 [EU 1996b]		150	19	10
	obere Grenze	322	40	16	56 [EU 1996b]		200	26	10
		282	35	16	51				

Der Berechnung der Kostenwirksamkeit liegen Durchschnittswerte der jährlichen Verkehrsleistung eines PW zugrunde (INFRAS 1995).

Referenz	NO _x Grenzwert [g/Fzkm]	Reduktion pro Jahr [g/a]	Kosten pro Jahr [CHF/a]	Kostenwirksamkeit [CHF/kg NO _x]	Kostenwirk- samkeit [10 ⁻³ kg NO _x /Fr.]
PKW Otto					
EURO 2	0.25				
Vorschlag EURO 3	0.15	1450	75	52	28.03
Vorschlag EURO 4 (Kosten noch nicht quantifiziert)	0.08	990	50	51	19.60
PKW Diesel					
EURO 1					
EURO 2	0.63				
	0.81				
Vorschlag EURO 3	0.50	4400	110	25	176.00
Vorschlag EURO 4 (Kosten noch nicht quantifiziert)	0.25	3550	50	14	252.05

b) Berechnung der Jahreskosten für die Einhaltung der EURO 3 und EURO 4 Norm beim Diesel LKW (Zusammenfassung von Kostenzahlen unterschiedlicher Quellen)

Für die Berechnung der Annuitäten wurde von einer Lebensdauer von 11 Jahren und einem Zinssatz von 5% ausgegangen.

Massnahme	Schadstoffreduktion (erzielbare E-Faktoren)	Kosten	Bemerkungen
elektronisch überwachte Ab- gasrückführung	NO _x : -30% - 60% E-Faktor NO _x : 4,9 g/kWh PM: E-Faktor 0.1 - 0.15g/kWh	ca. 400 - 850 Fr.	evtl. höherer Treibstoffver- brauch (+5-10%)
Oxidations- Katalysatoren	HC: - 50% - 70% (incl. PAK auf Partikeln) CO: - 50% - 70% kein Effekt auf NO _x	ca. 400 - 500 Fr.	evtl. Bildung von Sulphat- Partikeln aus SO ₂ , deshalb nur in Verbindung mit schwefelarmem Diesel anwendbar
deNO _x - Katalysatoren	NO _x : -40% - 70%	ca. 400 - 850 Fr.	evtl. Bildung von N ₂ O, Verschmutzungsanfällig, z.Zt. 20-40% Reduktion
Selektive katalyti- sche Reduktion	NO _x : -70% - 80% E-Faktor NO _x : 2 - 2.5 g/kWh	12 - 20'000 Fr. (ca. 10'000 Fr. bei Seri- enfertigung.)	Reduktionsmittel: Harn- stofflösung (Verbrauch: 25 l / 10'000 Fzkm) Anwendung zusammen mit Oxidations-Katalysato- ren
Partikelfilter	PM: - 70% - 90% PM: E-Faktor 0.035 - 0.05 g / kWh	12 - 20'000 Fr. (ca. 10'000 Fr. bei Seri- enfertigung.)	evtl. höherer Treibstoffver- brauch zur Filterregenera- tion (+2%)

Tabelle 1: Kosten verschiedener Emissionsreduktionstechnologien und deren Auswirkung auf die Emissionen. (Quelle: FEA 1996, Ross 1996).

	Annuität PW	5%, 11 Jahre	12.04%			
	Kurs EURO	1.61				
		Zusätzliche Kosten pro Neuwagen [CHF/car]	Annuität [CHF/a]	Wartungs- Instandhaltu ngskosten [CHF/a]	Kosten total pro Jahr [CHF/a]	Quelle
	Diesel					
EURO 3	untere Grenze	3220	388	443	830	[EU 1996a +b]
	obere Grenze	6516	784	443	1227	[EU 1996a +b]
		4868	586	443	1029	
EURO 4	untere Grenze	8050	969	443	1412	Schätzung INFRAS
	obere Grenze	16100	1938	443	2381	Schätzung INFRAS
		12075	1454	443	1896	

c) Berechnung der Kosten von Partikelfiltern für Diesel-LKW.

	Annuität PW	5%, 11 Jahre	12.04%			
	Wartungs- kosten	zusätzl. in % v. Invest.	7.5%			
		Zusätzliche Kosten pro Neuwagen [CHF/car]	Annuität [CHF/a]	Wartungs- Instandhaltu ngskosten [CHF/a]	Kosten total pro Jahr [CHF/a]	Quelle
	Diesel					
Partikelfilter	untere Grenze	10000	1204	750	1954	INFRAS 1997
	obere Grenze	20000	2408	1500	3908	INFRAS 1997
		15000	1806	1125	2931	

d) Kostenberechnung für RME-betriebene Regionalbusse

Annuität PW	5%, 11 Jahre	12.04%					
zusätzliche Wartungskosten	zusätzl. in % v. Invest.	0.0%					
	Zusätzliche Kosten pro Neuwagen [CHF/car]	Annuität [CHF/a]	Wartungs-Instandhalt [CHF/a]	Kosten total pro ungskosten Jahr [CHF/a]	Quelle		
Investitionen						km/Jahr	50000
Oxidationskatalysator	2000	241	0	241	INFRAS 1997, DVZ 11.9.97	Verbrauch	22500
Anpassungen Motor	250	30	0	30	INFRAS 1997	Kosten pro Liter Diesel	0.4
	2250	271	0	271		RME	1
Betriebskosten						Mehrkosten	13500
RME Verbrauch/Mehrverbrauch				13500			
Total				14000			

e) Kostenberechnung für Alkohol als Treibstoff für Linienbusse

Alkohol	Quelle:
km/Jahr	50'000 Annahme INFRAS
Verbrauch MJ/km	14.4 INFRAS 1997
Verbrauch	720'000
Mehrkosten pro MJ [Rp/MJ]	0.5 INFRAS 1997
Mehrkosten [CHF]	3'600

f) Berechnung der Zusatzkosten für gasbetriebene Linienbusse:

	Zusätzliche Kosten pro Neuwagen [CHF/car]	Annuität [CHF/a]	Wartungs-Instandhalt [CHF/a]	Kosten total pro ungskosten Jahr [CHF/a]	Quelle
Investitionen					
Zusatzkosten Anschaffung	70'000	8427	0	8'427	INFRAS 1997
anteilige Tankstellenkosten	25'000	3010	0	3'010	INFRAS 1998
	95'000	11437	0	11'437	
Betriebskosten					
Mehrkosten pro Jahr				5'000	Schätzung INFRAS
Total				16'400	

2. Lärmschutzmassnahmen im Strassenverkehr

2.1 Modell zur Bestimmung der Wirkung von Lärmschutzmassnahmen im Strassenverkehr:

Neues EMPA-Modell für Strassenlärm

Die Berechnung der Wirkung von Lärmschutzmassnahmen erfolgt mit Hilfe des neuen EMPA-Modells (EMPA 1997b).

Die Grundlage stellen Messergebnisse der Einzelvorbeifahrtspegel des Gesamtgeräusches in Abhängigkeit der Fahrgeschwindigkeit dar. Aufgrund von Messungen des Rollgeräusches an Personenwagen und weiteren Untersuchungen erfolgt eine Auftrennung von Rollgeräusch und Antriebsgeräusch.

Für das Roll- bzw. Antriebsgeräusch ergeben sich für PW und LKW folgende Geschwindigkeitsabhängigkeiten (konstante Fahrweise auf gerader Strasse):

Rollgeräusch

Personenwagen: $L_{\max, \text{PW Roll}, 7.5\text{m}} = 9.5 + 35 * \log(v)$ L in [dB(A)], v in [km/h]

Lastwagen: $L_{\max, \text{LKW Roll}, 7.5\text{m}} = 18.5 + 35 * \log(v)$ L in [dB(A)], v in [km/h]

Antriebsgeräusch

Personenwagen: $L_{\max, \text{PW Antrieb}, 7.5\text{m}} = 62.7 + 10 * \log\left(1 + \left(\frac{v}{44.0}\right)^{3.5}\right)$ L: [dB(A)], v: [km/h]

Lastwagen: $L_{\max, \text{LKW Antrieb}, 7.5\text{m}} = 76.9 + 10 * \log\left(1 + \left(\frac{v}{56.0}\right)^{3.5}\right)$ L: [dB(A)], v: [km/h]

Die energetische Summe beider Pegel ergibt das Gesamtgeräusch eines Fahrzeugs. Bei tieferen Geschwindigkeiten dominiert das Antriebsgeräusch, während mit zunehmender Geschwindigkeit das Rollgeräusch das Antriebsgeräusch überwiegt.

Verschiedene Schallschutzmassnahmen wirken nun jeweils unterschiedlich auf die beiden Haupt-Geräuschquellen am Fahrzeug. Während lärmarmer Fahrbahnoberflächen auf die Reduktion des Rollgeräusches hinwirken, reduziert die Motorenkapselung das Antriebsgeräusch.

Der maximale Vorbeifahrtspegel eines einzelnen Fahrzeugs $L_{PW/LKW, 7.5m}$ lässt sich mit folgender Formel berechnen:

$$L_{PW, 7.5m} = 10 * \log \left(10^{\left(\frac{L_{PWAntrieb, 7.5m} + \Delta Stg}{10} \right)} + 10^{\left(\frac{L_{PWRoll, 7.5m} + \Delta Belag}{10} \right)} \right)$$

$$L_{LKW, 7.5m} = 10 * \log \left(10^{\left(\frac{L_{LKWAntrieb, 7.5m} + \Delta Stg}{10} \right)} + 10^{\left(\frac{L_{LKWRoll, 7.5m} + \Delta Belag}{10} \right)} \right)$$

ΔStg : Steigungszuschlag in [dB(A)] = $0.8 * \text{Steigung der Strasse in \%}$
(Korrekturfaktoren für Motorenkapselung können entsprechend in diesem Term mit negativem Vorzeichen berücksichtigt werden)

$\Delta Belag$: Belagskorrekturfaktoren in [dB(A)], z.B. Belagskorrektur für Drainasphalt - 5 dB(A).
(Korrekturfaktoren für lärmarme Reifen können analog zu den Belagskorrekturfaktoren berücksichtigt werden)

Der energieäquivalente Dauerschallpegel Leq für PW und LKW kann mit Hilfe der folgenden Formel berechnet werden:

$$Leq = L_{PW, 7.5m} - 7.5 - 10 * \log(v) + 10 * \log\left(\frac{Fzg}{h}\right) - 10 * \log(d)$$

$$Leq = L_{LKW, 7.5m} - 7.5 - 10 * \log(v) + 10 * \log\left(\frac{Fzg}{h}\right) - 10 * \log(d)$$

v: Geschwindigkeit in [km/h]
d: Abstand von der Fahrbahnachse

Durch die energetische Addition beider Pegel erhalten wir den Pegel einer bestimmten Verkehrsmenge bei gegebener Geschwindigkeit und gegebenem Schwerlastanteil.

a) Innerorts:

Verkehrsdaten und Grundlärmbelastung

Geschwindigkeitsbereich 50 km/h, Verkehrsmenge 1000 Fzg/h, 10 % LKW-Anteil

Grundlärmbelastung gem. Lärmmodell EMPA 1997

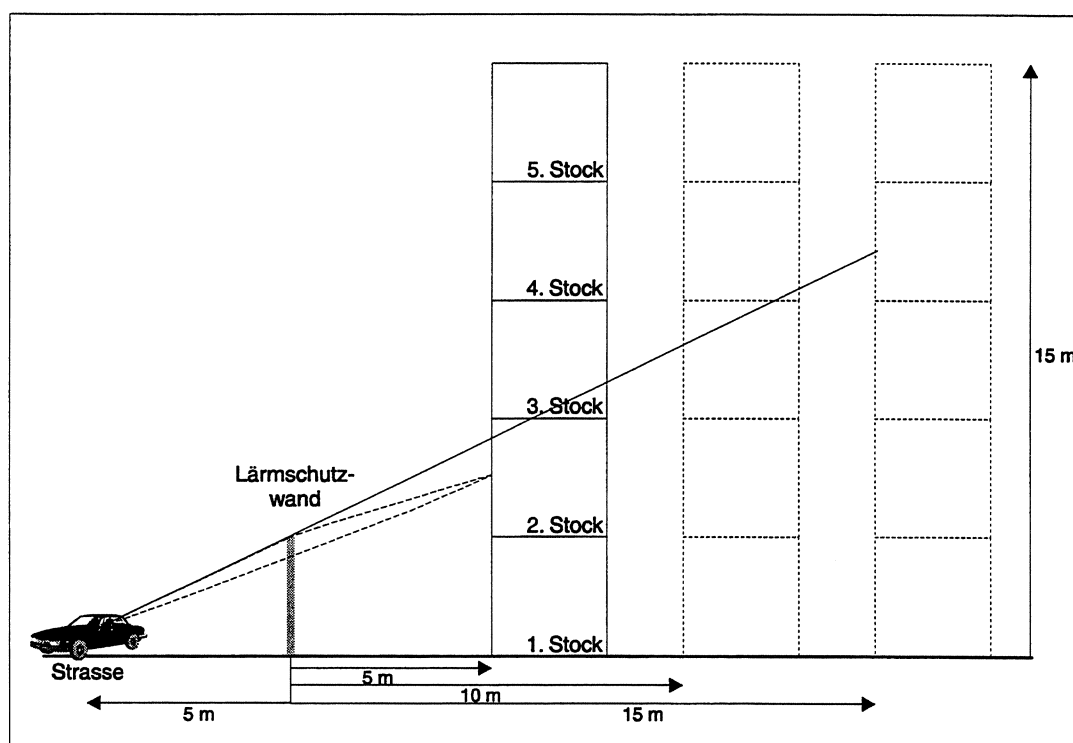
DTV (berechnet)	17000	
Fzg./h Tag	1000	
Fzg./h Nacht berechnet	150	
Geschwindigkeit	50	
LKW-Anteil [%] tags	10.0%	
LKW-Anteil [%] nachts	5.0%	
PKW tags	900	
LKW tags	100	
PKW nachts	142.5	
LKW nachts	7.5	
neues Modell EMPA 1997b		EMPA 1997
Rollgeräusche		
PKW	69.0	
LKW	78.0	
Antriebsgeräusche		
PKW	66.8	
LKW	79.1	
Belagskorrekturen		
lärmreduzierte Beläge [-dB(A)]	0.0	
Fahrzeugseitige Massnahmen		
Lärmreduktion PKW [-dB(A)]	0.0	
Lärmreduktion LKW [-dB(A)]	0.0	
Vorbeifahrtspegel einzelnes Fahrzeug		
PKW	71.0	
LKW	81.6	
Vorbeifahrtpegel einer bestimmten Verkehrsmenge		
Abstand v. Fahrb.achse [m]	1	
Leq PKW	76.4	
Leq LKW	77.4	
Leq total energetisch addiert	79.6	
zum Vergleich		
altes StL 86 Modell		
Emissionspegel Lr,e [dB(A)]	79.7	

Bei einer durchschnittlichen stündlichen Verkehrsmenge tagsüber von 1'000 Fahrzeugen und einem LKW-Anteil von 10% ergibt sich ein Pegel von 79.6 dB(A).

- **Lärmschutzmassnahmen:** Lärmschutzwände, Schallschutzfenster, (ev. Strassenüberdeckungen), Massnahmen am Fahrbahnbelag, Massnahmen am Fahrzeug: Kapselung v.a. beim LKW, lärmarme Fahrweise etc., Geschwindigkeitsreduktion durch bauliche Massnahmen, zusätzliche Geschwindigkeitsreduktionen durch Beschilderung.

- Definition eines Standardraumes für die Wirkung der Massnahmen: Haus mit 5 Stockwerken in 5/10/15 Meter Entfernung zur linienförmigen Lärmquelle. Ermittlung der Wirkung der Massnahmen auf Stock 1-5 (Vorderfront).
- Die Lärmschutzwand mit einer Höhe von 3 m befindet sich in einer Entfernung von 5 m von der Lärmquelle. Die Lärmquelle wird in einer Höhe von 0.8 m über der Fahrbahn modelliert. Es wird eine Strassenbreite von insgesamt 8 m unterstellt, wobei sich zusätzlich links und rechts der Strasse ein 1 m breiter Streifen (Gehsteig oder Veloweg) befindet.

Wirkung Lärmschutzwand innerorts



Figur 1: Szenario für Lärmschutzmassnahmen innerorts: Lärmschutzwand.

Die Berechnung der Wirkung einer Lärmschutzwand erfolgt nach dem 'Berechnungsverfahren für Strassenlärm' der EMPA Dübendorf (Hofmann 1983).

Für die Wirkung von Hindernissen gegen Strassenlärm wird dabei die nach Reinhold modifizierte Näherungsformel von Maekawa verwendet, die direkt die bewirkte Pegelreduktion in dB(A) angibt:

$$\Delta L = 10 * \log(5 + 80 * z)$$

wobei z der sog. Schirmwert (ausgedrückt in m) ist. Der Schirmwert ist der durch das Hindernis bewirkte Umweg des Schalls zwischen der Schallquelle und dem Empfangsort.

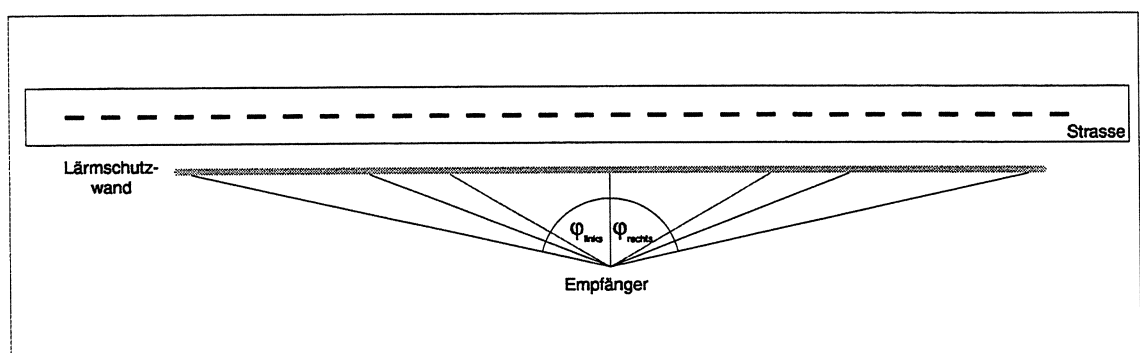
Lärmreduktionen für eine Mauerhöhe von 3 bzw. 4 m:

Neben der Höhe ist die Länge der Lärmschutzwand entscheidend für die erzielbare Lärmreduktion. In (BUWAL 1989) wird ein einfaches Modell für die Bestimmung der erforderlichen Lärmschutzwandlänge verwendet, das für das vorliegende Modell übernommen wird (Tabelle 2):

zu erzielende Hindernisdämpfung	Aspekt-Winkel $\varphi_{\text{links/rechts}}$ [Grad]
-5	60
-10	70
-15	80

Tabelle 2: *Aspektwinkel für die Bestimmung der erforderlichen Lärmschutzwandlänge. (Quelle: BUWAL 1989).*

Um die erwünschte Lärmreduktion zu erzielen, muss die Lärmschutzwand relativ lang ausgelegt werden. In Figur 2 sind die Auswirkungen der Kriterien aus Tabelle 2 auf die erforderliche Lärmschutzwandlänge aufgezeigt.



Figur 2: *Länge von Lärmschutzwänden in Abhängigkeit von der erwünschten Lärmreduktion. Der grösste Winkel entspricht dabei einer erwünschten Reduktion von 15 dB(A). Quelle: (BUWAL 1989).*

Für die Situation innerorts ergibt sich für einen Abstand von 10 m zur Lärmschutzwand und einer erwünschten Lärmreduktion von ca. 10 dB(A) eine zusätzlich erforderliche Länge der Lärmschutzwand von näherungsweise 50 m (je ca. 25 m auf jeder Seite). Ausserorts ergibt sich für einen Abstand von 25m zur Lärmquelle und einer Lärmreduktion von ca. 12.5 dB(A) eine zusätzlich erforderliche Länge der Lärmschutzwand von ca. 200 m (je 100 m auf jeder Seite der 1 km langen Modellstrasse).

Für die Wirkung der Lärmschutzwand ist der Ort des Empfängers entscheidend. Die Reduktion ist dabei vor allem von der Höhe der Lärmschutzwand und der Höhe des Empfängers abhängig. Ausserdem gilt, dass je näher die Lärmschutzwand an der Lärmquelle ist, umso höher die Reduktion hinter der Lärmschutzwand.

Für die Reduktion innerorts gelten folgende Zahlen (Berechnung nach Maekawa, modifiziert von Reinhold (Hofmann 1983)):

Höhe Lärmschutzwand	Entfernung 5 m		Entfernung 10 m		Entfernung 15 m	
	3 m	4 m	3 m	4 m	3 m	4 m
Höhe Empfänger	Reduktion in dB(A)					
14 m	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	-7.0
11 m	0.0	0.0	0.0	-7.0	0.0	-9.0
8 m	0.0	-8.0	-7.5	-10.0	-8.0	-13.5
5 m	-7.0	-13.0	-11.0	-16.0	-12.5	-17.0
2 m	-16.5	-20.0	-16.5	-19.5	-16.0	-19.5

Wirkung Schallschutzfenster innerorts

Schallschutzfenster ermöglichen bei ausgewogener Konstruktion und sorgfältiger Montage bedeutende Lärmreduktionen. Abhängig von der Frequenz kann der Lärm um 7-15 dB(A) reduziert werden (ZUP 1997a). Die Dämmwirkung ist abhängig von der Frequenz der Lärmquelle. Um eine möglichst optimale Dämmwirkung zu erzielen, müssen Schallschutzfenster eingebaut werden, deren Frequenzmuster an das Spektrum der Lärmquelle angepasst wird. So dominieren beim Strassen- u. Fluglärm eher tiefere Frequenzen, während beim Eisenbahnlärm höhere Frequenzen massgeblich sind (SIA 1996).

Wirkung von lärmarmen Fahrbahnbelägen innerorts

	Standard	Drainbelag innerorts		
DTV (berechnet)	17'000	17'000		
Fzg./h Tag	1'000	1'000		
Fzg./h Nacht berechnet	150	150		
Geschwindigkeit [km/h]	50	50		
LKW-Anteil [%] tags	10.0%	10.0%		
LKW-Anteil [%] nachts	5.0%	5.0%		
PKW tags [Fzg/h]	900	900		
LKW tags [Fzg/h]	100	100		
PKW nachts [Fzg/h]	142.5	142.5		
LKW nachts [Fzg/h]	7.5	7.5		
neues Modell EMPA 1997b		EMPA 1997		
Rollgeräusche				
PKW	69.0	69.0	0.0	0.0%
LKW	78.0	78.0	0.0	0.0%
Antriebsgeräusche				
PKW	66.8	66.8	0.0	0.0%
LKW	79.1	79.1	0.0	0.0%
Belagskorrekturen				
lärmreduzierte Beläge [-dB(A)]	0.0	-5.0		
Fahrzeugeitige Massnahmen				
Lärmreduktion PKW [-dB(A)]	0.0	0.0		
Lärmreduktion LKW [-dB(A)]	0.0	0.0		
Vorbeifahrtspegel einzelnes Fahrzeug			Veränderungen	
			absolut	in %
PKW	71.0	68.6	-2.4	-3.4%
LKW	81.6	80.1	-1.5	-1.9%
Vorbeifahrtspegel einer bestimmten Verkehrsmenge				
Abstand v. Fahrb.achse [m]	1	1	0.0	0.0%
Leq PKW	76.1	73.7	-2.4	-3.2%
Leq LKW	77.1	75.6	-1.5	-2.0%
Leq total energetisch addiert	79.6	77.7	-1.9	-2.4%

Die Berechnung erfolgte mit dem neuen EMPA-Strassenverkehrslärmmodell (EMPA 1997b). Durch einen lärmarmen Fahrbahnbelag kann innerorts eine Lärmreduktion von ca. 2 dB realisiert werden.

Wirkungen der Motorenkapselung innerorts

Gelingt es, durch Motorenkapselung das Antriebsgeräusch des LKW um insgesamt weitere 5 dB(A) zu senken, ergeben sich folgende Veränderungen für den Gesamtpegel:

	Standard	Motorenkapselung LKW innerorts		
DTV (berechnet)	17'000	17'000		
Fzg./h Tag	1'000	1'000		
Fzg./h Nacht berechnet	150	150		
Geschwindigkeit [km/h]	50	50		
LKW-Anteil [%] tags	10.0%	10.0%		
LKW-Anteil [%] nachts	5.0%	5.0%		
PKW tags [Fzg/h]	900	900		
LKW tags [Fzg/h]	100	100		
PKW nachts [Fzg/h]	142.5	142.5		
LKW nachts [Fzg/h]	7.5	7.5		
neues Modell EMPA 1997b			Veränderungen	
Rollgeräusche			[dB(A)]	in %
PKW	69.0	69.0	0.0	0.0%
LKW	78.0	78.0	0.0	0.0%
Antriebsgeräusche				
PKW	66.8	66.8	0.0	0.0%
LKW	79.1	79.1	0.0	0.0%
Belagskorrekturen				
lärmreduzierte Beläge [-dB(A)]	0.0	0.0		
Fahrzeugseitige Massnahmen				
Lärmreduktion PKW [-dB(A)]	0.0	0.0		
Lärmreduktion LKW [-dB(A)]	0.0	-5.0	Veränderungen	
Vorbeifahrtspegel einzelnes Fahrzeug			[dB(A)]	in %
PKW [dB(A)]	71.0	71.0	0.0	0.0%
LKW [dB(A)]	81.6	79.5	-2.1	-2.6%
Vorbeifahrtspegel einer bestimmten Verkehrsmenge				
Abstand v. Fahrb.achse [m]	1	1	0.0	0.0%
Leq PKW [dB(A)]	76.1	76.1	0.0	0.0%
Leq LKW [dB(A)]	77.1	75.0	-2.1	-2.8%
Leq total [dB(A)]	79.6	78.6	-1.1	-1.3%

Die Motorenkapselung beim LKW innerorts führt zu einer Reduktion des Gesamtpegels um ca. 1 dB(A), beim LKW selbst reduziert sich der Vorbeifahrtspegel um ca. 2 dB(A).

b) Ausserorts:

- **Verkehrsdaten und Grundlärmbelastung**

Geschwindigkeitsbereich 80 km/h, Verkehrsmenge 1000 Fzg/h, 10 % LKW-Anteil

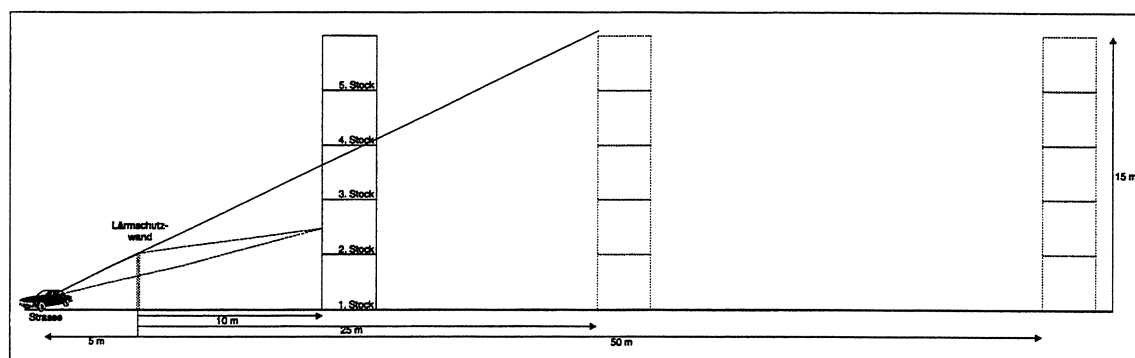
Grundlärmbelastung gem. Lärmmodell EMPA 1997

DTV (berechnet)	17'000	
Fzg./h Tag	1'000	
Fzg./h Nacht berechnet	150	
Geschwindigkeit [km/h]	80	
LKW-Anteil [%] tags	10.0%	
LKW-Anteil [%] nachts	5.0%	
PKW tags [Fzg/h]	900	
LKW tags [Fzg/h]	100	
PKW nachts [Fzg/h]	142.5	
LKW nachts [Fzg/h]	7.5	
neues Modell EMPA 1997b		EMPA 1997
Rollgeräusche		
PKW	76.1	
LKW	85.1	
Antriebsgeräusche		
PKW	72.3	
LKW	83.4	
Belagskorrekturen		
lärmreduzierte Beläge [-dB(A)]	0.0	
Fahrzeugseitige Massnahmen		
Lärmreduktion PKW [-dB(A)]	0.0	
Lärmreduktion LKW [-dB(A)]	0.0	
Vorbeifahrtspegel einzelnes Fahrzeug		
PKW	77.6	
LKW	87.4	
Vorbeifahrtpegel einer bestimmten Verkehrsmenge		
Abstand v. Fahrb.achse [m]	1	
Leq PKW	80.6	
Leq LKW	80.8	
Leq total energetisch addiert	83.7	

Wirkungen Lärmschutzwand ausserorts

- Definition eines Standardraumes für die Wirkung der Massnahmen: Haus mit 5 Stockwerken in 10/25/50 Meter Entfernung zur linienförmigen Lärmquelle. Ermittlung der Wirkung der Massnahmen auf Stock 1-5 (Vorderfront).
- Die Lärmschutzwand mit einer Höhe von 3 m befindet sich in einer Entfernung von 5 m von der Lärmquelle. Die Lärmquelle wird in einer Höhe von 0.8 m über der Fahrbahn modelliert. Es wird eine Strassenbreite von insgesamt 8 m unter-

stellt, wobei sich zusätzlich links und rechts der Strasse ein 1 m breiter Streifen (Gehsteig oder Veloweg) befindet.



Figur 3: Szenario für Lärmschutzmassnahmen ausserorts: Lärmschutzwand.

Erzielbare Lärmreduktion durch eine Lärmschutzwand ausserorts:

Für die Reduktion ausserorts ergeben sich folgende Zahlen.

	Entfernung 10 m		Entfernung 25 m		Entfernung 50 m	
Höhe Lärmschutzwand	3 m	4 m	3 m	4 m	3 m	4 m
Höhe Empfänger	Reduktion in dB(A)					
14 m	0.0	0.0	-7.0	-11.0	-11.0	-15.5
11 m	0.0	-7.0	-8.5	-13.5	-12.5	-16.5
8 m	-7.5	-10.0	-11.5	-15.5	-14.0	-17.5
5 m	-11.0	-16.0	-14.0	-17.5	-15.0	-18.5
2 m	-16.5	-19.5	-16.0	-19.5	-16.0	-19.0

Die grösseren Reduktionen ausserorts im Vergleich zur Situation innerorts ergeben sich durch die modellmässig angenommene grössere Entfernung der Gebäude von der Lärmquelle ausserorts.

Wirkung lärmarmen Fahrbahnbeläge ausserorts

	Standard	lärmarme Fahrbahnbeläge ausserorts		
DTV (berechnet)	17'000	17'000		
Fzg./h Tag	1'000	1'000		
Fzg./h Nacht berechnet	150	150		
Geschwindigkeit [km/h]	80	80		
LKW-Anteil [%] tags	10.0%	10.0%		
LKW-Anteil [%] nachts	5.0%	5.0%		
PKW tags [Fzg/h]	900	900		
LKW tags [Fzg/h]	100	100		
PKW nachts [Fzg/h]	142.5	142.5		
LKW nachts [Fzg/h]	7.5	7.5		
neues Modell EMPA 1997b			Veränderungen	
Rollgeräusche			[dB(A)]	in %
PKW	76.1	76.1	0.0	0.0%
LKW	85.1	85.1	0.0	0.0%
Antriebsgeräusche				
PKW	72.3	72.3	0.0	0.0%
LKW	83.4	83.4	0.0	0.0%
Belagskorrekturen				
lärmreduzierte Beläge [-dB(A)]	0.0	-5.0		
Fahrzeugseitige Massnahmen				
Lärmreduktion PKW [-dB(A)]	0.0	0.0		
Lärmreduktion LKW [-dB(A)]	0.0	0.0		
Vorbeifahrtspegel einzelnes Fahrzeug			[dB(A)]	in %
PKW [dB(A)]	77.6	74.8	-2.9	-3.7%
LKW [dB(A)]	87.4	85.1	-2.3	-2.6%
Vorbeifahrtspegel einer bestimmten Verkehrsmenge				
Abstand v. Fahrb.achse [m]	1	1	0.0	0.0%
Leq PKW [dB(A)]	80.6	77.8	-2.9	-3.6%
Leq LKW [dB(A)]	80.8	78.5	-2.3	-2.8%
Leq total [dB(A)]	83.7	81.2	-2.6	-3.0%

Ausserorts erfolgt durch den Einbau eines lärmarmen Belags (Reduktion des Rollgeräuschs um 5 dB(A)) ein Reduktion des Gesamtpegels um ca. 2.6 dB(A). Bei einer Geschwindigkeit von 120 km/h errechnet sich so eine Reduktion des Gesamtpegels um 2.7 dB(A), dies kommt nahezu einer Halbierung des Verkehrs gleich.

Wirkungen der Motorenkapselung ausserorts

Gelingt es, durch Motorenkapselung das Antriebsgeräusch des LKW um insgesamt weitere 5 dB(A) zu senken, ergeben sich folgende Veränderungen für den Gesamtpegel:

	Standard	Motorenkapselung LKW ausserorts		
DTV (berechnet)	17'000	17'000		
Fzg./h Tag	1'000	1'000		
Fzg./h Nacht berechnet	150	150		
Geschwindigkeit [km/h]	80	80		
LKW-Anteil [%] tags	10.0%	10.0%		
LKW-Anteil [%] nachts	5.0%	5.0%		
PKW tags [Fzg/h]	900	900		
LKW tags [Fzg/h]	100	100		
PKW nachts [Fzg/h]	142.5	142.5		
LKW nachts [Fzg/h]	7.5	7.5		
neues Modell EMPA 1997b			Veränderungen	
Rollgeräusche			[dB(A)]	in %
PKW	76.1	76.1	0.0	0.0%
LKW	85.1	85.1	0.0	0.0%
Antriebsgeräusche				
PKW	72.3	72.3	0.0	0.0%
LKW	83.4	83.4	0.0	0.0%
Belagskorrekturen				
lärmreduzierte Beläge [-dB(A)]	0.0	0.0		
Fahrzeugeitige Massnahmen				
Lärmreduktion PKW [-dB(A)]	0.0	0.0		
Lärmreduktion LKW [-dB(A)]	0.0	-5.0	Veränderungen	
Vorbeifahrtspegel einzelnes Fahrzeug			[dB(A)]	in %
PKW [dB(A)]	77.6	77.6	0.0	0.0%
LKW [dB(A)]	87.4	86.0	-1.4	-1.6%
Vorbeifahrtspegel einer bestimmten Verkehrsmenge				
Abstand v. Fahrb.achse [m]	1	1	0.0	0.0%
Leq PKW [dB(A)]	80.6	80.6	0.0	0.0%
Leq LKW [dB(A)]	80.8	79.4	-1.4	-1.7%
Leq total [dB(A)]	83.7	83.1	-0.7	-0.8%

Da bei einer Geschwindigkeit von 80 km/h die Rollgeräusche sowohl bei LKW als auch beim PKW dominieren, wird durch eine zusätzliche Motorenkapselung beim LKW nur eine vergleichsweise geringe Reduktion um 0.7 dB(A) erreicht.

2.2 Grundlagen für Kostenberechnungen

- Kostenbestimmung bei fahrzeugseitigen Massnahmen: Bestimmung der Verkehrsmenge (Fzg./Tag) auf einem bestimmten Abschnitt (Standardraum, z.B. 1 km Strasse innerorts), Berechnung der Fahrzeugseitigen Kosten (Umlegung auf Fzg-km), Multiplikation mit Verkehrsmenge ergibt die Kosten für die Lärmreduktion auf diesem Abschnitt.

Annahmen für Kostenbestimmung fahrzeugseitiger Massnahmen:

- 1'000 Fzg/h
- LKW - Anteil innerorts 10%
- Durchschnittsgeschwindigkeit 50 km/h.

- Kosten für Lärmschutzwände (Annahme: Wand 3 m hoch, m²-Preis CHF 700.--)

Baumaterial	Wirkung/Bemerkung	Kosten [Fr. pro m ²] (Wand: 3 m Höhe)
Aluminium	perforiertes Aluminium, lärmabsorbierend, Absorptionsmaterial: Steinwolle	450 - 900
Stahl	lärmabsorbierend, Absorptionsmaterial: Steinwolle	400 - 500
offenporiger Beton	lärmabsorbierend (z.B. Lavabeton)	300 - 400
Kunststoff	Kassettenwände, lärmabsorbierend, Absorptionsmaterial: Mineralfasern	350 - 500
Recycling Gummi	pro m ² Wand werden ca. 25-30 Altreifen recycelt	200 - 400
Glas	reflektierend, nicht geeignet für Wohngebiete (Reflexionen wegen beidseitiger Bebauung unerwünscht, erhöhter Wartungsaufwand für Reinigung, Vogelschutz notwendig)	keine Angaben
Plexiglas	reflektierend, Vogelschutz notwendig	keine Angaben
Holz	starke Imprägnierung notwendig (Hochdruck-imprägnierung), Absorptionsmaterial: Mineralfasern	300 - 650
Mineralfaserelemente	absorbierend, Absorptionsmaterial: Mineralfasern	ca. 300
Beton	glatte Oberfläche, reflektieren Schall, nicht geeignet für Wohngebiete	250 - 400
bepflanzte Betonelemente	Bepflanzung wirkt absorbierend	300 - 400

Tabelle 3: Kostenschätzungen unterschiedlicher Ausführungen von Lärmschutzwänden. Kosten: für 1'000 m² incl. Foundation, ohne Projektierungs- und Landerwerbskosten, Herstellerangaben, Preise 1994. (Quelle: Grolimund & Petermann 1994).

Kosten Lärmschutzwand		
Investitionskosten	Kosten in CHF/m LS-Wand (3m hoch)	in % der Baukosten
Bau- u. Installation	2'100	
Planung u. Projektierung	420	20%
Verfahrenskosten	21	1%
Anteil Lärmschutz in %	2'541	100%
Investitionskosten für Lärmschutz	2'541	
Jahreskosten	Kosten in CHF/m LS-Wand (3m hoch)	in % der Investitionskosten
Abschreibungskosten	64	2.5%
Kapitalkosten	64	2.5%
Betrieb u. Unterhalt	25	1.0%
Jahreskosten total	152	
Annahmen		
Bau- u. Installation	CHF 500.-- bis 1'500/m2 abhängig vom Material, von der Höhe etc.	
Planung - u. Projektierung	20% der Baukosten	
Verfahrenskosten	1% der Baukosten	
Abschreibungskosten	2.5% der Investitionskosten (Lebensdauer 40a)	
Kapitalverzinsung	jährlich 2.5% der Investitionskosten (= 5% auf der Hälfte des investierten Kapitals)	
Betrieb u. Unterhalt	1% der Investitionskosten	

- Kosten von Schallschutzfenstern

Investitionskosten	Kosten in CHF/m2 Lärmschutzfenster	in % der Baukosten
Bau- u. Installation	1'400	
Planung u. Projektierung	280	20%
Verfahrenskosten	14	1%
Anteil Lärmschutz in %	1'694	100%
Investitionskosten für Lärmschutz	1'694	
Jahreskosten	Kosten in CHF/m LS-Wand (3m hoch)	in % der Investitionskosten
Kapitalkosten	85	5.0%
Jahreskosten total	85	
Annahmen		
Bau- u. Installation	CHF ca. 1'400/m2	
Planung - u. Projektierung	20% der Baukosten	
Verfahrenskosten	1% der Baukosten	
Kapitalverzinsung	jährlich 5% der Investitionskosten	

- Bei Schallschutzfenstern fallen keine (zusätzlichen) Unterhalts- und Betriebskosten an. Für Schallschutzfenster werden keine Abschreibungen vorgenommen, da

es sich um einmalige Sanierungsaufwendungen handelt. Es wird davon ausgegangen, dass die Mehrkosten von Schallschutzfenstern gegenüber normalen Fenstern bei einer späteren Erneuerung kaum ins Gewicht fallen (BUWAL 1997).

- Kosten für lärmarme Fahrbahnbeläge (Bsp. Drainbelag):

Lebensdauer des Fahrbahnbelags [a]	10	
Investitionskosten	Kosten in CHF	in % der Investitionskosten
Mehrkosten Bau- u. Installation [CHF/m ²]	5	
Planung u. Projektierung [CHF/m ²]	1	10%
Anteil Lärmschutz in %	6	100%
Investitionskosten für Lärmschutz	6	
Jahreskosten		in % der Investitionskosten
Abschreibungskosten [CHF/m ² a]	0.55	10.0%
Kapitalkosten [CHF/m ² a]	0.10	2.5%
Betrieb u. Unterhalt (Mehrkosten) [CHF/m ² a]	2.50	
Jahreskosten total [CHF/m² a]	3.15	

- **Kosten pro Fzkm LKW für Motorenkapselung**

In (Nelson 1987) sind die Kostenanteile der verschiedenen Massnahmen beim LKW wie folgt angenommen:

Massnahme	Kostenanteil
Teil- oder Total-Kapselung	55 - 75 %
Verbesserungen beim Auspuffsystem	20 - 35 %
Verbesserungen beim Kühlsystem	5 - 15 %

Tabelle 4: *Anteile an den Zusatzkosten verschiedener fahrzeugseitiger Lärmschutzeinrichtungen. (Quelle: Nelson 1987).*

Treibstoffmehrverbrauch durch Lärmschutzmassnahmen am Fahrzeug

Fahrzeug	Lärmreduktion [dB(A)]	Erreichter Geräuschpegel [dB(A)] ¹⁾	Gewichts- erhöhung [kg]	Anteil am Ge- samtgewicht [%]	Erhöhung Treib- stoffverbrauch [%]
PKW	6 - 7	74	15 - 60	2.5	1.2 - 3.5
Lieferwagen	8-9	78	40 - 70	0.7 - 1.5	1.0
LKW	3 - 9	84	15 - 40	< 0.1	-
LKW	7 - 12	80	100 - 300	< 0.1	0.2 - 2.4
Busse	9 - 10	80	100 - 150	1.0	1.0

1) nach ISO R362 (Messung in 7.5 m Abstand von der Fahrzeugachse).

Bemerkung: Die Daten stimmen gut mit Quellen überein, die den Mehrverbrauch aufgrund des höheren Fahrzeuggewichts berechnen (z.B. (BUWAL/INFRAS 1995))

Tabelle 5: *Durch fahrzeugseitige Lärmschutzmassnahmen verursachter Mehrverbrauch an Treibstoff. (Quelle: Nelson 1987).*

- (Annahme: Zusatzkosten von CHF 750.--):

LKW		
Zusatzkosten pro Fzkm		Quellen:
Nutzungsdauer [a]	11	BUWAL 1995
Fzkm pro Jahr [Fzkm]	48000	GVF 1995
Zinssatz	5.0%	
Anschaffungspreis	150'000	ASTAG 1990
Verbrauch [l/100 km]	20	ASTAG 1990
Treibstoffpreis Diesel	1.10	
Kalkulatorische Abschreibungen/Abnützung		
Zusatzkosten/Anschaffungspreis [CHF]	750	Fingerhut 1997
Restwert in %	15.0%	ASTAG 1990
kalk. Abschreibung pro Jahr [CHF/a]	57.9545455	
Kalkulatorischer Zins		
kalk. Zins [CHF/a]	18.75	
Wartungskosten		
in % vom Anschaffungspreis [%] pro 10000 km	1.1%	ASTAG 1990
total in % v. Anschaffungspreis pro Jahr	5.3%	
Erhöhung Wartungskosten pro Jahr durch Lärms.	1.0%	Nelson 1987
erhöhte Wartungskosten pro Jahr [CHF/a]	79.2	
Treibstoffkosten		
Erhöhung der Treibstoffkosten	0.5%	Nelson 1987
Zusatzkosten für Treibstoffmehrverbrauch [CHF/a]	52.8	
Gesamtkosten pro Jahr		
Gesamtkosten pro Jahr	155.904545	
Gesamtkosten pro Jahr mit Treibstoffmehrverbr.	208.704545	
Kosten pro Fzkm		
Kosten pro Fzkm	0.0032	
Kosten pro Fzkm mit Treibstoffmehrverbr.	0.0043	

Vorerst werden nur Kosten der Fahrzeugkapselung bei LKW untersucht. Bei der Zurechnung der Gesamtkosten auf die Fahrzeugkilometer wurde nicht berücksichtigt, ob sich das Fahrzeug in lärmempfindlichen Gebieten bewegt oder nicht. Denkbar wäre auch eine Verteilung der Kosten nur auf die in lärmempfindlichen Gebieten (innerorts, Agglomerationen etc.) gefahrenen Kilometer. Daraus würden höhere Kosten für diese Massnahme resultieren als bei der erfolgten Gleichverteilung der Gesamtkosten auf die gesamte durchschnittliche Jahresfahrleistung eines LKW.

Kostenvergleich der Lärmschutzmassnahmen für die Standardumgebung

Die jährlichen Kosten wurden für eine beidseitige Lärmschutzwand von ca. 1 km Länge (innerorts 1'050 m, ausserorts 1'200 m) und für den Einbau eines Lärmarmen Fahr-

bahnbelags quantifiziert. Ausserdem wurden Kosten für fahrzeugseitige Verbesserungen für 1 km Strassenlänge bei gegebenem Verkehr (1'000 Fahrzeuge pro Stunde) berechnet.

Für die Quantifizierung der Kosten für Schallschutzfenster wurden Annahmen zur Bebauung längs der Strasse gemacht (für 1 km Strassenlänge). Die Annahmen entsprechen durchschnittlichen Bebauungsdichten innerorts und ausserorts, wobei für die Situation ausserorts ein eher hoher Wert angesetzt wurde (GVF 1992). Die Modellumgebung entspricht der bei Schallschutzwänden. Die Gebäudehöhe beträgt einheitlich 15 m, es wird ein quadratischer Grundriss angenommen. Als verkehrs- und damit lärmexponiert gelten die Fassadenfläche parallel zur Lärmquelle, sowie jeweils die Hälfte der senkrecht zur Lärmquelle verlaufenden Fassadenflächen. Es wurde ein Fensteranteil an der Fassadenfläche von durchschnittlich 18% angesetzt (GVF 1992, Infrass 1996). Zusätzlich wurde angenommen, dass die gesamte Fensterfläche lärmempfindlichen Nutzungen zuzurechnen ist und deshalb mit Schallschutzfenstern zu sanieren ist. Die berechneten Kosten stellen deshalb eine Obergrenze dar.

Berechnung Kosten Schallschutzfenster:

Abschätzung der zu sanierenden Fensterfläche

	innerorts	ausserorts	Quelle:
Bebaute Länge einseitig [m]	500	250	GVF 1992
Gebäudehöhe [m]	15	15	
Fassadenfläche Front [m ²]	7'500	3'750	
Gesamtfassade [m ²]	30'000	15'000	
Verkehrsexponiert in %	50.0%	50.0%	
Fläche [m ²]	15'000	7'500	
beidseitig der Strasse [m ²]	30'000	15'000	
Fensteranteil in %	18.0%	18.0%	INFRAS 1996
Fensterfläche [m ²]	5'400	2'700	
Annahmen:			
Strassenabschnitt von 1 km Länge			
zweiseitige Bebauung			
quadratischer Grundriss			
die Hälfte der Gesamtfassade ist lärmexponiert			
Gebäudehöhe durchschnittlich 15 m			

Die Annahmen zur Abschätzung der betroffenen Fensterflächen sollen im Zusammenhang mit einer Sensitivitätsanalyse variiert und die Auswirkungen auf die Kostenwirksamkeitsindikatoren untersucht werden.

Lärmschutzwand beidseitig	Innerorts	Ausserorts
Höhe	3	3
Länge [m] einseitig	1'050	1200
Länge [m] beidseitig	2100	2400
Jahreskosten pro Laufmeter	152	152
Jahreskosten [Fr./a]	320'000	366'000
Kosten Schallschutzfenster		
	innerorts	ausserorts
Fensterfläche [m2]	5'400	2'700
Jahreskosten [Fr./m2 a]	85	85
Jahreskosten [Fr./a]	457'380	228'690
Kosten Lärmarmer Fahrbahnbelag		
Strassenbreite [m]	8	
Länge [m]	1'000	
Jahreskosten [Fr./m2 a]	3.15	
Jahreskosten [Fr./a]	25'000	
Kosten fahrzeugseitige Massnahmen	LKW	(PKW)
Tage pro Jahr	365	365
DTV (Fahrzeuge pro Tag)	17'200	17'200
Fzg pro Tag	1'662	15'578
Kosten pro Fzkm [Fr./Fzkm]	0.0032	0.0042
Kosten LKW pro Jahr [Fr./a]	2'000	23'900

Berechnung Kostenwirksamkeit innerorts

Die Wirkung von Lärmschutzwänden ist abhängig vom Ort des jeweiligen Empfängers. Die Angabe einer durchschnittlichen, erzielbaren Lärmreduktion ist deshalb nicht ohne weiteres möglich. Für die Modellrechnung wurde eine Reduktion um 10 dB gewählt, die in der Modellumgebung innerorts bei 5 m Entfernung zur Lärmschutzwand in ca. 3-4 m Höhe erzielt wird, bei 10 m Entfernung zur Wand in ca. 4 m Höhe und bei 15 m Entfernung in ca. 6 m Höhe.

Bei Schallschutzfenstern wurde eine durchschnittliche Lärmreduktion von 7, 15 und 20 dB(A) angesetzt.

innerorts			
Wirksamkeit Lärmschutzwand	min	Durchschnitt	max
Jahreskosten in Fr./a	320'000	320'000	320'000
erzielbare Lärmreduktion dB(A)	8	10	12
Kosten pro dB(A)	40'000	32'000	26'700
dB(A) pro 100'000 Fr.	2.50	3.13	3.75
Wirksamkeit Schallschutzfenster	min	Durchschnitt	max
Jahreskosten in Fr./a	457'380	457'380	457'380
erzielbare Lärmreduktion dB(A)	7	15	20
Kosten pro dB(A)	65'300	30'500	22'900
dB(A) pro 100'000 Fr.	1.53	3.28	4.37
Wirksamkeit Fahrbahnbelag			
Jahreskosten in Fr./a	25'000		
erzielbare Lärmreduktion dB(A)	1.9		
Kosten pro dB(A)	13'200		
dB(A) pro 100'000 Fr.	7.60		
Wirksamkeit Fahrzeugseitige Massnahmen			
Jahreskosten in Fr./a	2'000		
erzielbare Lärmreduktion dB(A)	1.1		
Kosten pro dB(A)	1'800		
dB(A) pro 100'000 Fr.	55.00		

Es ist zu beachten, dass bei den entsprechenden Massnahmen unterschiedliche Lärmvermeidungspotentiale vorhanden sind (beim Fahrbahnbelag und bei der Motorenkapselung beim LKW sind die Lärmreduktionspotentiale relativ gering: 2 - max. 5 dB(A)).

Berechnung Kostenwirksamkeit ausserorts

Die Wirkung von Lärmschutzwänden ist abhängig vom Ort des jeweiligen Empfängers. Die Angabe einer durchschnittlichen, erzielbaren Lärmreduktion ist deshalb nicht ohne weiteres möglich. Für die Modellrechnung ausserorts wurde eine Reduktion um 12.5 dB(A) gewählt, die in der gewählten Modellumgebung ausserorts bei 10 m Entfernung zur Lärmschutzwand in ca. 4 m Höhe erzielt wird, bei 25 m Entfernung zur Wand in ca. 7 m Höhe und bei 50 m Entfernung in ca. 11 m Höhe. Die im Vergleich zur Situation innerorts höhere Lärmreduktion ausserorts hängt mit den Annahmen zur Bebauungssituation ausserorts zusammen (Gebäude durchschnittlich in grösserer Entfernung zur Lärmquelle).

Die sinkenden Kosten der Lärmschutzfenster resultiert von der geringeren Bebauungsdichte ausserorts.

Wirksamkeit Lärmschutzwand	min	Durchschnitt	max
Jahreskosten in Fr./a	366'000	366'000	366'000
erzielbare Lärmreduktion dB(A)	10	12.5	15
Kosten pro dB(A)	36'600	29'300	24'400
dB(A) pro 100'000 Fr.	2.73	3.42	4.10
Wirksamkeit Schallschutzfenster	min	Durchschnitt	max
Jahreskosten in Fr./a	228'690	228'690	228'690
erzielbare Lärmreduktion dB(A)	7	15	20
Kosten pro dB(A)	32'700	15'200	11'400
dB(A) pro 100'000 Fr.	3.06	6.56	8.75
Wirksamkeit Fahrbahnbelag			
Jahreskosten in Fr./a	25'000		
erzielbare Lärmreduktion dB(A)	2.6		
Kosten pro dB(A)	9'600		
dB(A) pro 100'000 Fr.	10.40		
Wirksamkeit Fahrzeugseitige Massnahmen			
Jahreskosten in Fr./a	2'000		
erzielbare Lärmreduktion dB(A)	0.7		
Kosten pro dB(A)	2'900		
dB(A) pro 100'000 Fr.	35.00		

3. Lärmschutzmassnahmen im Schienenverkehr

Kosten Rollmaterialsanierung

Annahmen zur Kostenbestimmung	
Abschreibungskosten	3.3% der Investitionskosten (Lebensdauer 30a)
Kapitalverzinsung	jährlich 2.5% der Investitionskosten (= 5% auf der Hälfte des investierten Kapitals)
Betrieb und Unterhalt	bei Scheibenbremsen: 1% der Investitionskosten pro Jahr bei Radschürzen: 1% der Investitionskosten pro Jahr (erhöhter Kontrollaufwand wegen schlechterer Zugänglichkeit)

Sanierung Reisezugwagen mit Kunststoffbremsklötzen (ohne Ersatz der Radsätze)

Investitionen	Kosten in CHF	
Umrüstung	7'500	
Lebensdauer [Jahre]	30	
Jahreskosten	Kosten in CHF pro Jahr	in % der Investitionskosten
Abschreibungskosten	250	3.3%
Kapitalkosten	188	2.5%
Betrieb u. Unterhalt	0	0.0%
Jahreskosten total	400	

Sanierung Reisezugwagen mit Kunststoffbremsklötzen und eigenspannungsarme Monoblocrädern

Investitionen	Kosten in CHF	
Umrüstung	45'000	
Lebensdauer [Jahre]	30	
Jahreskosten	Kosten in CHF pro Jahr	in % der Investitionskosten
Abschreibungskosten	1'500	3.3%
Kapitalkosten	1'125	2.5%
Betrieb u. Unterhalt	0	0.0%
Jahreskosten total	2'600	

Sanierung Güterwagen mit Kunststoffbremsklötzen und Monoblocrädern

Investitionen	Kosten in CHF 2-Achser	Kosten in CHF 4-Achser	Kosten in CHF Autotransport- wagen	
Umrüstung	20'000	30'000	40'000	
Lebensdauer [Jahre]	30	30	30	
Jahreskosten	Kosten in CHF pro Jahr	Kosten in CHF pro Jahr	Kosten in CHF pro Jahr	in % der Investitions- kosten
Abschreibungskosten	667	1'000	1'333	3.3%
Kapitalkosten	500	750	1'000	2.5%
Betrieb u. Unterhalt	0	0	0	0.0%
Jahreskosten total	1'200	1'800	2'300	

Sanierung Reisezugwagen mit Scheibenbremsen

Kosten Sanierung Reisezugwagen		
Investitionen	Kosten in CHF	
Umrüstung	350'000	
Lebensdauer [Jahre]	30	
Jahreskosten	Kosten in CHF pro Jahr	in % der Investitions-kosten
Abschreibungskosten	11'667	3.3%
Kapitalkosten	8'750	2.5%
Betrieb u. Unterhalt	3'500	1.0%
Jahreskosten total	24'000	

Sanierung Güterwagen mit Scheibenbremsen

Sanierung Güterwagen					
	Neuwagen (Mehrkosten)		Alte Wagen (Nachrüstung)		
	2-Achser	4-Achser	2-Achser	4-Achser	
Investitionen					
Umrüstung Investitionen [CHF]	80'000	100'000	100'000	150'000	
Lebensdauer [Jahre]	30	30	30	30	
Jahreskosten	Kosten in CHF pro Jahr	Kosten in CHF pro Jahr	Kosten in CHF pro Jahr	Kosten in CHF pro Jahr	in % der Investitions- kosten
Abschreibungskosten	2'667	3'333	3'333	5'000	3.3%
Kapitalkosten	2'000	2'500	2'500	3'750	2.5%
Betrieb u. Unterhalt	800	1'000	1'000	1'500	1.0%
Jahreskosten total	5'500	7'000	7'000	10'500	

Sanierung Reisezugwagen mit Radschallabsorbern

Sanierung Reisezugwagen					
Radschallabsorber	Neuwagen (Nachrüstung)		Alte Wagen (Nachrüstung)		
Investitionen	von	bis	von	bis	
Umrüstung Investitionen [CHF]	7'000	15'000	15'000	30'000	
Lebensdauer [Jahre]	30	30	30	30	
Jahreskosten	Kosten in CHF pro Jahr	Kosten in CHF pro Jahr	Kosten in CHF pro Jahr	Kosten in CHF pro Jahr	in % der Investitionskosten
Abschreibungskosten	233	500	500	1'000	3.3%
Kapitalkosten	175	375	375	750	2.5%
Betrieb u. Unterhalt	0	0	0	0	0.0%
Jahreskosten total	400	900	900	1'800	

Sanierung Güterwagen mit Radschürzen

Radschürzen		
Kosten Sanierung Güterwagen		
Investitionen	Kosten in CHF	
Umrüstung	5'000	
Lebensdauer [Jahre]	30	
Jahreskosten	Kosten in CHF pro Jahr	in % der Investitionskosten
Abschreibungskosten	167	3.3%
Kapitalkosten	125	2.5%
Betrieb u. Unterhalt	50	1.0%
Jahreskosten total	350	

Kosten Bauliche Massnahmen

Lärmschutzwand

Lärmschutzwand		
Investitionen	Kosten in CHF	
Umrüstung	1'300	IDA-E 1996
Lebensdauer [Jahre]	40	BUWAL 1997
Jahreskosten	Kosten in CHF pro Jahr	in % der Investitionskosten
Abschreibungskosten	33	2.5%
Kapitalkosten	33	2.5%
Betrieb u. Unterhalt	13	1.0%
Jahreskosten total	80	

Anhang 3: Berechnungsgrundlagen verhaltensorientierte Massnahmen

1. Geschwindigkeitsbeschränkungen auf Autobahnen und Quartierstrassen

Geschwindigkeitsbeschränkungen auf Autobahnen Personenverkehr (kurzfristig)

Datengrundlage Berechnungen

1995		Mio Fzgkm		Mio Pkm	Verkehrsnachfrage: Quelle: BFS, Schw. Verkehrsstatistik 1995, 1998
	Total	Güterverkehr	Personenver.		
	Lieferwagen	4'980	43'794	77'447	
	SNF	2'794			
		2'186			
davon Anteil	Lieferwagen	SNF	PW		Anteile Strassenkategorien Quelle: BUWAL/INFRAS 1995 (Update 1995)
	Autobahnen	33%	46%	30%	
	Ausserorts	36%	34%	37%	
	Innerorts	31%	20%	33%	
in Mio Fzgkm	Lieferwagen	SNF	PW		
	Autobahnen	926	995	13'051	
	Hauptstrassen	997	745	16'379	
	Innerorts	869	444	14'364	
		Mio Fzgkm		Mio Pkm	
		Güterverkehr	Personenver.		
	Autobahnen	1'922	13'051	23'079	
	Hauptstrassen	1'743	16'379	28'965	
	Innerorts	1'313	14'364	25'403	
	Auslastung		Pers./Fzg	1.7	Quelle: BUWAL 1995

Personen: PKW
Güter: Lieferwagen + SNF

Effektives Fahrverhalten PKW

Geschw.beschränkung	Effektive Geschwindigkeit km/Std	Geschw. Limite km/Std	Quelle: BUWAL/INFRAS 1995
bei 120 km/Std ->	116	120	
bei 100 km/Std ->	103	100	

Reduktion effektive Geschw. auf	89%	Sensitivität: nur die Hälfte der
Erhöhung Reisezeit auf	113%	Reisezeiterhöhung ist verhaltenswirksam
		106%

Bestimmung Zeitkosten Tempo 120

Pkm dividiert durch durchschnittliche Geschwindigkeit ergibt Personen-Std.

Mio Pkm Autobahn	23079
Km/Std	116
Mio Pers.Std.	199.2

Durchschnittliche Reisezeit pro Fahrtzweck (Quelle: BFS 1996a)	Min.	in %	Zeitwert (Fr./Std)	Mio Std.
Pendel/Ausb.	11.3	0.24	25	48.7
Einkauf	7.2	0.16	10	31.0
Nutz/Geschäft	10.2	0.22	100	44.0
Touristik/Freizeit	17.5	0.38	10	75.5
Total	46.2	1	34	199.2

Gewichteter Zeitwert	34 Fr./Std.
Zeitkosten Autobahn alt	6'681 Mio Fr.

Erhöhung Zeitkosten wegen Senkung Geschw.limite

Reisezeiterhöhung	113%
Reisezeit Tempo 100	
Mio Pers.Std.	224
Zeitkosten Autobahn neu	7'522 Mio Fr.

Treibstoffverbrauch

Mio Fzgkm alt	13051
Benzinverbrauch Tempo 120	9 l/100 km
Benzinverbrauch Tempo 100	8.2 l/100 km

Quelle: BUWAL/INFRAS 1995, Strecke: Ebene

Benzinpreis	1.2 Fr.
Treibstoffkosten Tempo 120	1'409 Mio Fr.
Treibstoffkosten Tempo 100	1'284 Mio Fr.

Total Kosten

Mio Fr.	Tempo 120	Tempo 100	Erhöhung der generalisierten Kosten
Zeitkosten	6'681	7'522	13%
Treibstoffverbrauch	1'409	1'284	-9%
Total	8'091	8'807	9%
Spezifische Kosten			
	Fr./Fzgkm		
General. Kosten	0.62	0.67	9%
Zeitkosten	0.51	0.58	
Treibstoffverbrauch	0.11	0.10	

Nachfragewirkungen

Preiselastizität der Nachfrage -0.20 Quelle: Schätzung basierend auf versch. emp. Studien (vgl. Kap. 3.3)
 Änderung Nachfrage = -0.2 * Erhöhung gener. Kosten

Änderung Fzgkm -1.8%

Verkehrsnachfrage Tempo 100 12'820 Mio Fzgkm
Reduktion 231 Mio Fzgkm

Berechnung Erhöhung der Kosten für verbleibenden Verkehr

Kosten alt	7'948 Mio Fr.	Zeitkosten	6'563 Mio Fr.		
		Treibstoffko.	1'385 Mio Fr.		
Kosten neu	8'651 Mio Fr.	Zeitkosten	7'389 Mio Fr.	Zeitkosten	Differenz Mio Fr.
		Treibstoffko.	1'261 Mio Fr.	Treibstoffko.	826
					-123
Erhöhung Kosten	703 Mio Fr.				

Berechnung Verlust Konsumentenrente

Nachfrage alt	13'051 Mio Fzgkm
Nachfrage neu	12'820 Mio Fzgkm
Differenz	-231 Mio Fzgkm
Kosten alt	0.62 Fr./Fzgkm
Kosten neu	0.67 Fr./Fzgkm
Differenz	0.055 Fr./Fzgkm

Verlust Konsumentenrente 6.3 Mio Fr.

Kosten Kontrollen und bauliche Massnahmen

Bauliche Massnahmen: 0 auf Autobahnen keine
 Zusätzliche Kontrollkosten: 0 Keine zusätzlichen Kontrollkosten

Verlagerung auf ÖV

Annahme Verlagerung auf ÖV (des Verkehrsrückgangs auf Strasse) 25%

	Mio Fzghm	58			
	Mio Pkm	99			
Verlagerung auf:		Mio Pkm			
Schiene	74%	74	davon	Regionalzug	37 Mio Pkm
				Schnellzug	37 Mio Pkm
Städtisch. ÖV	26%	26	davon	Tram	8 Mio Pkm
				Busse	18 Mio Pkm

Schweiz Total	Mio Pkm
Schiene	13407
Regional	50%
Schnell	50%
Städt. ÖV	4702
Tram	32%
Autobus	34%
Postauto	34%
Total	18109

Grundlagen für Pkm: ÖV: Schw. Verkehrstatistik 1995, Bern 1998

Umweltwirkungen der Verlagerung auf ÖV

Annahme:

- > keine neue Infrastruktur erforderlich wegen Zusatznachfrage
 - > nur fahrleistungsabhängige Umweltbelastung
 - > nur Spitzenlastverkehr verursacht zusätzliche Umweltbelastung bei ÖV
 - > Spitzenlast Pendlerverkehr: rund 25% des verlagerten Verkehrs
- Quelle: INFRAS 1995

Belastungen pro Pkm

	SBB-Mix Regionalzug	SBB-Mix Schnellzug	CH-Mix Tram	(Reg.bus EURO 1) Postauto/Autobus	
g CO ₂	5.07	2.15	2.94	69.89	
g NO _x	0.0101	0.00428	0.00683	0.7033	
g Partikel	0.0394	0.0167	0.0326	0.0703	
Belastung	Regionalzug	Schnellzug	Tram tauto/Autobus		Total
Tonne CO ₂	47	20	6	306	379
Tonne NO _x	0.09	0.04	0.01	3.08	3
Tonne Partikel	0.36	0.15	0.07	0.31	1

Umweltwirkung Verringerung Fzghm

-> nur fahrleistungsabhängige Umweltbelastung
 Quelle: INFRAS 1995

Belastungen pro Fzghm	PKW CH	Verringerung Belastung	PKW CH
g CO ₂	263.3	Tonne CO ₂	60'798
g NO _x	1.319	Tonne NO _x	305
g Partikel	0.1161	Tonne Partikel	27

Die Berechnung der Wirkung auf die Lärmemissionen erfolgt aufgrund des EMPA-Modells für Strassenlärm (EMPA 1997b). Detaillierte Beschreibung im Anhang 2.

Umweltwirkung Verlangsamung Fahrt

Quelle: INFRAS 1995

Durchsch. Reduktion CO₂-Emissionen 120 -> 100Durchsch. Reduktion NO_x-Emissionen 120 -> 100

Durch. Reduktion Partikel 120 -> 100

g/km

18.2458951

0.2124763

0.00207043

CO₂NO_x

Partikel

Tonnen

233'907

2'724

27

Gesamtüberblick

Umweltwirkung	
	Tonnen
CO ₂	294'326
NO _x	3'025
Partikel	52

Kosten	
	Mio Fr.
	709

Umweltwirksamkeitsindikator

Fr./Tonne	
CO ₂	2'410
NO _x	234'504
Partikel	13'523'250

g/Fr.	
CO ₂	415
NO _x	4.3
Partikel	0.07

Geschwindigkeitsbeschränkungen auf Autobahnen

Personenverkehr (langfristig)

Daten 1995, BFS, Verkehrsstatistik 1995

	Fzgkm	Pkm
Total	43794	
Autobahnen	13051	23079
Hauptstrasser	16379	28965
Innerorts	14364	25403

Auslastung 1.72 Pers./Fzg

Daten 2005, Anteile BUWAL/INFRAS 1995

	Fzgkm	Aufteilung
Total	50712	
Autobahnen	16076	32%
Hauptstrassen	18611	37%
Innerorts	16025	32%

Auslastung 1.72 = Auslastung wie 1995

Effektives Fahrverhalten PKW

Durch. Gesch. Autobahn mit zwei Streifen

Geschw.beschränkung	Effektive Geschwindigkeit km/Std	Geschw. Limite km/Std
bei 120 km/Std ->	116	120
bei 100 km/Std ->	103	100

Quelle: BUWAL/INFRAS 1995

Reduktion Gesch. um 89%
Erhöhung Reisezeit um 113%

Sensitivität: nur die Hälfte der
Reisezeiterhöhung ist verhaltenswirksam
106%

Bestimmung Zeitkosten Tempo 120

Pkm dividiert durch durchschnittliche Geschwindigkeit ergibt Personen-Std.

	1995	2005
Mio Pkm Autobahn	23'079	27'650
Km/Std	116	116
Mio Pers.Std.	199	239

Durchschnittliche Reisezeit pro Fahrtzweck

(Quelle: BFS 1996a)	Min.	in %	Zeitwert (Fr./Std) Mio Std.	
Pendel/Ausb.	11.3	0.24	25	49
Einkauf	7.2	0.16	10	31
Nutz/Geschäft	10.2	0.22	100	44
Touristik/Freizeit	17.5	0.38	10	75
Total	46.2	1	34	199

Gewichteter Zeitwert 34 Fr./Std.
Zeitkosten Autobahn alt 6'681 Mio Fr.
Zeitkosten 2005 8'005

Erhöhung Zeitkosten wegen Senkung Geschw.limite

	1995	2000
Reisezeiterhöhung	113%	113%
Reisezeit Tempo 100		
Mio Pers.Std.	224	269
Zeitkosten Autobahn Mio Fr.	7'522	9'012

Treibstoffverbrauch

	Jahr 1995	Jahr 2005
Mio Fzgkm alt	13051	16076
	Jahr 1995	Jahr 2005
Benzinverbrauch Tempo 120	9	8.7 l/100 km
Benzinverbrauch Tempo 100	8.2	7.9 l/100 km

Quelle: BUWAL/INFRAS 1995, Strecke: Ebene

Benzinpreis 1.2 Fr.

	1995	2000
Mio Fr.		
Treibstoffkosten Tempo 120	1'409	1'678
Treibstoffkosten Tempo 100	1'284	1'524

Total Kosten

	2005		Erhöhung der generalisierten Kosten
Mio Fr.	Tempo 120	Tempo 100	
Zeitkosten	8'005	9'012	13%
Treibstoffverbrauch	1'678	1'524	-9%
Total	9'683	10'536	9%
Spezifische Kosten			
Fr./Fzgkm	0.60	0.66	9%
Zeitkosten	0.50	0.56	
Treibstoffverbrauch	0.13	0.12	

Nachfragewirkungen

Preiselastizität der Nachfrage	-0.4	Quelle: Schätzung basierend auf versch. emp. Studien (vgl. Kap. 3.3)
Änderung Fzgkm	-4%	
Verkehrsnachfrage 2005	16'076	
Nachfrage Tempo 100	15'509	
Reduktion Nachfrage	-567	

Berechnung Erhöhung der Kosten für verbleibenden Verkehr

Kosten alt	Zeitkosten	7'722 Mio Fr.		
	Treibstoffko.	1'994 Mio Fr.		
	Total	9'717 Mio Fr.		
Kosten neu	Zeitkosten	8'695 Mio Fr.	Zeitkosten	972
	Treibstoffko.	1'811 Mio Fr.	Treibstoffko.	-183
	Total	10'506 Mio Fr.		

Erhöhung Kosten **789 Mio Fr.**

Berechnung Verlust Konsumentenrente

Nachfrage alt	16'076 Mio Fzgkm
Nachfrage ne	15'509 Mio Fzgkm
Differenz	-567 Mio Fzgkm

Kosten alt	0.60 Fr./Fzgkm
Kosten neu	0.66 Fr./Fzgkm
Differenz	0.053 Fr./Fzgkm

Verlust Konsumentenrente **15.0 Mio Fr.**

Kosten Kontrollen und bauliche Massnahmen

Bauliche Massnahmen: 0 auf Autobahnen keine
Zusätzliche Kontrollkosten: 0 Keine zusätzli Grundlage: INFRAS 1992, eigene Schätzung

Verlagerung auf ÖV

Annahme Verlagerung auf ÖV	33%				
	Mio Fzghm	187			
	Mio Pkm	322			
Verlagerung auf:		Mio Pkm			
Schiene	74%	238	davon	Regionalzug	119 Mio Pkm
				Schnellzug	119 Mio Pkm
Städtisch. ÖV	26%	84	davon	Tram	27 Mio Pkm
				Busse	84 Mio Pkm

Grundlagen für Pkm ÖV: Schw. Verkehrsstatistik 1995, Bern 1998

Umweltwirkungen der Verlagerung auf ÖV

Annahme:

- > keine neue Infrastruktur erforderlich wegen Zusatznachfrage
- > nur fahrleistungsabhängige Umweltbelastung
- > nur Spitzenlastverkehr verursacht zusätzliche Umweltbelastung bei ÖV
- > Spitzenlast Pendlerverkehr: rund **25% des verlagerten Verkehrs**

Quelle: INFRAS 1995

Belastungen pro Pkm

	SBB-Mix Regionalzug	SBB-Mix Schnellzug	CH-Mix Tram	(Reg.bus EURO 1) Postauto/Autobus
g CO ₂	5.07	2.15	2.94	69.89
g NO _x	0.0101	0.00428	0.00683	0.7033
g Partikel	0.0394	0.0167	0.0326	0.0703

Belastung	Regionalzug	Schnellzug	Tram	Postauto/Autobus	Total Tonnen
Tonne CO ₂	151	64	20	1'459	1'694
Tonne NO _x	0.30	0.13	0.05	15	15
Tonne Partikel	1.17	0.50	0.22	1	3

Umweltwirkung Verringerung Fzghm**-> Fahrleistungsabhängige Umweltbelastung**

Belastungen pro Fzghm	PKW CH	Verringerung Belastung	
g CO ₂	263.3	Tonne CO ₂	149'201
g NO _x	1.319	Tonne NO _x	747
g Partikel	0.1161	Tonne Partikel	66

-> Fahrzeug indirekt, Annahme: Hälfte der verlagerten Fzghm ist mit Verzicht auf Fzg gekoppelt 50%

Belastungen pro Fzghm	PKW CH	Verringerung Belastung	
g CO ₂	42.8	Tonne CO ₂	4'002
g NO _x	0.0992	Tonne NO _x	9
g Partikel	0.311	Tonne Partikel	29

Umweltwirkung Verlangsamung Fahrt

Quelle: INFRAS 1995	g/km		Tonnen
Durchsch. Reduktion CO ₂ -Emissionen 120 -> 100	17.12	CO ₂	265'559
Durchsch. Reduktion NO _x -Emissionen 120 -> 100	0.13	NO _x	2'055
Durch. Reduktion Partikel 120 -> 100	0.00	Partikel	31

Gesamtüberblick

Umweltwirkung	Tonnen
CO ₂	417'068
NO _x	2'797
Partikel	123

Kosten
Mio Fr.
804

Umweltwirksamkeitsindikator

Fr./Tonne	
CO ₂	1'927
NO _x	287'390
Partikel	6'559'420

g/Fr.	
CO ₂	519
NO _x	3.5
Partikel	0.15

Geschwindigkeitsbeschränkungen auf Autobahnen Güterverkehr (kurzfristig)

Daten 1995, BFS, Verkehrsstatistik 1995

Mio Fzgkm	Güterverkehr	Lieferwagen	Anteile Strassenkategorien	
Total	4980	2794	Autobahn	0.332
Autobahnen	1922	928	ao	0.357
Hauptstrassen	1743	997	io	0.311
Innerorts	1313	869	Auslastung Li	0.3

Effektives Fahrverhalten Lieferwagen

Durch. Gesch. Autobahn mit zwei Streifen

Geschw.beschränkung	Effektive Geschwindigkeit km/Std	Geschw. Limite km/Std	Quelle: BUWAL/INFRAS 1995
bei 120 km/Std ->	116	120	
bei 100 km/Std ->	103	100	
Reduktion Gesch. um	89%		
Erhöhung Reisezeit um	113%	106%	

Bestimmung Zeitkosten Tempo 120

Pkm dividiert durch durchschnittliche Geschwindigkeit ergibt Personen-Std. (1 Person pro Fzg)

Mio Fzgkm Autobahn	928
Km/Std	116
Mio Pers.Std.	8
Zeitwert	100 Fr./Std.
Zeitkosten Autobahn alt	801 Mio Fr.

Erhöhung Zeitkosten wegen Senkung Geschw.limite

Reisezeiterhöhung	113%
Reisezeit Tempo 100	
Mio Pers.Std.	9
Zeitkosten Autobahn neu	901 Mio Fr.

Treibstoffverbrauch

Mio Fzgkm alt	928
Benzinverbrauch Tempo 120	14.9 l/100 km
Benzinverbrauch Tempo 100	12.8 l/100 km

Quelle: BUWAL/INFRAS 1995, Strecke: Ebene

Benzinpreis	1.2 Fr.
Treibstoffkosten Tempo 120	166 Mio Fr.
Treibstoffkosten Tempo 100	142 Mio Fr.

Total Kosten

Mio Fr.	Tempo 120	Tempo 100	Erhöhung der generalisierten Kosten
Zeitkosten	801	901	13%
Treibstoffverbr.	166	142	-14%
Total	967	1'044	8%
Spezifische Kosten			
Fr./Fzgkm	1.04	1.13	8%
Zeitkosten	0.86	0.97	
Treibstoffverb.	0.18	0.15	

Nachfragewirkungen

Preiselastizität der Nachfrage	-0.10	Quelle: Schätzung basierend auf versch. emp. Studien (vgl. Kap. 3.3)
Änderung Fzgkm	-0.8%	
Verkehrsnachfrage Tempo 100	920 Mio Fzgkm	
Reduktion	7 Mio Fzgkm	

Berechnung Erhöhung der Kosten für verbleibenden Verkehr

Kosten alt	959 Mio Fr.	Zeitkosten	794 Mio Fr.		
		Treibstoffko.	165 Mio Fr.		
Kosten neu	1'036 Mio Fr.	Zeitkosten	894 Mio Fr.	Zeitkosten	Differenz Mio Fr.
		Treibstoffko.	141 Mio Fr.	Treibstoffko.	100
					-23

Erhöhung Kosten 77 Mio Fr.

Berechnung Verlust Konsumentenrente

Nachfrage alt	928 Mio Fzgkm
Nachfrage neu	920 Mio Fzgkm
Differenz	-7 Mio Fzgkm
Kosten alt	1.04 Fr./Fzgkm
Kosten neu	1.13 Fr./Fzgkm
Differenz	0.083 Fr./Fzgkm
Verlust Konsumentenrente	0.3 Mio Fr.

Kosten Kontrollen und bauliche Massnahmen

Bauliche Massnahmen:	0 auf Autobahnen keine
Zusätzliche Kontrollkosten:	0 Keine zusätzli Grundlage: INFRAS 1992, eigene Schätzung

Verlagerung auf ÖV

Annahme Verlängerung auf ÖV/WLV	5%	->	Mio Fzgkm	Mio Tkm	
			0.4	0.1	
-> nur fahrleistungsabhängige Umweltbelastung					-> keine neue Infrastruktur erforderlich wegen Zusatznachfrage
Belastungen pro Tkm					
Tkm	SBB-Mix		Belastung	Total	
	WLV				
g CO2	6.97		Tonne CO2	0.78	
g NOx	0.05717		Tonne NOx	0.01	
g Partikel	0.02641		Tonne Partikel	0.00	

Umweltwirkung Verringerung Fzghm

-> nur fahrleistungsabhängige Umweltbelastung
 Quelle: INFRAS 1995

Belastungen pro Tkm	Lieferwagen CH	Verringerung Belastung	Li CH
g CO ₂	370.4	Tonne CO ₂	826
g NO _x	2	Tonne NO _x	4
g Partikel	0.25	Tonne Partikel	1

Umweltwirkung Verlangsamung Fahrt

Quelle: INFRAS 1995	g/km		Tonnen
Durchsch. Reduktion CO ₂ -Emissionen 120 -> 100	43.51	CO ₂	40'041
Durchsch. Reduktion NO _x -Emissionen 120 -> 100	0.11	NO _x	102
Durch. Reduktion Partikel 120 -> 100	0.03	Partikel	30

Gesamtüberblick

Umweltwirkung	Tonnen
CO ₂	40'865
NO _x	106
Partikel	31

Kosten
Mio Fr.
77

Umweltwirksamkeitsindikator

Fr./Tonne	
CO ₂	1'887
NO _x	727'458
Partikel	2'524'608

g/Fr.	
CO ₂	530
NO _x	1.4
Partikel	0.40

Geschwindigkeitsbeschränkungen auf Autobahnen Güterverkehr (langfristig)

Daten 1995, BFS, Verkehrstatistik 1995

	Fzgkm	Fzgkm AB
Lieferwagen	2794	928

Daten 2005, Anteile BUWAL/INFRAS 1995

	Fzgkm	Tkm	Aufteilung
Total	4111		
Autobahnen	1406	422	34%
Hauptstrasser	1439	432	35%
Innerorts	1266	380	31%

Auslastung 0.30 Tonnen (im Jahr 2005 gleiche Auslastung 1994) Geschw.beschränkung

Effektives Fahrverhalten Lieferwagen

Durch. Gesch. Autobahn mit zwei Streifen

Gesch.beschränkung	Effektive Geschwindigkeit km/Std	Geschw. Limite km/Std
bei 120 km/Std ->	116	120
bei 100 km/Std ->	103	100

Quelle: BUWAL/INFRAS 1995

Reduktion Gesch. um	89%	
Erhöhung R-Zeit um	113%	106%

Bestimmung Zeitkosten Tempo 120

Pkm dividiert durch durchschnittliche Geschwindigkeit ergibt Personen-Std. (1 Person pro Fzg)

	1995	2005
Mio Fzgkm Autobahn	928	1406
Km/Std	116	116
Mio Pers.Std.	8	12
Zeitwert	100	100 Fr./Std.
Zeitkosten Autobahn alt	801	1'214 Mio Fr.

Erhöhung Zeitkosten wegen Senkung Geschw.limite

	1995	2005
Reisezeiterhöhung	113%	113%
Reisezeit Tempo 100		
Mio Pers.Std.	9	14
Zeitkosten Autobahn 1995	901	1'366 Mio Fr.

Treibstoffverbrauch

	1995	2005
Mio Fzgkm alt	928	1406
	Jahr 1995	Jahr 2005
Benzinverbrauch Tempo 120	14.9	14.2 l/100 km
Benzinverbrauch Tempo 100	12.8	11.4 l/100 km

Quelle: BUWAL/INFRAS 1995, Strecke: Ebene

	1995	2005
Benzinpreis	1.2 Fr.	
Treibstoffkosten Tempo 120	166	240 Mio Fr.
Treibstoffkosten Tempo 100	142	192 Mio Fr.

Total Kosten

	2005 Tempo 120	2005 Tempo 100	Erhöhung der generalisierten Kosten
Mio Fr.			
Zeitkosten	1'214	1'366	13%
Treibstoffverbrauch	240	192	-20%
Total	1'453	1'559	7%
Spezifische Kosten			
Fr./Fzgkm	1.57	1.68	7%
Zeitkosten	1.31	1.47	
Treibstoffverb.	0.26	0.21	

Nachfragewirkungen

Preiselastizität der Nachfrage	-0.27	Elastizitäten: Schätzung basierend auf versch. Untersuchungen (vgl. Kap. 3.3)
Änderung Fzgkm	-2%	
Verkehrsnachfrage 2005	1'406	
Nachfrage Tempo 100	1'378	
Reduktion Nachfrage	-28	

Berechnung Erhöhung der Kosten für verbleibenden Verkehr

Kosten alt	2'159 Mio Fr.	Zeitkosten Treibstoffko.	1'803 Mio Fr. 356 Mio Fr.		
Kosten neu	2'316 Mio Fr.	Zeitkosten Treibstoffko.	2'030 Mio Fr. 286 Mio Fr.	Zeitkosten Treibstoffko.	Differenz Mio Fr. 227 -70
Änder. Kosten	157 Mio Fr.				

Berechnung Verlust Konsumentenrente

Nachfrage alt	1'406 Mio Fzgkm
Nachfrage ne	1'378 Mio Fzgkm
Differenz	-28 Mio Fzgkm
Kosten alt	1.57 Fr./Fzgkm
Kosten neu	1.68 Fr./Fzgkm
Differenz	0.11 Fr./Fzgkm
Verlust Konsumentenrente	1.6 Mio Fr.

Kosten Kontrollen und bauliche Massnahmen

Bauliche Massnahmen: 0 auf Autobahnen keine
Zusätzliche Kontrollkosten: 0 Keine zusätzlichen Kontrollkosten

Verlagerung auf ÖV

Annahme Verlängerung auf ÖV/WLV	10%	->	Mio Fzgkm 2.8	Mio Tkm 0.8
-> nur fahrleistungsabhängige Umweltbelastung			-> keine neue Infrastruktur erforderlich wegen Zusatznachfrage	
Faktoren Belastungen pro Tkm				
Tkm	SBB-Mix	Belastung		
	WLW		Total	
g CO2	6.97	Tonne CO2	5.76	
g NOx	0.05717	Tonne NOx	0.05	
g Partikel	0.02641	Tonne Partik	0.02	

Umweltwirkung Verringerung Fzgkm

-> nur fahrleistungsabhängige Umweltbelastung			Mio Fzgkm	Mio Tkm
Quelle: INFRAS 1995			28	23
Belastungen pro Tkm	Lieferwagen CH	Verringerung Belastung		Li CH
g CO2	370.4	Tonne CO2		8444
g NOx	2	Tonne NOx		46
g Partikel	0.25	Tonne Partikel		6
-> Fahrzeug indirekt				
Annahme: Hälfte des verlagerten Verkehrs verzichtet auf Fahrzeug				0.5
	Lieferwagen CH			Li CH
g CO2	60.2	Tonne CO2		25
g NOx	0.126	Tonne NOx		0.05
g Partikel	0.31	Tonne Partikel		0.13

Umweltwirkung Verlangsamung Fahrt

Quelle: INFRAS 1995	g/km		Tonnen
Durchsch. Reduktion CO2-Emissionen 120 -> 100	40.97	CO2	56'476
Durchsch. Reduktion NOx-Emissionen 120 -> 100	0.06	NOx	87
Durch. Reduktion Partikel 120 -> 100	0.02	Partikel	24

Gesamtüberblick

Umweltwirkung	
	Tonnen
CO2	64'939
NOx	133
Partikel	30

Kosten	
	Mio Fr.
	158

Umweltwirksamkeitsindikator

Fr./Tonne	
CO2	2'439
NOx	1'193'619
Partikel	5'294'172

g/Fr.	
CO2	410
NOx	0.8
Partikel	0.19

Berechnung der Lärmreduktion

Für die monetäre Bewertung der erzielten Lärmreduktion sind für die Schweiz nur ungenügende Datengrundlagen vorhanden. Mit Hilfe vereinfachender Annahmen soll eine grobe Abschätzung der erzielbaren Einsparungen erfolgen. Grundsätzlich kann

davon ausgegangen werden, dass sich nur ein vergleichsweise geringer Anteil des Nationalstrassennetzes in überbautem Gebiet befindet und für diese Abschnitte bereits Lärmschutzmassnahmen getroffen wurden.

Vereinfachende Annahmen		Bemerkungen
Nationalstrassen mit 120 km/h Limite	1'300	80% des Nationalstrassen-Netzes
Bebaute Anteile		
Stadt [km]	50	Link-Länge (beidseitige Bebauung)
Agglomeration [km]	80	
Land [km]	30	
Betroffene Gebäude		
Stadt	3'200	Annahme: 6 Gebäude pro 100 m
Agglomeration	3'100	Annahme: 4 Gebäude pro 100 m
Land	900	Annahme: 3 Gebäude pro 100 m
Anzahl Haushalte		
Stadt	19'000	Annahme: 6 Haushalte pro Gebäude
Agglomeration	12'000	Annahme: 4 Haushalte pro Gebäude
Land	3'000	Annahme: 4 Haushalte pro Gebäude
Anteil Belastung über 55 dB(A)		
Stadt	100%	
Agglomeration	100%	
Land	100%	

Die Verteilung der Haushalte mit einer Belastung von über 55 dB(A) auf die verschiedenen Belastungsklassen erfolgt gemäss Infraconsult (1992). Folgende Schattenpreise gelten für die einzelnen Belastungsklassen (siehe auch Methodikteil):

Belastungs- klasse	Jährlicher Nutzen pro Haushalt bei einer Lärmreduktion von 1 dB(A) [Fr./dB(A)]
<40	0
40-50	45
50-54	45
55-59	95
60-64	95
65-69	119
70-74	119
>74	143

Die vermiedenen externen Kosten lassen sich unter diesen Annahmen wie folgt berechnen.

	Lärmreduktion [dB(A)]	Total vermiedene Kosten [Mio Fr.]
Lärm kurzfristig: PW/Lieferwagen	1.0	3.6
Lärm langfristig: PW/Lieferwagen	1.1	4.0

Geschwindigkeitsbeschränkungen Quartier Personenverkehr (kurzfristig)

Daten 1995, BFS, Verkehrsstatistik 1995

Personenverkehr

	Mio Fzgkm	Pkm	Anteile Strassenkategorien	Anteile Strassenkategorien
	43794	77447		Quelle: BUWAL/INFRAS 1995 (Update 1995)
Autobahnen	13051	23079	30%	
Hauptstrassen	16379	28965	37%	
Quartierstr.	2155	3810	33%	
Innerorts	14364	25403		

Anteil Verkehr Quartierstrassen PV	15% des Innerortsverkehrs
Anteil Verkehr Quartierstrassen GV	5% des Innerortsverkehrs
Auslastung PW	1.7

Effektives Fahrverhalten PKW

Geschw.beschränkung	Effektive Geschwindigkeit km/Std	Geschw. Limite km/Std	
bei 50 km/Std ->	26	50	Quelle: TCS, Durchschnitt defensive FahrerIn
bei 30 km/Std ->	21	30	
Reduktion effektive Geschw. auf		80%	
Erhöhung Reisezeit auf		125%	

Bestimmung Zeitkosten Tempo 50

Pkm dividiert durch durchschnittliche Geschwindigkeit ergibt Personen-Std.

Mio Pkm QS	3810
Km/Std	26
Mio Pers.Std.	146

Gewichteter Zeitwert	34 Fr./Std.	(Vgl. Zeitkosten Autobahnen PW kfr.)
Zeitkosten Quartier alt	4'896 Mio Fr.	

Kosten für Verkehr auf sonstigen Strassen

Zeitkosten	km/Std	Mio Pkm	Mio Pers.Std.	Zeitkosten
Autobahnen	116	23079	199	6'673
Ausserorts	62	28965	467	15'669
Innerorts	53	21592	407	13'664
Total		73637		36'005

Zeitkosten alt total 40'902 Mio Fr.

Treibstoffausgaben

Preis		1.2 Fr.	
	Verbrauch		
	l/100 km	Mio Fzgkm	Mio Fr.
Autobahnen	9	13051	1'409
Ausserorts	8.9	16379	1'749
Innerorts	7	12210	1'026
Total		41639	4'184

Erhöhung Reisezeit wegen Senkung Gesch.limite, Quartierstrassen

Nur	15% der Zeiterhöhung ist verhaltenswirksam
Relevante Reisezeiterhöhung	
Zeiterhöhung	152 Mio Pers.Std.
Zeitkosten neu QS	5'084 Mio Fr.
Zeitkosten neu total	41'089 Mio Fr.

Treibstoffverbrauch

Mio Fzgkm alt	2155		
Benzinverbrauch Tempo 50		12.5 l/100 km	Quelle: TCS 1995, defensive Fahrerin
Benzinverbrauch Tempo 30		10.67 l/100 km	
Benzinpreis	1.2 Fr.		
Treibstoffkosten Tempo 50		323 Mio Fr.	
Treibstoffkosten Tempo 30		276 Mio Fr.	
Treibstoffkosten tot alt		4'508 Mio Fr.	
Treibstoffkosten tot neu		4'460 Mio Fr.	

Total Kosten

Mio Fr.	Tempo 50	Tempo 30	Erhöhung der generalisierten Kosten
Zeitkosten	40'902	41'089	0.5%
Treibstoffverbrauch	4'508	4'460	-1.0%
Total	45'409	45'549	0.3%
Spezifische Kosten Fr./Fzgkm	1.04	1.04	0.3%

Nachfragewirkungen

Preiselastizität der Nachfrage	-0.2	Quelle: Schätzung basierend auf versch. emp. Studien (vgl. Kap. 3.3)
Änderung Fzgkm	-0.1%	
Verkehrsnachfrage Tempo 30	43'767 Mio Fzgkm	im Quartier 2153.33782
Reduktion	-27 Mio Fzgkm	

Berechnung Erhöhung der Kosten für verbleibenden Verkehr

Kosten alt	45'381 Mio Fr.	2'233
Kosten neu	45'521 Mio Fr.	2'240
Erhöhung Kosten	140 Mio Fr.	7 Mio Fr.

Berechnung Verlust Konsumentenrente

Nachfrage alt	43'794	Mio Fzgkm
Nachfrage neu	43'767	Mio Fzgkm
Differenz	-27	Mio Fzgkm

Kosten alt	1.04	Fr/Fzgkm
Kosten neu	1.04	Fr/Fzgkm
Differenz	0.003	Fr/Fzgkm

Verlust Konsumentenrente 0.04 Mio Fr.

Kosten Kontrollen und bauliche Massnahmen

		Zürich	1
		Annuitätsfakt	0.04
Bauliche Massnahmen:	30 Mio Fr.	Annuität	1.34 Grundlage: INFRAS 1992, eigene Schätzung
Annuität	1.34 Mio Fr./Jahr		
Zusätzliche Kontrollkosten:	Keine zusätzlichen Kontrollkosten		
Total	1 Mio Fr./Jahr	Mio Fr.	

Verlagerung auf ÖV

-> bei Massnahmen im Quartier irrelevant

Umweltwirkung Verringerung Fzgkm

-> nur fahrleistungsabhängige Umweltbelastung
Quelle: INFRAS 1995

Belastungen pro Fzgkm	PKW CH	Verringerung Belastung	PKW CH
g CO2	263.3	Tonne CO2	7'102
g NOx	1.319	Tonne NOx	36
g Partikel	0.1161	Tonne Partikel	3

Umweltwirkung Verlangsamung Fahrt

Quelle TCS 1995, defensive Fahrweise	g/km		Tonnen
Durchsch. Reduktion CO2-Emissionen 50 -> 30	47.1	CO2	101'422
Durchsch. Reduktion NOx-Emissionen 50 -> 30	0.27	NOx	581

Gesamtüberblick

Umweltwirkung	Tonnen
CO2	108'524
NOx	617

Kosten
Mio Fr.
141

Umweltwirksamkeitsindikator

Fr./Tonne	
CO2	1'300
NOx	228'740

g/Fr.	
CO2	769
NOx	4.4

Geschwindigkeitsbeschränkungen Quartier Personenverkehr (langfristig)

Daten 1995, BFS, Verkehrsstatistik 1995

	Fzgkm	Pkm
Total	43794	
Autobahnen	13051	23079
Hauptstrassen	16379	28965
Quartierstr.	2155	3810
Innerorts	14364	25403

Auslastung 1.7

Anteil Verkehr Quartierstrassen

Daten 2005, BUWAL/INFRAS 1995

	Fzgkm	Pkm	Aufteilung	Anteile	Strassenkategorien
Total	50712				
Autobahnen	16076	27650	32%		Quelle:
Hauptstrassen	18611	32011	37%		BUWAL/INFRAS 1995
Quartierstrassen	2404	4134	32%		
Innerorts	16025	27563	32%		

Auslastung 1.7 = Auslastung wie 1995

15%

Effektives Fahrverhalten PKW

Geschw.beschränkung	Effektive Geschwindigkeit km/Std	Geschw. Limite km/Std
bei 50 km/Std ->	26	50
bei 30 km/Std ->	21	30
Quelle: TCS, Durchschnitt defensive FahrerIn		
Reduktion effektive Geschw. auf	80%	
Erhöhung Reisezeit auf	125%	

Bestimmung Zeitkosten Tempo 50

Pkm dividiert durch durchschnittliche Geschwindigkeit ergibt Personen-Std.

Mio Pkm QS	3810
Km/Std	26
Mio Pers.Std.	146

Gewichteter Zeitwert 34 Fr./Std. (Vgl. Zeitkosten Autobahnen PW kfr.)
Zeitkosten Quartier alt 4'896 Mio Fr.

Kosten für Verkehr auf sonstigen Strassen

	2005			
Zeitkosten	km/Std	Mio Pkm	Mio Pers.Std.	Zeitkosten
Autobahnen	116	27650	238	7'994
Ausserorts	62	32011	516	17'317
Innerorts	53	23429	442	14'826
Total		83090		40'137

Zeitkosten alt total 45'033 Mio Fr.

Treibstoffausgaben

	Preis	
	1.2 Fr.	
	Verbrauch alt l/100 km	Verbrauch neu l/100 km
Autobahnen	9	8.9
Ausserorts	8.9	8.8
Innerorts	7	6.9
Total	41'639	4'184

Erhöhung Reisezeit wegen Senkung Gesch.limite, Quartierstrassen

Nur	15% der Zeiterhöhung ist verhaltenswirksam
Relevante Reisezeiterhöhung	
Zeiterhöhung	152 Mio Pers.Std.
Zeitkosten neu QS	5'084 Mio Fr.
Zeitkosten neu total	45'220 Mio Fr.

Treibstoffverbrauch

Mio Fzgkm alt	2155		
l/100 km		Jahr 1995	Jahr 2005
Benzinverbrauch Tempo 50		12.5	12.08
Benzinverbrauch Tempo 30		10.67	10.97

Quelle: TCS 1995, defensive FahrerIn

Benzinpreis 1.2 Fr.

Treibstoffkosten Tempo 50	323 Mio Fr.
Treibstoffkosten Tempo 30	284 Mio Fr.

Treibstoffkosten tot Tempo 50	4'448 Mio Fr.
Treibstoffkosten tot Tempo 30	4'408 Mio Fr.

Total Kosten

Mio Fr.	Tempo 50	Tempo 30	Erhöhung der generalisierten Kosten
Zeitkosten	45'033	45'220	0.4%
Treibstoffverbrauch	4'448	4'408	-0.9%
Total	49'481	49'629	0.3%
Spezifische Kosten Fr./Fzgkm	1.13	1.13	0.3%

Nachfragewirkungen

Preiselastizität der Nachfrage	-0.4	Quelle: Schätzung basierend auf versch. emp. Studien (vgl. Kap. 3.3)
Änderung Fzgkm	-0.1%	
Verkehrsnachfrage Tempo 30	50'651 Mio Fzgkm	
Reduktion	-61 Mio Fzgkm	

Berechnung Erhöhung der Kosten für verbleibenden Verkehr

Kosten alt	57'229 Mio Fr.
Kosten neu	57'400 Mio Fr.
Erhöhung Kosten	171 Mio Fr.

Berechnung Verlust Konsumentenrente

Nachfrage alt	50'712 Mio Fzgkm
Nachfrage neu	50'651 Mio Fzgkm
Differenz	-61 Mio Fzgkm
Kosten alt	1.13 Fr./Fzgkm
Kosten neu	1.13 Fr./Fzgkm
Differenz	0.003 Fr./Fzgkm

Verlust Konsumentenrente	0.10 Mio Fr.
---------------------------------	---------------------

Kosten Kontrollen und bauliche Massnahmen

		Zürich	1
		Annuitätsfakt	0.04
Bauliche Massnahmen:	30 Mio Fr.	Annuität	1.34
Annuität	1.3 Mio Fr./Jahr		
Zusätzliche Kontrollkosten:	0 Keine zusätzlichen Kontrollkosten		
Total	1 Mio Fr./Jahr	Mio Fr.	

Grundlage: INFRAS 1992, eigene Schätzung

Verlagerung auf ÖV

-> bei Massnahmen im Quartier irrelevant

Umweltwirkung Verringerung Fzghm

-> nur fahrleistungsabhängige Umweltbelastung, keine Wirkung auf Fzg-Bestand
 Quelle: INFRAS 1995

Belastungen pro Fzghm	PKW CH	Verringerung Belastung	
g CO ₂	263.3	Tonne CO₂	15'937
g NO _x	1.319	Tonne NO_x	80
g Partikel	0.1161	Tonne Partikel	7

Umweltwirkung Verlangsamung Fahrt

Quelle: TCS 1995	g/km		Tonnen
Durchsch. Reduktion CO ₂ -Emissionen 50 -> 30	47.1	CO₂	113'081
Durchsch. Reduktion NO _x -Emissionen 50 -> 30	0.156	NO_x	375

Gesamtüberblick

Umweltwirkung	Tonnen
CO ₂	129'018
NO _x	454

Kosten
Mio Fr.
172

Umweltwirksamkeitsindikator

Fr./Tonne	
CO ₂	1'335
NO _x	378'996

g/Fr.	
CO ₂	749
NO _x	2.6

Geschwindigkeitsbeschränkungen Quartier Güterverkehr (kurzfristig)

Daten 1995, BFS, Verkehrsstatistik 1995

Mio Fzgkm	Lieferwagen	SNF	Aufteilung Li Lieferwagen	Aufteilung SNF SNF
Total	2794	2186		
Autobahnen	928	997	33.2	45.6
Hauptstrassen	997	745	35.7	34.1
Quartierstr.	43	22		
Innerorts	869	444	31.1	20.3
Anteil Verkehr Quartierstrassen		5%		
Auslastung Li		0.3		
Auslastung SNF		3.85		

Effektives Fahrverhalten GV

Geschw.beschränkung	Effektive Geschwindigkeit km/Std	Geschw. Limite km/Std
bei 50 km/Std ->	26	50
bei 30 km/Std ->	21	30

Reduktion effektive Geschw. auf	81%
Erhöhung Reisezeit auf	123%

Bestimmung Zeitkosten Tempo 50

Fzgkm dividiert durch durchschnittliche Geschwindigkeit ergibt Personen-Std.

Mio Fzgkm QS	66 (1 Person pro Fzg)
Km/Std	26
Mio Pers.Std.	3

Gewichteter Zeitwert	100 Fr./Std.	(Vgl. Zeitkosten Autobahnen PW kfr.)
Zeitkosten Quartier alt	256 Mio Fr.	

Kosten für Verkehr auf sonstigen Strassen

Zeitkosten	Lieferwagen km/Std	Mio Pkm	Mio Pers.Std.	Mio Fr. Zeitkosten	LKW km/Std	Mio Pkm	Mio Pers.Std.	Mio Fr. Zeitkosten
Autobahnen	116	928	8	800	80	997	12	1246
Ausserorts	62	997	16	1'609	62	745	12	1202
Innerorts	53	825	16	1'558	53	422	8	795
Total		2751		3'966		2164		3244

Zeitkosten alt total 7'466 Mio Fr.

Treibstoffausgaben

Preis Benzin	1.2 Fr.						
Preis Diesel	1.3 Fr.						
	Verbrauch Lieferwagen			Verbrauch LKW			
	l/100 km	Mio Fzgkm	Mio Fr.	l/100 km	Mio Fzgkm	Mio Fr.	
Autobahnen	14.9	928	166	25	997	324	
Ausserorts	14	997	168	22	745	213	
Innerorts	13.6	825	135	36.4	422	199	
Total		2751	468		2164	737	

Erhöhung Reisezeit wegen Senkung Gesch.limite, Quartierstrassen

Nur	25% der Zeiterhöhung ist verhaltenswirksam
Relevante Reisezeiterhöhung	
Zeiterhöhung	3 Mio Pers.Std.
Zeitkosten neu QS	271 Mio Fr.
Zeitkosten neu total	7'481 Mio Fr.

Treibstoffverbrauch

	Lieferwagen	LKW	Annahme: Gleiche prozentuale Reduktion wie PW (Grundlage TCS 1995)
Mio Fzgkm alt l/100 km	43	22	
Benzinverbrauch Tempo 50	13.6	36.4	
Benzinverbrauch Tempo 30	11.4	30.4	

Benzinpreis	1.2 Fr.		
Dieselpreis	1.3 Fr.		
Treibstoffkosten Tempo 50	7	10 Mio Fr.	
Treibstoffkosten Tempo 30	6	9 Mio Fr.	

Treibstoffkosten tot alt	1'222 Mio Fr.	
Treibstoffkosten tot neu	1'219 Mio Fr.	

Total Kosten

Mio Fr.	Tempo 50	Tempo 30	Erhöhung der generalisierten Kosten
Zeitkosten	7'466	7'481	0.2%
Treibstoffverbrauch	1'222	1'219	-0.2%
Total	8'688	8'700	0.1%
Spezifische Kosten			
Fr./Fzgkm	1.74	1.75	0.1%

Nachfragewirkungen

Preiselastizität der Nachfrage	-0.10	Quelle: Schätzung basierend auf versch. emp. Studien (vgl. Kap. 3.3)
Änderung Fzgkm	-0.01%	
Verkehrsnachfrage Li Tempo 30	2'794 Mio Fzgkm	
Reduktion	-0.38 Mio Fzgkm	
Verkehrsnachfrage LKW Tempo 30	2'186 Mio Fzgkm	
Reduktion	-0.30 Mio Fzgkm	

Berechnung Erhöhung der Kosten für verbleibenden Verkehr

Kosten alt	8'687 Mio Fr.
Kosten neu	8'699 Mio Fr.

Erhöhung Kosten	12 Mio Fr.
------------------------	-------------------

Berechnung Verlust Konsumentenrente

Nachfrage alt	4'980 Mio Fzgkm
Nachfrage neu	4'979 Mio Fzgkm
Differenz	-1 Mio Fzgkm
Kosten alt	1.74 Fr./Fzgkm
Kosten neu	1.75 Fr./Fzgkm
Differenz	0.002 Fr./Fzgkm

Verlust Konsumentenrente	0.00 Mio Fr.
---------------------------------	---------------------

Kosten Kontrollen und bauliche Massnahmen

Bauliche Massnahmen:	10 Mio Fr.	Annuitätsfaktor	0.04
Annuität	0.4 Mio Fr./Jahr	Annuität	0.45
Zusätzliche Kontrollkosten:	0 Keine zusätzlichen Kontrollkosten		
Total	0.45 Mio Fr./Jahr	Grundlage: INFRAS 1992, eigene Schätzung	

Verlagerung auf ÖV

-> bei Massnahmen im Quartier irrelevant

Umweltwirkung Verringerung Fzgkm

-> nur fahrleistungsabhängige Umweltbelastung, keine Wirkung auf Fzg-Bestand

Quelle: INFRAS 1995

Belastungen pro Tkm	Li CH	LKW CH	Verringerung Belastung			Total
			Li CH	LKW CH		
g CO ₂	1238	247.8	Tonne CO ₂	142	286	428
g NO _x	6.67	2.87	Tonne NO _x	1	3	4
g Partikel	0.834	0.2738	Tonne Partikel	0	0	0

Umweltwirkung Verlangsamung Fahrt

Annahme: Prozentual gleiche Verringerung wie PW,

Grundlage: Durch. Emissionen gemäss BUWAL/INFRAS 1995

	Li, g/km	SNF, g/km		Li CH	LKW CH	Total
Durchsch. Reduktion CO ₂ -Emissionen 50 -> 30	61.10	186.80	CO ₂	2'654	4'144	6'798
Durchsch. Reduktion NO _x -Emissionen 50 -> 30	0.42	4.50	NO _x	18	100	118

Gesamtüberblick

Umweltwirkung	
	Tonnen
CO ₂	7'227
NO _x	118

Kosten	
	Mio Fr.
	12

Umweltwirksamkeitsindikator

Fr./Tonne	
CO ₂	1'710
NO _x	104'290

g/Fr.	
CO ₂	585
NO _x	9.6

Geschwindigkeitsbeschränkungen Quartier Güterverkehr (langfristig)

Daten 1995, BFS, Verkehrsstatistik 1995

Mio Fzgkm	Lieferwagen	SNF
Total	2'794	2'186
Autobahnen	928	997
Hauptstrassen	997	745
Quartierstr.	43	22
Innerorts	869	444

Anteil Verkehr Quartierstrassen	5%
Auslastung Li	0.3
Auslastung SNF	3.85

Daten 2005, BUWAL/INFRAS 1995

Mio Fzgkm	Lieferwagen	SNF	Aufteilung Li	SNF
Total	4111	3538		
Autobahnen	1406	1574	0.34	0.445
Hauptstrassen	1439	1214	0.35	0.343
Quartierstras.	63	38		
Innerorts	1266	750	0.31	0.212

Anteil Verkehr Quartierstrassen	5%
Auslastung Li	0.3
Auslastung SNF	3.85

Effektives Fahrverhalten PKW

Geschw.beschränkung	Effektive Geschwindigkeit km/Std	Geschw. Limite km/Std
bei 50 km/Std ->	26	50
bei 30 km/Std ->	21	30

Reduktion effektive Geschw. auf	81%
Erhöhung Reisezeit auf	123%

Bestimmung Zeitkosten Tempo 50

Fzgkm dividiert durch durchschnittliche Geschwindigkeit ergibt Personen-Std. (1 Pers. pro Fzg)

Mio Fzgkm QS	66 (1 Person pro Fzg)
Km/Std	26
Mio Pers.Std.	3

Gewichteter Zeitwert	100 Fr./Std.	(Vgl. Zeitkosten Autobahnen PW kfr.)
Zeitkosten Quartier alt	256 Mio Fr.	

Kosten für Verkehr auf sonstigen Strassen

Zeitkosten 1995	Lieferwagen km/Std	Mio Pkm	Mio Pers.Std.	Mio Fr. Zeitkosten	LKW km/Std	Mio Pkm	Mio Pers.Std.	Mio Fr. Zeitkosten
Autobahnen	116	928	8	800	80	997	12	1246
Ausserorts	62	997	16	1'609	62	745	12	1202
Innerorts	53	825	16	1'558	53	422	8	795
Total		2751		3'966		2164		3244

Zeitkosten 1995 total 7'466 Mio Fr.

Zeitkosten 2005	Lieferwagen km/Std	Mio Pkm	Mio Pers.Std.	Mio Fr. Zeitkosten	LKW km/Std	Mio Pkm	Mio Pers.Std.	Mio Fr. Zeitkosten
Autobahnen	116	1406	12	1'212	80	1574	20	1968
Ausserorts	62	1439	23	2'321	62	1214	20	1957
Innerorts	53	1203	23	2'270	53	713	13	1344
Total		4048		5'802		3500		5270

Zeitkosten 2005 11'072 Mio Fr.

Treibstoffausgaben alt (1995)

Preis Benzin	1.2 Fr.					
Preis Diesel	1.3 Fr.					
	Verbrauch Lieferwagen			Verbrauch LKW		
	I/100 km	Mio Fzgkm	Mio Fr.	I/100 km	Mio Fzgkm	Mio Fr.
Autobahnen	14.9	928	166	25	997	324
Ausserorts	14	997	168	22	745	213
Innerorts	13.6	825	135	36.4	422	199
Total		2751	468		2164	737

Treibstoffausgaben neu (2005)

Preis Benzin	1.2 Fr.					
Preis Diesel	1.3 Fr.					
	Verbrauch Lieferwagen			Verbrauch LKW		
	I/100 km	Mio Fzgkm	Mio Fr.	I/100 km	Mio Fzgkm	Mio Fr.
Autobahnen	14.2	928	158	24.8	997	322
Ausserorts	12.1	997	145	21.8	745	212
Innerorts	11.7	825	116	36.0	422	197
Total		2751	419		2164	731

Erhöhung Reisezeit wegen Senkung Gesch.limite, Quartierstrassen

Nur	25% der Zeiterhöhung ist verhaltenswirksam
Relevante Reisezeiterhöhung	
Zeiterhöhung	3 Mio Pers.Std.
Zeitkosten neu QS	271 Mio Fr.
Zeitkosten neu total	11'343 Mio Fr.

Treibstoffverbrauch

	Lieferwagen	LKW Annahme: Gleiche prozentuale Reduktion wie PW
Mio Fzgkm alt	63	38
I/100 km		
Benzinverbr. 50 (I/100 km), 1995	13.6	36.4
Benzinverbr. 30 (I/100 km), 2005	11.1	34.4
Benzinpreis	1.2 Fr.	
Dieselpreis	1.3 Fr.	
Treibstoffkosten Tempo 50	10	18 Mio Fr.
Treibstoffkosten Tempo 30	8	17 Mio Fr.

Treibstoffkosten tot Tempo 50	1'178 Mio Fr.
Treibstoffkosten tot Tempo 30	1'175 Mio Fr.

Total Kosten 2005

Mio Fr.	Tempo 50	Tempo 30	Erhöhung der generalisierten Kosten
Zeitkosten	11'328	11'343	0.1%
Treibstoffverbrauch	1'178	1'175	-0.2%
Total	12'506	12'518	0.1%
Spezifische Kosten Fr./Fzgkm	2.51	2.51	0%

Nachfragewirkungen

Elastizitäten: Schätzung basierend auf versch. Untersuchungen

Preiselastizität der Nachfrage	-0.27 (vgl. Kap. 3.3)
Änderung Fzgkm	-0.03%
Verkehrsnachfrage Li Tempo 30	4'110 Mio Fzgkm
Reduktion	-1.06 Mio Fzgkm
Verkehrsnachfrage LKW Tempo 30	3'537 Mio Fzgkm
Reduktion	-0.91 Mio Fzgkm

Berechnung Veränderung der Kosten für verbleibenden Verkehr

Kosten alt	19'204 Mio Fr.
Kosten neu	19'222 Mio Fr.

Erhöhung Kosten **18 Mio Fr.**

Berechnung Veränderung Konsumentenrente

Nachfrage alt	7'649 Mio Fzgkm
Nachfrage neu	7'647 Mio Fzgkm
Differenz	-2 Mio Fzgkm
Kosten alt	2.51 Fr./Fzgkm
Kosten neu	2.51 Fr./Fzgkm
Differenz	0.002 Fr./Fzgkm

Veränderung Konsumentenrente **0.00**

Kosten Kontrollen und bauliche Massnahmen

Bauliche Massnahmen:	10 Mio Fr.	Annuitätsfaktor	0.04
Annuität	0.4 Mio Fr./Jahr	Annuität	0.45
Zusätzliche Kontrollkosten:	0 Keine zusätzlichen Kontrollkosten		
Total	0 Mio Fr./Jahr		

Grundlage: INFRAS 1992, eigene Schätzung

Verlagerung auf ÖV

-> bei Massnahmen im Quartier irrelevant

Umweltwirkung Verringerung Fzgkm

-> nur fahrleistungsabhängige Umweltbelastung, keine Wirkung auf Fzg-Bestand

Quelle: INFRAS 1995

			Verringerung Belastung			
Belastungen pro Tkm	Li CH	LKW CH		Li CH	LKW CH	Total
g CO2	1238	247.8	Tonne CO2	395	873	1'268
g NOx	6.67	2.87	Tonne NOx	2	10	12
g Partikel	0.834	0.2738	Tonne Partik	0	1	1

Umweltwirkung Verlangsamung Fahrt

Annahme: Prozentual gleiche Verringerung wie PW,
Grundlage: Durch. Emissionen gemäss BUWAL/INFRAS 1995

	Li, g/km	SNF, g/km		Li CH	LKW CH	Total
Durchsch. Reduktion CO ₂ -Emissionen 50 -> 30	58.70	185.70	CO₂	3'715	6'962	10'678
Durchsch. Reduktion NO _x -Emissionen 50 -> 30	0.36	3.25	NO_x	23	122	145

Gesamtüberblick

Umweltwirkung	
	Tonnen
CO ₂	11'946
NO _x	146

Kosten	
	Mio Fr.
	19

Umweltwirksamkeitsindikator

Fr./Tonne	
CO ₂	1'577
NO _x	129'045

g/Fr.	
CO ₂	634
NO _x	7.7

Berechnung und Bewertung der Lärmreduktion

Für die monetäre Bewertung der erzielten Lärmreduktion sind für die Schweiz nur ungenügende Datengrundlagen vorhanden. Mit Hilfe vereinfachender Annahmen soll eine grobe Abschätzung der erzielbaren Einsparungen erfolgen. Im Gegensatz zu den Abschätzungen für die Auswirkungen der Geschwindigkeitsreduktion auf den Nationalstrassen gehen wir von einer geringeren Grundlärmbelastung aus. Da sich die erzielbaren Lärmreduktionen jedoch auf eine grosse Anzahl von Haushalten auswirken, sind die dadurch vermeidbaren externen Kosten wesentlich höher als dies bei Geschwindigkeitsreduktionen auf den Nationalstrassen der Fall ist.

Vereinfachende Annahmen		Bemerkungen
Quartierstrassen [km]	20'000	Quartierstrassen innerorts mit Wohngebäuden (Schätzung)
Linklänge [km]	41'000	bei beidseitiger Bebauung
Bebaute Anteile		Link-Länge (beidseitige Bebauung)
Stadt [km]	7'000	
Agglomeration [km]	5'000	
Land [km]	4'000	
Betroffene Gebäude		
Stadt	295'000	Annahme: 4 Gebäude pro 100 m
Agglomeration	147'000	Annahme: 4 Gebäude pro 100 m
Land	82'000	Annahme: 2 Gebäude pro 100 m
Anzahl Haushalte		
Stadt	1'180'000	Annahme: 4 Haushalte pro Gebäude
Agglomeration	442'000	Annahme: 3 Haushalte pro Gebäude
Land	164'000	Annahme: 2 Haushalte pro Gebäude
Anteil Belastung über 55 dB		
Stadt	10%	
Agglomeration	10%	
Land	10%	

Die Verteilung der Haushalte mit einer Belastung von über 55 dB(A) auf die verschiedenen Belastungsklassen erfolgt gemäss Infraconsult (1992).

Die vermiedenen externen Kosten lassen sich unter diesen Annahmen wie folgt berechnen.

	Lärmreduktion [dB(A)]	Total vermiedene Kosten [Mio Fr.]
Lärm kurzfristig: PW/Lieferwagen	2.0	110
Lärm langfristig: PW/Lieferwagen	2.0	110

2. Treibstoffpreiserhöhung

Treibstoffpreiserhöhung Einmalige Einführung

Daten 1995				
Fzgkm	GV	Lieferwagen	LKW	PW
	4'980	2'794	2'186	43'794

Auslastung Li	0.3
Auslastung SNF	3.85
Auslastung PKW	1.7

Preisänderung

	Fr.		Fr.
Benzinpreis	1.2	Diesel	1.3
Abgabe	0.5	Abgabe	0.5
Preiserhöhung	42%	Preiserhöhung	38%

Treibstoffverbrauch PW

(Betrieb Durchschnitt)	
Liter/100 Fzgkm	9
Fr./Fzgkm alt	0.11
Fr./Fzgkm neu	0.15
Preiserhöhung Fzgkm	0.05

Treibstoffverbrauch Li

(Betrieb Durchschnitt)	
Liter/100 Fzgkm	13
Fr./Fzgkm alt	0.16
Fr./Fzgkm neu	0.22
Preiserhöhung Fzgkm	0.07
Li: Hauptsächlich Benzin	

Treibstoffverbrauch LKW

(Betrieb Durchschnitt)	
Liter/100 Fzgkm	32
Fr./Fzgkm alt	0.42
Fr./Fzgkm neu	0.58
Preiserhöhung Fzgkm	0.16

Quelle Verbrauch: BUWAL/INFRAS 1995

Nachfragewirkungen

Elastizitäten	Personen	-0.20	Elastizitäten: Schätzung basierend auf den vorhandenen Untersuchungen (vgl. Kap. 3.3)
	Güter	-0.07	Quelle: Schätzung basierend auf ECOPLAN 1995
			Annahme: ca. 1/2 des Preises fällt auf Treibstoffkonsum

		Änderung Fzgkm	Verkehrsnachfrage neu (Mio Fzgkm)	Reduktion Verkehrsnachfrage Mio Fzgkm
Personen	PW	-8%	40145	PKW 3650
Güterverkehr	LI	-3%	2716	Li 78
	LKW	-3%	2130	LKW 56

Erhöhung der Kosten für verbleibenden Verkehr

=> wird nicht berücksichtigt bei Berechnung der Kosten der Massnahme (da Transferzahlung, Einnahmen können für andere Zwecke verwendet werden)

	Mio Fr.
PW	1807
Li	177
LKW	341
Total	2324

Verlust Konsumentenrente

	Red. Nachfr. Mio Fzgkm	Preisänd. Fr./Fzgkm	Mio Fr
Personen	3650	0.05	82
Li	78	0.07	3
LKW	56	0.16	4
Total			89

Administrative Kosten

	Mio Fr.
Administrative Kosten	1
(Kosten vernachlässigbar klein -> Erhebung im Rahmen der Treibstoffzollerhebung, vgl.: INFRAS 1992a)	

Verlagerung PKW auf ÖV

Annahme Verlagerung PKW auf ÖV	33% ->
Annahme Verlagerung Li auf ÖV	0% ->
Annahme Verlagerung LKW auf ÖV	10% ->

	Mio Fzgkm	Mio Pkm/Tkm
PKW	1'217	2'092
Li	-	-
LKW	6	2

Zuteilung Reduktion Verkehrsnachfrage auf ÖV gemäss bestehende Nachfrageanteile

Verlagerung auf:

LKW	Mio Tkm	PKW	Mio Pkm
Schiene	100%	Schiene	74%
		Städtisch. ÖV	26%
		davon Regionalzug	50%
		davon Schnellzug	50%
		davon Tram	32%
		davon Busse	68%
		Erhöhung Pkm im Schienenverkehr	11%
		Erhöhung Pkm städt. ÖV	11%

Umweltwirkungen der Verlagerung auf ÖV

-> nur fahrleistungsabhängige Umweltbelastung

-> Annahme: Keine zusätzlichen Infrastrukturinvestitionen

Belastungen pro Pkm/Tkm (Quelle: INFRAS 1995)

Personenverkehr

	SBB-Mix Regionalzug	SBB-Mix Schnellzug	CH-Mix (Reg.bus EURO 1) Tram Postauto/Autobus
g/Pkm CO2	5.07	2.15	2.94
g/Pkm NOx	0.0101	0.00428	0.00683
g/Pkm Partikel	0.0394	0.0167	0.0326

Güterverkehr

	SBB-Mix WLV
g/Tkm CO2	6.97
g/Tkm NOx	0.05717
g/Tkm Partikel	0.02641

Zusätzliche Belastung

	Regionalzug	Schnellzug	Tram Postauto/Autobus	WLV	Total
Tonne CO2	3927	1665	511	12	31'935
Tonne NOx	8	3	1	0	272
Tonne Partikel	31	13	6	0	75

Umweltwirkung Verringerung Fzgkm

-> nur fahrleistungsabhängige Umweltbelastung

Belastungen pro Fzgkm (Quelle: INFRAS 1995)

	PKW CH	LKW	Li
g CO2/Fzgkm	263.3	953	370.4
g NOx/Fzgkm	1.319	11.03	2
g Partikel/Fzgkm	0.1161	1.053	0.25

Verringerung Belastung

	PKW	LKW	Li	Total T
Tonne CO2	960913	53417	28747	1'043'077
Tonne NOx	4814	618	155	5'587
Tonne Partikel	424	59	19	502

Umweltwirkung Verringerung Anzahl Fzg

-> Betrieb indirekt

Belastungen pro Fzghm (Quelle: INFRAS 1995)

Annahme: 1/3 des verlagerten Verkehrs verzichtet auf Fahrzeug 33%

	PKW CH	LKW	Li
g CO ₂	42.8	73.3	0
g NO _x	0.0992	0.0149	0
g Partikel	0.311	0.0496	0

Verringerung Belastung

	PKW	LKW	Li	Total T
Tonne CO ₂	17355	137	0	17'492
Tonne NO _x	40	0	0	40
Tonne Partikel	126	0	0	126

Gesamtüberblick

Wirksamkeit	Tonnen
CO ₂	1'028'635
NO _x	5'395
Partikel	553

Total Kosten Mio Fr.
90

Umweltwirksamkeitsindikatoren

Fr./Tonne	
CO ₂	88
NO _x	16'703
Partikel	162'908

g/Fr.	
CO ₂	11'414
NO _x	60
Partikel	6

Treibstoffpreiserhöhung Stufenweise Einführung (5 Jahre)

Daten 1995				
Fzgkm	Güterverkehr	Lieferwagen	LKW	PW
Total	4'980	2'794	2'186	43'794
Daten 2005				
Fzgkm		Lieferwagen	LKW	PW
Total		4111	3538	50712
Erhöhung		1317	1352	6918
pro Jahr		131.7	135.2	691.8
Prozentual		5%	6%	2%

Quelle: BFS, Schweizerische Verkehrstatistik 1995

Quelle: BUWAL/INFRAS 1995

Auslastung Li 0.3
Auslastung SNF 3.85
Auslastung PKW 1.72

Preisänderung

Abgabe 0.5 Fr.

Fr.	Preis t0	Preiserhöhungen				
		t1	t2	t3	t4	t5
Benzinpreis	1.2	0.1	0.1	0.1	0.1	0.1
Diesel	1.3	0.1	0.1	0.1	0.1	0.1
Preiserhöhung						
Benzin		8%	8%	7%	7%	6%
Diesel		8%	7%	7%	6%	6%

Treibstoffverbrauch PW (Betrieb Durchschnitt)		Treibstoffverbrauch Li (Betrieb Durchschnitt)		Treibstoffverbrauch LKW (Betrieb Durchschnitt)	
Liter/100 Fzgkm	9	Liter/100 Fzgkm	13	Liter/100 Fzgkm	32
Fr./Fzgkm alt	0.11	Fr./Fzgkm alt	0.16	Fr./Fzgkm alt	0.42
Preiserh. pro Jahr		Preiserh. pro Jahr		Preiserh. pro Jahr	
Fr./Fzgkm	0.01	Fr./Fzgkm	0.01	Fr./Fzgkm	0.03
Prozentual	8%	Prozentual	8%	Prozentual	8%

Quelle Verbrauch: BUWAL/INFRAS 1995

Nachfragewirkungen

Nachfragerwirkungen		kfr.	lfr	t1	t2	t3	t4	t5
Elastizitäten	PW	-0.2	-0.6	-0.2	-0.30	-0.40	-0.50	-0.60
	GV	-0.07	-0.2	-0.07	-0.10	-0.13	-0.17	-0.20

Elastizitäten: Schätzung basierend auf den vorhandenen Untersuchungen (vgl. Kap. 3.3)

Nachfragerückgang

Nachfragerückgang (Mio Fzgkm)			Nachfrage neu (Mio Fzgkm)			Verlust Konsumentrente (Mio Fr.)				
	PKW	Li	LKW	PKW	Li	LKW	PKW	Li	LKW	Total Mio Fr.
t1	-741	-16	-12	43744	2909	2309	3	0.1	0.2	4
t2	-1093	-24	-18	43392	2901	2303	5	0.2	0.3	5
t3	-1446	-32	-24	43040	2893	2298	7	0.2	0.4	7
t4	-1792	-40	-29	42693	2886	2292	8	0.3	0.5	9
t5	-2133	-48	-35	42353	2878	2286	10	0.3	0.6	10
							32	1	2	35

Nachfragerückgang (Mio Fzgkm)			Nachfrage neu (Mio Fzgkm)			Verlust Konsumentrente (Mio Fr.)				
	PKW	Li	LKW	PKW	Li	LKW	PKW	Li	LKW	Total Mio Fr.
t2	-684	-16	-12	43'752	3031	2440	3	0.1	0.2	3
t3	-1001	-23	-17	43'077	3015	2429	5	0.2	0.3	5
t4	-1314	-31	-23	42'406	2999	2417	6	0.2	0.4	6
t5	-1617	-38	-29	41'751	2983	2405	7	0.2	0.5	8
							21	1	1	23

Nachfragerückgang (Mio Fzgkm)			Nachfrage neu (Mio Fzgkm)			Verlust Konsumentrente (Mio Fr.)				
	PKW	Li	LKW	PKW	Li	LKW	PKW	Li	LKW	Total Mio Fr.
t3	-635	-15	-12	43808	3159	2580	3	0.1	0.2	3
t4	-924	-22	-17	42833	3135	2561	4	0.1	0.3	5
t5	-1204	-30	-23	41872	3111	2543	5	0.2	0.4	6
							12	0.4	0.8	14

	Nachfragerückgang (Mio Fzgkm)			Nachfrage neu (Mio Fzgkm)		Verlust Konsumentrente (Mio Fr.)				
	PKW	Li	LKW	PKW	Li	LKW	PKW	Li	LKW	Total Mio Fr.
t4	-593	-15	-11	43'907	3293	2728	3	0.1	0.2	3
t5	-858	-22	-17	42'652	3261	2703	4	0.1	0.3	4
							7	0	0	7

	Nachfragerückgang (Mio Fzgkm)			Nachfrage neu (Mio Fzgkm)			Verlust Konsumentrente (Mio Fr.)			
	PKW	Li	LKW	PKW	Li	LKW	PKW	Li	LKW	Total Mio Fr.
t5	-558	-14	-11	44'043	3434		2885	3	0.1	0.2
										3

Durch. Reduktion Verkehrsnachfrage Mio Fzgkm	
PKW	3321
Li	84
LKW	66

Verkehrsnachfrage gemäss Trendentwicklung Mio Fzgkm		
PKW	Li	LKW
47'364	3'518	2'951

Verlust Konsumentenrente

	Mio Fr.
PKW	75
Li	3
LKW	5
Total	82

Administrative Kosten

Administrative Kosten

1

(Kosten vernachlässigbar klein -> Erhebung im Rahmen der Treibstoffzollerhebung, vgl.: INFRAS 1992a)

Verlagerung PKW auf ÖV

Annahme Verlängerung PKW auf ÖV	33% ->
Annahme Verlagerung Li auf ÖV	0% ->
Annahme Verlagerung LKW auf ÖV	10% ->

	Mio Fzgkm	Mio Pkm/Tkm
PKW	1107	1904
Li	0	0
LKW	7	25

Zuteilung Reduktion Verkehrsnachfrage auf ÖV gemäss bestehende Nachfrageanteile

Verlagerung auf:

LKW		Mio Tkm	PKW				Mio Pkm
Schiene	100%	25	Schiene	74%	davon	Regionalzug	50%
						Schnellzug	50%
			Städtisch. ÖV	26%	davon	Tram	32%
						Busse	68%
							336
			Erhöhung Pkm im Schienenverkehr				10%
			Erhöhung Pkm städt. ÖV				10%

Umweltwirkungen der Verlagerung auf ÖV

-> nur fahrleistungsabhängige Umweltbelastung

-> Annahme: Keine zusätzlichen Infrastrukturinvestitionen

Belastungen pro Pkm/Tkm (Quelle: INFRAS 1995)

Personenverkehr	SBB-Mix	SBB-Mix	CH-Mix (Reg.bus EURO 1)		Güterverk.	SBB-Mix
	Regionalzug	Schnellzug	Tram	Postauto/Autobus		WLV
g/Pkm CO2	5.07	2.15	2.94	69.89	g/Tkm CO2	6.97
g/Pkm NOx	0.0101	0.00428	0.00683	0.7033	g/Tkm NOx	0.05717
g/Pkm Partikel	0.0394	0.0167	0.0326	0.0703	g/Tkm Partikel	0.02641
Belastung	Regionalzug	Schnellzug	Tram tauto/Autobus	WLV	Total Tonnen	
Tonne CO2	3574	1515	465	23498	176	29'228
Tonne NOx	7	3	1	236	1	249
Tonne Partikel	28	12	5	24	1	69

Umweltwirkung Verringerung Fzgkm kfr.

-> nur fahrleistungsabhängige Umweltbelastung
Belastungen pro Fzgkm (Quelle: INFRAS 1995)

	PKW CH	LKW	Li	Verringerung Belastung			
				PKW	Li	LKW	Total Tonnen
g CO2	263.3	953	370.4	Tonne CO2 874487	31044	62497	968'029
g NOx	1.319	11.03	2	Tonne NOx 4381	168	723	5'272
g Partikel	0.1161	1.053	0.25	Tonne Partikel 386	21	69	476

Umweltwirkung Verringerung Fzgkm

-> Betrieb indirekt

Belastungen pro Fzgkm (Quelle: INFRAS 1995)

Annahme: 1/3 des verlagerten Verkehrs verzichtet auf Fahrzeug

0.33

	PKW CH	LKW	Li		PKW	Li	LKW	Total Tonnen
g CO2	42.8	73.3	0	Tonne CO2	15794	0	160	15955
g NOx	0.0992	0.0149	0	Tonne NOx	37	0	0	37
g Partikel	0.311	0.0496	0	Tonne Partikel	115	0	0	115

Gesamtüberblick

Wirksamkeit	Tonnen
CO2	954'755
NOx	5'059
Partikel	521

Total Kosten Mio Fr.
83

Umweltwirksamkeitsindikatoren

Fr./Tonne	
CO2	87
NOx	16'372
Partikel	158'834

g/Fr.	
CO2	11'527
NOx	61
Partikel	6

Anhang 4: Massnahmenpakete im städtischen Raum

Die quantitativen Berechnungen und Ergebnisse beruhen auf Berechnungen, die im Rahmen einer Forschungsarbeit NFP 25 (INFRAS 1992) für die Agglomeration Zürich erarbeitet worden sind. In diesem Bericht wurden verschiedene Massnahmen in Bezug auf ihre Kosten und Wirkungen detailliert analysiert:

- Treibstoffabgabe
- Stadtvignette
- Parkraumpolitik (Abgabe auf Pendlerparkplätzen, Reduktion der Zahl öfftl. Parkplätze, Anwohnerbevorzugung)
- Temporeduktion (Tempo 30 im Quartier, Tempo 50 auf Einfallsachsen)
- Innenstadtsperre
- Passiver Lärmschutz
- Beschleunigung ÖV und Kapazitätsbeschränkungen Individualverkehr
- ÖV-Förderung: Teilergänzung S-Bahn
- Förderung des kombinierten Verkehrs
- Umfahrungsstrassen

Diese Massnahmen wurden in verschiedenen Stufen dosiert und inbezug auf die wichtigsten Wirkungen analysiert (Luftbelastung, Lärm, Klima, Unfälle). Die Wirkungen wurden mit Hilfe von Schattenpreisen (basierend auf den damaligen Berechnungen der externen Kosten) aggregiert. Entsprechend ergibt sich ein Kosten-Nutzen-Indikator für die einzelnen Massnahmen.

Die hier durchgeführten Berechnungen beruhen direkt auf dieser Massnahmenevaluation. Die entsprechenden Annahmen und Berechnungsschritte sind im Forschungsbericht NFP 25 aufgeführt. Wir beschränken uns deshalb darauf, hier die wichtigsten Schritte aufzuzeigen.

- Parkraumpolitik:
Berechnung der Reduktion der Fahrten mit Hilfe von Preiselastizitäten und SVP (Berücksichtigung der verstärkten Nutzung infolge der PP-Reduktion, Berücksichtigung Suchverkehr, Verlagerung der Fahrten auf das Umland)

Die Benutzerkosten werden mit Hilfe des Konsumentenrenten-Ansatzes berechnet.

- Fahrverbote:

Berechnung der Reduktionswirkungen (Berücksichtigung von Verdrängungseffekten, auch ausserhalb des Stadtgebietes)

Die Benutzerkosten werden ebenfalls mit Hilfe des Konsumentenrenten-Ansatzes berechnet, indem gefragt wird, mit welcher Preiserhöhung (bei einer gegebenen Preiselastizität) die ermittelte Wirkung erreicht werden könnte.

Glossar

Abdiskontierung	Kosten und Nutzen, die in Zukunft anfallen, werden auf den gegenwärtigen Zeitpunkt bezogen. Für die Abdiskontierung ist die Wahl des Zinssatzes massgeblich.
Abschreibungen	Abschreibungen stellen die Kosten der (Ab-)Nutzung der Investition dar.
Anpassungskosten	Diese Kosten entstehen durch die Reaktion auf die Umweltmassnahme. Es handelt sich um „indirekte“ Kosten der Umweltschutzmassnahmen, da sie erst durch die individuellen Reaktionen bzw. Anpassungen an die geänderten Rahmenbedingungen entstehen.
ASTAG	Schweizerischer Nutzfahrzeug-Verband
AW	Alarmwert
CNG	Compressed Natural Gas
CO	Kohlenmonoxid
dB(A)	Dezibel, mit A-Gewichtung
End-of-Pipe Investitionen	Es handelt sich um Ausrüstungen, die ausschliesslich dem Umweltschutz dienen. Durch diese technischen Massnahmen wird verhindert, dass schädliche Emissionen in die Umwelt ausweichen (Beispiel: Katalysator).
EW	Einheitswagen des inländischen Personenverkehrs
GV	Güterverkehr
HC	Kohlenwasserstoffe
IGW	Immissionsgrenzwert
IDA-E	Interdepartementale Arbeitsgruppe „Vollzug der Lärmschutz-Verordnung im Bereich der Eisenbahnen (IDA-E)“
KNI	Kosten-Nutzen-Index
Konsumentenrente	Stellt den „Netto-Nutzen“ einer Massnahme dar. Die Konsumentenrente stellt die Summe dar, die einE KäuferIn über den Kaufpreis für ein bestimmtes Gut hinaus bezahlen würde, als auf den Kauf zu verzichten.
Least Cost Planning	Im Verkehrsbereich: Ansätze, die bestimmte verkehrspolitische Ziele und Stossrichtungen zu minimalen volkswirtschaftlichen Kosten erreichen wollen. Dazu bracht es verkehrsträgerüber-

	greifende und akteurspezifische Informationen über die Kosten des Verkehrs im Ausgangszustand und die zu erwartenden Veränderungen.
LNG	Liquified Natural Gas
LPG	Liquified Petroleum Gas
LRV	Luftreinhalte-Verordnung
LSV	Lärmschutz-Verordnung
LSW	Lärmschutzwand
Nachfragekurve	Die Nachfragekurve stellt die Menge eines Gutes oder einer Leistung dar, die bei einem gegebenen Preis konsumiert wird. Je höher der Preis, umso kleiner die konsumierte Menge.
Nebeneffekte	Umweltschutzmassnahmen können unerwünschte Nebeneffekte in Form von Umweltbeeinträchtigungen zur Folge haben (z.B. Lärmschutzwände, welche wirksam vor Lärmbelastung schützen, gleichzeitig aber einen bedeutenden Eingriff in die Landschaft darstellen).
NMIV	Nicht motorisierter Individualverkehr
NMVOC	Nicht-Methan-flüchtige Kohlenwasserstoffe
NO _x	Stickoxide (NO und NO ₂)
PM	Partikel
Prozessintegrierte Investitionen	Es handelt sich um technische Massnahmen, welche eine Investitionen Änderung der Produktionsweise bewirken.
PV	Personenverkehr
RME	Rapsmethylester
SOB	Schweizerische Südostbahn
SOK	relative Höhe über Schienenoberkante
SSF	Schallschutzfenster
SVP	Spezifisches Verkehrspotential pro Parkplatz (Anzahl Zu- und Wegfahrten pro Tag)
TCS	Touring Club Schweiz
UBP	Umweltbelastungspunkte
VSZV	Verkehrs-Sicherheits-Zentrum Veltheim (VSZV)

Literatur

- APAS 1997 Transport Research APAS Urban Transport VII-28: Pricing and Financing of Urban Transport, Brussels 1997
- Baer 1998 Telefonische Auskunft von Herrn Dieter Baer, Bundesamt für Strassenbau, Abteilung Bau, Unterhalt, Betrieb, vom Mai 1998.
- Basler & Hoffmann 1985 Strassenverkehrslärm, Wirkung und Kosten von Massnahmen zur Immissionsbegrenzung, Zürich 1985
- Basler und Partner 1995 Systemvergleich zwischen Trolleybus, Dieselbus und Erdgasbus - Grundlagen und Fallstudie für die Buslinie 4 in Winterthur, Departement Sicherheit und Umwelt, Beauftragter für Umweltschutz und Energie der Stadt Winterthur, Zollikon 1995
- Basys 1990 Personenverkehr in der Schweiz - Verkehrsreaktionen in bezug auf Einkommens-, Preis- und Geschwindigkeitsänderungen, Endbericht an den Stab GVF EVED, Bern 1990
- Baum H., Kling T. 1998 Steigerung der Verkehrssicherheit durch finanzielle Anreize im Versicherungssystem, in: Zeitschrift für Verkehrswissenschaft, Heft 2, 1998
- BEW 1996 Vergleichende Evaluation der Ressorts Treibstoffe und Regenerierbare Energien, Bearbeitung: BHP-Beratungen Hanser und Partner AG, Zürich, Auftraggeber: Bundesamt für Energiewirtschaft BEW, Bern, September 1996
- BFS 1996a Bundesamt für Statistik, Verkehrsverhalten in der Schweiz 1994, Bern 1996
- BFS 1996b Bundesamt für Statistik, Schweizerische Verkehrsstatistik 1994, Bern 1996
- BFS 1996c Strassenverkehrsunfälle in der Schweiz 1995, Bern 1996
- BFS 1995 Motorfahrzeuge in der Schweiz, Bern 1995

- bfu 1988 Praktische Grundlagen für ein Sicherheitskonzept im Strassenverkehr, Bern 1988
- bfu 1997 Sicherheit und Umweltschutz: unterschiedliche Ziele, gemeinsamer Nutzen?, Bern 1997
- BMV 1985 Bundesministerium für Verkehr: Gesamtwirtschaftliche Bewertung von Verkehrswegeinvestitionen, Essen 1985
- Braunschweig et al. 1994 Evaluation und Weiterentwicklung von Bewertungsmethoden für Ökobilanzen - Erste Ergebnisse, IWÖ-Diskussionsbeitrag Nr. 19, St. Gallen 1994
- Bundesministerium für Raumordnung, Bauwesen und Städtebau 1989, Tempo 30 - Städtebauliche Auswirkungen, Schriftenreihe Forschung, Heft-Nr. 470, 1989
- BUWAL 1987 Anleitung zur Ermittlung und Beurteilung von Lärmimmissionen an Strassen, Hrsg.: Bundesamt für Umweltschutz, Schriftenreihe Umweltschutz, Nr. 57, Bern 1987.
- BUWAL 1989 Grobverfahren zur Bestimmung von Eisenbahnlärm, Groli-mund & Petermann, unter Mitwirkung von EMPA, Bau GD-SBB, Hrsg.: Bundesamt für Umwelt, Wald und Landschaft, Schriftenreihe Umweltschutz, Nr. 114, Bern 1989.
- BUWAL 1990 Methodik für Ökobilanzen auf der Basis ökologischer Optimierung, Bern 1990
- BUWAL 1990 SEMIBEL, Version 1, Schweizerisches Emissions- und Immissionsmodell für die Berechnung von Eisenbahnlärm, Programmdokumentation, erarbeitet durch: EMPA Dübendorf, Groli-mund & Petermann, GD-SBB, Hrsg.: Bundesamt für Umwelt, Wald und Landschaft, Schriftenreihe Umweltschutz, Nr. 116, Bern 1990.
- BUWAL 1994 Zur Lage der Umwelt in der Schweiz, Umweltbericht 1993, Bern 1994

- BUWAL 1995 Vom Menschen verursachte Luftschadstoff-Emissionen in der Schweiz von 1900 bis 2010, Schriftenreihe Umwelt Nr. 256, Bern 1995
- BUWAL/INFRAS 1995 Luftschadstoffemissionen des Strassenverkehrs 1950-2010, Keller, M. et al., Hrsg.: Bundesamt für Umwelt, Wald und Landschaft (BUWAL), Schriftenreihe Umwelt Nr. 255 - Luft, Bern 1995.
- BUWAL/INFRAS 1997 Möglichkeiten des technischen Umweltschutzes beim öffentlichen Strassenverkehr, Umwelt-Materialien Nr. 79, Luft, Bearbeitung: INFRAS Bern, Bundesamt für Umwelt, Wald und Landschaft BUWAL, Bern 1997.
- BUWAL 1997 Wirtschaftliche Tragbarkeit und Verhältnismässigkeit von Lärmschutzmassnahmen, Theoretische Grundlagen und Vollzugshilfe, Egger, M., Roth, G., Bayer, R., Fahrländer, K.L., Hrsg.: BUWAL, Abteilung Lärmbekämpfung, Bern 1997
- Collin, J.H. 1988 Erfahrungen mit Tempo 30-Zonen, Zwischenbilanz und Perspektiven - Beiträge einer gemeinsamen Veranstaltung mit dem Forum Mensch und Verkehr, Schriftenreihe der Fachhochschule Hildesheim/Holzminden, Hildesheim 1988
- Dahl, Sterner 1991 Dahl, C., Sterner, T., Analysing gasoline demand elasticities: a survey, in: Energy Economics, July 1991
- Daimler-Benz 1997 Mündliche Mitteilung von Herrn A. v. Seidlitz (Daimler-Benz Deutschland) v. 14.11.1997.
- DVZ 11.9.97 Biokost für Dieselmotoren, Chancen und Grenzen des Einsatzes von Biodiesel in der Kraftwagenspedition, in: Deutsche Verkehrs-Zeitung DVZ Nr. 109, 11. September 1997, S. 11.
- EBP 1990 Kosten und Effizienz von Luftreinhaltemassnahmen im Kanton Zürich, 1990
- ECOPLAN 1991 Soziale Kosten von Verkehrsunfällen in der Schweiz, Bern 1991

- ECOPLAN 1995 Elastizitäten im Güterverkehr, Arbeitspapier im Auftrag des Dienstes GVF UVEK, Bern 1995
- ECOPLAN 1996 Monetarisierung der verkehrsbedingten externen Gesundheitskosten, Studie im Auftrag des Dienstes GVF UVEK, Bern 1996
- ECOPLAN 1998 Externalitäten im Verkehr: Methodische Grundlagen, GVF - Auftrag Nr. 281a, Forschungsauftrag 19/95 VSS, Schlussbericht, Bern/Altdorf 1998.
- EMPA 1997a Gespräch mit den Herren Hofmann, Heutschi und Rosenheck, EMPA Dübendorf mit INFRAS v. 28.10.97.
- EMPA 1997b Neues EMPA-Modell für Strassenlärm (F+E-Projekt), Heutschi, P. et al., EMPA, Abteilung Akustik und Lärmbekämpfung, Bericht Nr. 156'479, Dübendorf 1997.
- EU 1995 A cost-effectiveness study of the various measures that are likely to reduce pollutant emissions from road vehicles for the year 2010, Final Report, Commission of the European Communities, DG III, Industry Division III E5, Bearbeitung: Touche Ross Management Consultants, Automobiles and other road users, Edinburgh, November 1995.
- EU 1996a Economic Evaluation of Air Quality Targets for Sulphur Dioxide, Nitrogen Dioxide, Fine and Suspended Particle Matter and Lead, First interim report to the EC DGXI B4-5, IVM, ILASA, RIVM, UN ECE (DDE), NILU, Octobre 14, 1996.
- EU 1996b Communication from the Commission to the European Parliament and the Council on a future strategy for the control of atmospheric emissions from road transport taking into account the results from the Auto/Oil Programme, KOM(96) 248, Brüssel 18.06.96.

- EU 1997 Geänderter Vorschlag für eine Richtlinie des Europäischen Parlaments und des Rates über Massnahmen gegen die Verunreinigung der Luft durch Emissionen von Kraftfahrzeugen und zur Änderung der Richtlinien 70/156/EWG und 70/220/EWG, KOM(97) 61, Brüssel 20.2.97.
- Evéquo 1998 Mündliche Mitteilung von Herrn R. Evéquo, Abteilung Luftreinhalteamt, Sektion Verkehr, BUWAL vom 04.09.1998.
- EWS 1997 Forschungsgesellschaft für Strassen- und Verkehrswesen, Arbeitsgruppe Verkehrsplanung: Empfehlungen für Wirtschaftlichkeitsuntersuchungen an Strassen, Aktualisierung der RAS-W-86, Ausgabe 1997, Entwurf
- FEA 1995 Passenger Cars 2000, Requirements, Technical Feasibility and Costs of Exhaust Emission Standards for Heavy Duty Vehicle Engines for the Year 2000 in the European Community, Rodt, S. et al., Federal Environmental Agency, Berlin, August 1995.
- FEA 1996 HDV 2000, Requirements, Technical Feasibility and Costs of Exhaust Emission Standards for Heavy Duty Vehicle Engines for the Year 2000 in the European Community, Rodt, S. et al., Federal Environmental Agency, Berlin, June 1996.
- Fingerhut 1996 Die Rolle von Fahrzeug, Reifen und Fahrbahn beim Strassenverkehrsgeräusch und die Bedeutung der Messverfahren, Fingerhut, H.P., Arbeitspapier, MAN Nutzfahrzeuge Aktiengesellschaft, München.
- Fingerhut 1997 Telefonische Mitteilung von Herrn H.P. Fingerhut, MAN Nutzfahrzeuge AG, München am 3.11.1997.
- FLS 1997 Telefonische Mitteilung von Herrn Walter Egli von der Fachstelle Lärmschutz (Direktion der öffentlichen Bauten - Tiefbauamt des Kt. Zürich) v. 23.10.1997.
- Goedkoop 1995 The Eco-Indicator 95, Final Report, NOH report 9523, Pré consultants, Amersfoort, NL 1995

- Goodwin 1992 Goodwin P. B., A Review of New Demand Elasticities with Special Reference to Short and Long Run Effects of Price Changes, in: Journal of Transport Economics and Policy, May 1992
- Grolimund & Petermann 1994 Schallschutz gegen Aussenlärm, Produktdokumentation I (Lärmschutzwände, Steildämme, Erddämme, Absorptionsverkleidungen), Ergänzte Ausgabe 1994, Bern 1994.
- Grolimund & Petermann 1995 Draindeckschichtbeläge auf Autobahnen, Auswertung der Literatur zu speziellen Bau- und Unterhaltsfragen, Ziegler, T. , Meister, A., Aarau 1995.
- Grolimund & Petermann 1997a Draindeckschichtbeläge auf Autobahnen, Auswertung der Literatur zu speziellen Bau- und Unterhaltsfragen, Teil II: Vertiefungsstudie, Bern 1997.
- Grolimund & Petermann 1997b Akustische Eigenschaften von Fahrbahnbelägen im niederen Geschwindigkeitsbereich, Stand der Erkenntnisse 1996, Bern 1997.
- Grolimund u. Stern 1993 Die Bedeutung der Strassenbeläge im Rahmen der Lärmsanierungsprogramme, Grolimund, H.J., Stern, T., in: Schweizer Ingenieur und Architekt Nr. 14, 1. April 1993.
- GVF 1992 Gebäudeschäden durch verkehrsbedingte Luftverschmutzung, Schlussbericht, Bearbeitung: INFRAS, Mauch, S.P., Maibach, M., Iten, R., EVED, Dienst für Gesamtverkehrsfragen GVF, Zürich 1992.
- GVF 1995 Fahrleistungen des privaten Strassenverkehrs 1990 - 2015, Generalsekretariat EVED, Dienst für Gesamtverkehrsfragen GVF, Infanger, K., Züst, W., Bern 1995.
- Heijungs et al. 1992: Environmental life cycle assessment of products, Guide, Leiden (NL) 1992
Environmental life cycle assessment of products, Backgrounds, (NL) 1992

- Hensher 1991 Hensher David, et al. , Dimensions of Automobile Demand - A Longitudinal Study of Household Automobile Ownership and Use, June 1991
- Hofmann 1983 Das neue Berechnungsmodell für Strassenlärm, Hofmann, R., EMPA Dübendorf, Dübendorf 1983
- Hölzl 1997 Schallquellenortung an Schienenfahrzeugen mittels Array-Messtechnik als Beitrag zur Geräuschkinderung, Hölzl, G., in: Eisenbahntechnische Rundschau (46), 3/1997, S. 145 ff.
- Hufenstuhl et al. 1997 Biokraftstoff für Linienomnibusse - Eine Alternative zu Dieselmotor?, Hufenstuhl, E., Soika, D., Schmidt, M., in: Der Nahverkehr 10/97, S. 22 ff.
- IAP 1995 Evaluation des Projekts „Eco-Fahrweise: Fahrlehrer- und Expertenausbildung“, Bearbeitung: Institut für Angewandte Psychologie (IAP) Zürich, v. Hebenstreit, B., Jöri, H., Auftraggeber: Bundesamt für Energiewirtschaft BEW, Bern 1995
- IDA-E 1996 Lärmsanierungen von Eisenbahnanlagen, Bericht der Interdepartementalen Arbeitsgruppe „Vollzug der Lärmschutzverordnung im Bereich der Eisenbahnen (IDA-E)“, Generalsekretariat EVED, BAV, Eidg. Finanzverwaltung, SBB, Bern 1996
- IDA-E II 1998 Lärmsanierung der Eisenbahnen, Bericht der interdepartementalen Arbeitsgruppe Eisenbahnlärm (IDA-E2), BAV, BUWAL, Eidg. Finanzverwaltung, Bundesamt für Raumplanung, Schweizerische Bundesbahnen, Verband öffentlicher Verkehr, Bau-, Planungs- und Umweltdirektorenkonferenz, Bern 26. Juni 1998
- Infraconsult 1992 Soziale Kosten des Verkehrslärms in der Schweiz, Bern 1992
- INFRAS 1991 Der fahrleistungsabhängige Ökobonus, Schriftenreihe Umwelt Nr. 105, Bern 1991
- INFRAS 1991a Elastizitäten - Lehrmeinung, Dienst GVF, Zürich 1991

- INFRAS 1992a Internalisieren der externen Kosten des Verkehrs, Fallbeispiel Agglomeration Zürich, Maibach et. al., Bericht 33 NFP 25, Zürich 1992
- INFRAS 1992b CO₂-Perspektiven im Verkehr, Bern 1992
- INFRAS 1992c Fehlerrechnung und Sensitivitätsanalyse für Fragen der Luftreinhaltung, EVED, Bundesamt für Strassenbau, Zürich 1992
- INFRAS 1993 Gebäudeschäden durch verkehrsbedingte Luftverschmutzung, Bern 1993
- INFRAS 1994 Tempolimiten im Kanton Uri, Expertise aus ökonomischer Sicht, Zürich 1994
- INFRAS 1995 Ökoinventar Transporte, Grundlagen für den ökologischen Vergleich von Transportsystemen und für den einbezug von Transportsystemen in Ökobilanzen, SPP Umwelt, Modul 5, Maibach, M., Peter, D., Seiler, B. (INFRAS), Zürich 1995
- INFRAS 1996 Die vergessenen Milliarden, Externe Kosten im Energie- und Verkehrsbereich, INFRAS/ECONCEPT/PROGNOS, Maibach, M. Mauch, S.P., Iten, R., Banfi, S., (INFRAS), Ott, W., Ledergerber, E. (ECONCEPT), Masuhr, K.P. (PROGNOS), Bern 1996
- INFRAS 1997a Methoden der ökologischen Knappheit - Ökofaktoren 1997
- INFRAS 1997b Möglichkeiten des technischen Umweltschutzes beim öffentlichen Strassenverkehr, Schlussbericht, COST/CITAIR Programme, Bern 1997
- INFRAS 1998a Faire und effiziente Preise im Verkehr, NFP 41 Verkehr und Umwelt, 2. Arbeitspapier, Zürich 1998
- INFRAS 1998b Ökopprofile von Treibstoffen, im Auftrag des BUWAL, Bern 1998
- INFRAS 1998c Staukosten im Strassenverkehr (in Bearbeitung), Entwurf Schlussbericht, Studie im Auftrag des ASTRA, Zürich 1998

- INFRAS/TU Graz 1997 Handbuch Emissionsfaktoren, Version 1.1a, (in Bearbeitung), INFRAS, TU Graz, Zürich, Bern, Graz 1997
- Iten 1990 Iten R., Die mikroökonomische Bewertung von Veränderungen der Umweltqualität, Beispiel Stadt Zürich, Zürich 1990
- IVT 1991 Langzeitverhalten von bituminösen Drainbelägen, Teil 1, Lärmverhalten von Drainbelägen, IVT Institut für Verkehrsplanung, Transporttechnik, Strassen- und Eisenbahnbau, ETH Zürich, Isenring, T., Forschungsauftrag 3/87, Schriftenreihe des IVT Nr. 87, Zürich, Mai 1991
- IVT 1998 Lärmeigenschaften verschiedener Belagsoberflächen, Zwischenbericht, im Auftrag vom Bundesamt für Strassenbau, IVT ETH Zürich, 1998
- IWÖ 1996 Comments and proposals to the Eco-indicator 95 impact assessment methode, Müller-Wenk, R., Braunschweig, A., in: Developments in LCA Valuation, IWÖ - Diskussionsbeitrag Nr. 32, Hrsg.: Braunschweig, A., Förster, R., Hofstetter, P., Müller-Wenk, R., St. Gallen/Zürich 1996
- Jenni + Gottardi AG 1989 Die Kostenwirksamkeit von Unfallverhütungsmassnahmen im Strassenverkehr: Methodentest anhand dreier Fallbeispiele, Fonds für Verkehrssicherheit, April 1989
- Jenni + Gottardi AG, Synergo 1996 Systematische Wirkungsanalysen umweltbezogener verkehrspolitischer Massnahmen - Hauptstudie, EVED, Forschungsauftrag Nr. 1/94, 1996
- Johansson 1997 Johansson Olof, Schipper Lee, Measuring the Long-Run Fuel Demand of Cars - Separate Estimates of Vehicle Stock, Mean Fuel Intensity, and Mean Driving Distance, in: Journal of Transport Economics and Policy, September 1997
- Kanton Zürich 1995 Luftprogramm des Kantons Zürich, Zürich 1995
- Koch 1998 Telefonische Mitteilung von Herrn Peter Koch, Verkehrssicherheitszentrum Veltheim vom 17.06.1998

- Laesser 1996 Laesser, Ch., Verkehrs- und Umweltproblematik in städtischen Gebieten - Analyse, Lösungsmöglichkeiten, Auswirkungen, Untersucht am Beispiel der Stadt und Verkehrsregion St. Gallen, Bern 1996
- Lenz et al. 1995 Erste Ergebnisse des Forschungsschwerpunktes Lärmarme Strasse, Lenz, H.P., Pucher, E., Schwarz, R., Stumpf, H., Sauerzapf, J., in: Reifen, Fahrwerk, Fahrbahn: Tagung Hannover, 19./20. Okt. 1995, VDI-Gesellschaft Fahrzeug- und Verkehrstechnik, VDI Berichte Nr. 1244, Düsseldorf 1995
- Mäder 1993 Mäder St., Kostenwirksamkeit von Luftreinhaltemassnahmen, eine empirische Untersuchung von Verkehrsmassnahmen im Kanton Zürich, Zürich 1993
- Maibach 1993 Maibach M. et al., Kostenwahrheit im Verkehr, Zürich 1993
- METRON 1995 Grundlagenstudie Parkplatzbewirtschaftung, im Auftrag des ATAL Zürich, Brugg 1995
- Nelson 1987 Transportation noise reference book, Nelson, P.M., Butterworth, London 1987
- Nielsen 1992 Nielsen C., Der Wert stadtnaher Wälder als Erholungsraum - Eine ökonomische Analyse am Beispiel von Lugano, Chur/ Zürich 1992
- NZZ 20.8.1997 Leisere Bahnen für weniger Geld, Südafrikanische Bremsklötze statt Lärmschutzwände, bd, Neue Züricher Zeitung 20.08.1997, Nr. 191.
- ÖBU 1998 Methode der ökologischen Knappheit - Ökofaktoren 1997, Methode für die Gewichtung in Ökobilanzen, ÖBU: Schweizerische Vereinigung für ökologisch bewusste Unternehmensführung, Bearbeitung: INFRAS (Brand, G., Scheidegger, A., Schwank, O.), Braunschweig, A., Bern 1998

- Öko-Institut 1997 Least Cost Transportation Planning, The aspects of business management and ecology of transport planning processes, the cases of Freiburg and Schwerin, Berlin 1997
- Pommerehne 1987 Pommerehne W.W., L'évaluation des gains et des pertes d'aménités, le cas du bruit provenant du trafic, Paris 1987
- Popp 1988 LärmKennZiffer-Methode, Methode zur Beurteilung lärmbedingter Konfliktpotentiale in der städtebaulichen Planung, Popp, C., Bönnighausen, G., Baubehörde Freie und Hansestadt Hamburg, Hamburg 1988
- Popp 1995 Bilanzierung der Zahlen Lärmbetroffener – ein Bewertungssystem für lärmreduzierende Planungsmassnahmen, Popp, C., Kurzfassung zum Vortrag EU – Workshop „Strassenverkehrslärm“, die Kurzfassung wurde freundlicherweise von Herrn R. Hofmann EMPA Dübendorf zur Verfügung gestellt.
- Sagerer 1996 Einsatz regenerativer Brennstoffe, Nach fossilen Energieträgern sind nun primäre für den Kraftstoff-Motor gefragt, Sagerer, R., in: DER NAHVERKEHR, 14. Jg., 10/96, S. 20 ff.
- SBB 1992 Umweltbilanz Huckepack-Korridor Gotthard, Bericht, Generaldirektion SBB, Bern 1992
- SBB 1994 SBB: Umweltbilanz Huckepackkorridor Gotthard, Bern 1994
- Schaltegger et al. 1996 Innovatives Management staatlicher Umweltpolitik, Schaltegger et al., Basel 1996
- Schaltegger und Sturm 1992: Ökologieorientierte Entscheidungen in Unternehmen, Schriftenreihe des Instituts für Betriebswissenschaften WWZ Basel, Bern 1994
- SER 1996 Leiser Güterzug der DB AG, (iw), in: Schweizer Eisenbahn-Revue, 1-2/1996, S. 53.

- SIA 1996 Bauteildokumentation Schallschutz im Hochbau, Zusammenstellung gemessener Bauteile, Dokumentation D 0139, Schweizerischer Ingenieur- und Architekten-Verein SIA, Erarbeitung: Grolimund & Petermann AG Bern, Zürich 1996
- SOB 1997 Lärmschutzmassnahmen am Rollmaterial, info 158, Schweizerische Südostbahn SOB, Koenig, Wädenswil, 20.8.97
- Soguel 1991 Soguel N. et.al., L'évaluation des nuisances du trafic routier en ville de Neuchâtel, Neuchâtel 1991
- Sterner 1992 Thomas, Dahl Carol, Franzén Mikael, Gasoline Tax Policy, Carbon Emissions and the Global Environment, in: Journal of Transport Economics and Policy, May 1992
- Storchmann 1997 Storchmann Karl-Heinz, Europäische Umweltabgabe auf den Pkw-Verkehr?- Empirische Analyse der Kraftstoffnachfrage, in: Zeitschrift für Verkehrswissenschaft, Jg. 68, 1997
- Synergo et.al 1997 Cost 616 Citair: „Gaining breath.....and time, a learnig scheme developing environment-oriented urban transport policies and strategies (in Bearbeitung)
- TCS 1993 Messbericht: Oekologisch Fahren, Messungen mit der Mobilen Abgas-Messanlage (MAMA), Touring Club der Schweiz, Technik + Umwelt, 1993
- TCS 1995 Schadstoffemissionen bei verschiedenen Geschwindigkeiten, Teilbericht Etappe 1: 30/50 km/h, Forschungsauftrag 63/92 auf Antrag des Bundesamtes für Strassenbau, September 1995
- UBA 1992 Forschungsvorhaben Flächenhafte Verkehrsberuhigung, Auswirkungen auf die Umwelt, Dorsch Consult, Berlin 1992
- UBA 1992 Umweltbundesamt Berlin: Umweltschutzmassnahmen und volkswirtschaftliche Rentabilität, Berlin 1992
- VDI 1995 Reifen, Fahrwerk, Fahrbahn: Tagung Hannover, 19./20. Okt. 1995, VDI-Gesellschaft Fahrzeug- und Verkehrstechnik, VDI Berichte Nr. 1244, Düsseldorf 1995

- de Veer, Ullrich 1995 Konzeptionen lärmmindernder Fahrbahndeckschichten von Autobahnen, de Veer, H., Ullrich, S., in: Reifen, Fahrwerk, Fahrbahn: Tagung Hannover, 19./20. Okt. 1995, VDI-Gesellschaft Fahrzeug- und Verkehrstechnik, VDI Berichte Nr. 1244, Düsseldorf 1995
- VN 1998 Richtiges Fahrverhalten spart bis zu 25 Prozent Benzin, in: Verkehrs-Nachrichten – Bürger und Verkehr, Hrsg.: Pressereferat des Bundesministers für Verkehr, Heft 4, April 1998, Bonn, S. 3f.
- Wallart Wallart, N., Cars and Environment in Switzerland: what Kind of Taxes? University of Geneva, Geneva (Tagungsbeitrag)
- Wanner H.U., Bernath H.J. 1994, Beschwerden gegen den Regierungsrat des Kantons Luzern wegen Tempobeschränkungen auf Streckenabschnitten der N2 und N14, Expertise, 1994
- Wasserfallen W., Güntensperger H., 1988, Gasoline Consumption and the Stock of Motor Vehicles, in: Energy Economics, October 1988
- ZKB 1993 Zürcher Kantonalbank, Institut für empirische Wirtschaftsforschung der Universität Zürich: Saubere Luft im Kanton Zürich, Leitlinie für eine effiziente Luftreinhaltepolitik, Zürich 1993
- ZUP 1997a Lärmschutz – wo stehen wir?, Themenheft in der Reihe ZÜRCHER UMWELTPRAXIS, Informations-Bulletin der Umweltschutz-Fachverwaltung des Kantons Zürich, 4. Jg., Nr. 12 / März 1997, Zürich 1997
- ZUP 1997b ZÜRCHER UMWELTPRAXIS, Informations-Bulletin der Umweltschutz-Fachverwaltung des Kantons Zürich, 4. Jg., Nr. 13 / Juli 1997, Zürich 1997

Forschungsberichte auf Antrag der Vereinigung Schweizerischer Verkehrsingenieure (SVI)
Rapports de recherche sur proposition de l'Association suisse des ingénieurs en transports
 (erschieden im Rahmen der Forschungsreihe des UVEK / parus dans le cadre des recherches du DETEC)

- 1980 **Velo- und Mofaverkehr in den Städten**
(R. Müller)
- 1980 **Anleitung zur Projektierung einer Lichtsignalanlage**
(Seiler Niederhauser Zuberbühler)
- 1981 **Güternahverkehr, Gesetzmässigkeiten**
(E. Stadtmann)
- 1981 **Optimale Haltestellenabstände beim öffentlichen Verkehr**
(Prof. H. Brändli)
- 1982 **Entwicklung des schweizerischen Strassenverkehrs ***
(SNZ Ingenieurbüro AG)
- 1983 **Lichtsignalanlagen mit oder ohne Uebergangssignal Rot-Gelb**
(Weber Angehrn Meyer)
- 1983 **Güternahverkehr, Verteilungsmodelle**
(Emch + Berger AG)
- 1983 **Parkraumbewirtschaftung als Mittel der Verkehrslenkung ***
(Glaser + Saxer)
- 1984 **Le rôle des taxis dans les transports urbains (franz. Ausgabe)**
(Transitec)
- 1984 **Park and Ride in Schweizer Städten ***
(Balzari & Schudel AG)
- 1986 **Verträglichkeit von Fahrrad, Mofa und Fussgänger auf gemeinsamen Verkehrsflächen ***
(Weber Angehrn Meyer)
- 1987 **Verminderung der Umweltbelastungen durch verkehrsorganisatorische und -technische Massnahmen ***
(Metron AG)
- 1987 **Provisorischer Behelf für die Umweltverträglichkeits-Prüfung von Verkehrsanlagen ***
(Büro BC, Jenni + Gottardi AG, Scherrer)
- 1988 **Bestimmungsgrössen der Verkehrsmittelwahl im Güterverkehr ***
(Rapp AG)
- 1988 **EDV-Anwendungen im Verkehrswesen**
(IVT, ETH Zürich)
- 1988 **Forschungsvorschläge Umweltverträglichkeitsprüfung von Verkehrsanlagen**
(Büro BC, Jenni & Gottardi AG, Scherrer)
- 1989 **Vereinfachte Methode zur raschen Schätzung von Verkehrsbeziehungen ***
(P. Widmer)
- 1990 **Planungsverfahren bei Ortsumfahrungen**
(Toscano-Bernardi-Frey AG)
- 1990 **Anteil der Fahrzeugkategorien in Abhängigkeit vom Strassentyp**
(Abay & Meyer)
- 1991 **Busbuchten, ja oder nein?***
(Zwicker und Schmid)
- 1991 **EDV-Anwendung im Verkehrswesen, Katalog 1990**
(IVT, ETH Zürich)
- 1991 **Mofa zwischen Velo und Auto**
(Weber Angehrn Meyer)
- 1991 **Erhebung zum Güterverkehr**
(Abay & Meier, Albrecht & Partner AG, Holinger AG, RAPP AG, Sigmaplan AG)
- 1991 **Mögliche Methoden zur Erstellung einer Gesamtbewertung bei Prüfverfahren**
(Basler & Partner AG)
- 1992 **Einsatzkonzepte und Integrationsprobleme der Elektromobile***
(U. Schwegler)
- 1992 **UVP bei Strassenverkehrsanlagen, Anleitung zur Erstellung von UVP-Berichten***
(Büro BC, Jenni & Gottardi AG, Scherrer)
erschieden auch als Mitteilungen zur UVP Nr. 7/Mai 1992 des BUWAL
- 1992 **Von Experten zu Beteiligten - Partizipation von Interessierten und Betroffenen beim Entscheiden über Verkehrsvorhaben**
(J. Dietiker)
- 1992 **Fehlerrechnung und Sensitivitätsanalyse für Fragen der Luftreinhaltung: Verkehr - Emissionen - Immissionen ***
(INFRAS)

- 1993 **Indikatoren im Fussgängerverkehr ***
(RAPP AG)
- 1993 **Velofahren in Fussgängerzonen**
(P. Ott)
- 1993 **Vernetztes bzw. ganzheitliches Denken bei Verkehrsvorhaben**
(Jauslin + Stebler, Rudolf Keller AG)
- 1993 **Untersuchung des Zusammenhanges von Verkehrs- und Wandermobilität**
(synergo, Jenni + Gottardi AG)
- 1993 **Einsatzmöglichkeiten und Grenzen von flexiblen Nutzungen im Strassenraum**
(Sigmaplan AG)
- 1993 **EIE et infrastructures routières, Guide pour l'établissement de rapports d'impact**
(Büro BC, Jenni + Gottardi AG, Scherrer)
erschieden als Mitteilungen zur UVP Nr. 7(93) / Juli 1993 des BUWAL/parus comme informations concernant l'étude de l'impact sur l'environnement EIE No. 7(93) / juillet 1993 de l'OFEFP
- 1993 **Handlungsanleitung für die Zweckmässigkeitsprüfung von Verkehrsinfrastrukturprojekten, Vorstudie**
(Jenni + Gottardi AG)
- 1994 **Leistungsfähigkeit beim Fahrstreifenabbau auf Hochleistungsstrassen**
(Rutishauser, Mögerle, Keller)
- 1994 **Perspektiven des Freizeitverkehrs, Teil 1: Determinanten und Entwicklungen***
(R + R Burger AG, Büro Z)
- 1995 **Verkehrsentwicklungen in Europa, Vergleich mit den schweizerischen Verkehrsperspektiven**
(Prognos AG / Rudolf Keller AG)
erschieden als GVF-Auftrag Nr. 267 des GS EVED Dienst für Gesamtverkehrsfragen / paru au SG DFTCE Service d'étude des transports No. 267
- 1996 **Einfluss von Strassenkapazitätsänderungen auf das Verkehrsgeschehen**
(SNZ Ingenieurbüro AG)
- 1997 **Zweckmässigkeitsbeurteilung von Strassenverkehrsanlagen**
(Jenni + Gottardi AG)
- 1997 **Verkehrsgrundlagen für Umwelt- und Verkehrsuntersuchungen**
(Ernst Basler + Partner AG)
- 1998 **Entwicklungsindices des Schweizerischen Strassenverkehrs**
(Abay + Meier)
- 1998 **Kennzahlen des Strassengüterverkehrs in Anlehnung an die Gütertransportstatistik 1993**
(Albrecht & Partner AG / Symplan Map AG)
- 1998 **Was Menschen bewegt. Motive und Fahrzwecke der Verkehrsteilnahme**
(J. Dietiker)
- 1998 **Das spezifische Verkehrspotential bei beschränktem Parkplatzangebot**
(SNZ Ingenieurbüro AG)
- 1998 **La banque de données routières STRADA-DB somme base de modèles de trafic**
(Robert-Grandpierre et Rapp SA / INSER SA / Rosenthaler & Partner AG)
- 1998 **Perspektiven des Freizeitverkehrs. Teil 2: Strategien zur Problemlösung**
(R + R Burger und Partner, Büro Z)
- 1998 **Kombinierte Unter- und Überführung für FussgängerInnen und VelofahrerInnen**
(Büro BC / Pestalozzi & Stäheli)
- 1998 **Kostenwirksamkeit von Umweltschutzmassnahmen**
(INFRAS)
- 1998 **Abgrenzung zwischen Personen- und Güterverkehr**
(Prognos AG)

Die Berichte können bezogen werden bei / Les rapports peuvent être commandés au:

SVI Sekretariat, Postfach 421, 8034 Zürich
Telefon: 01 984 18 84, Telefax 01 984 25 65
E-Mail: ganz2@swissonline.ch

* vergriffen: Diese Exemplare können auf Wunsch nachkopiert werden /
épuisé: Selon désir, ces rapports peuvent être copiés.