

Ökonomische Bewertung von Umweltschäden
METHODENKONVENTION 2.0 ZUR
SCHÄTZUNG VON UMWELTKOSTEN
(inklusive Anhang A und B)

Ökonomische Bewertung von Umweltschäden
**METHODENKONVENTION 2.0 ZUR
SCHÄTZUNG VON UMWELTKOSTEN**

Impressum

Herausgeber: Umweltbundesamt
Pressestelle
Wörlitzer Platz 1
06844 Dessau-Roßlau

E-Mail: pressestelle@uba.de
Internet: www.umweltbundesamt.de

Stand: August 2012

Redaktion: Fachgebiet I 1.4 -
Wirtschafts- und sozialwissenschaftliche Umweltfragen,
nachhaltiger Konsum

Bearbeitung: Dr. Sylvia Schwermer

Gestaltung: UBA

Titelfoto: © Wrangler / Fotolia.de

1	Einleitung.....	8
1.1.	Die ökonomische Bewertung von Umweltschäden im Kontext der leitbildorientierten Umweltpolitik .	8
1.2.	Erfahrungen mit der Schätzung von Umweltschadenskosten	12
1.3.	Zielsetzung und Aufbau der Methodenkonvention	14
2	Maßstäbe zur ökonomischen Bewertung von Umweltkosten	16
2.1.	Welche Maßstäbe brauchen wir?	16
2.2.	Bewertungsmaßstab individuelle Präferenzen.....	16
2.3.	Gesellschaftliche Bewertungen und Expertenurteile als Maßstab für die Bewertung	18
2.4.	Bewertung irreversibler Schäden.....	20
2.5.	Berücksichtigung der Unsicherheit und der Risikoaversion bei der Schätzung von Umweltkosten	22
2.5.1.	Bewertung bei Risikoneutralität	22
2.5.2.	Bewertung bei Risikoaversion	23
2.5.3.	Bewertung von Damokles-Risiken (Katastrophenrisiken)	26
2.5.4.	Exkurs: Zur Bewertung von Kernkrafttrisiken	27
2.5.5.	Zur Einbeziehung des Vorsorgeprinzips: Die Bewertung von Pythia-Risiken.....	29
2.5.6.	Exkurs: Zur Rolle gesellschaftlicher Diskurse bei der Risikobewertung	31
2.5.7.	Exkurs: Strategien zum Umgang mit Ungewissheit.....	32
2.6.	Diskontierung künftiger Kosten und Nutzen	33
2.7.	Zusammenfassung der Maßstäbe	36
3	Kostenkategorien zur Schätzung von Umweltkosten	40
3.1.	Schadenskosten als Maßstab für die Zahlungsbereitschaft	40
3.2.	Vermeidungskosten als Hilfsgröße zur Bestimmung von Umweltkosten	42
3.3.	Gesamtkosten, Durchschnittskosten und Grenzkosten von Umweltschäden.....	43
3.3.1.	Gesamtkosten.....	43
3.3.2.	Durchschnittskosten	44
3.3.3.	Grenzkosten	44
3.4.	Methodisches Vorgehen zur Schätzung von Umweltschadenskosten	45
3.4.1.	Wirkungspfadansatz	46
3.4.2.	Standard-Preis-Ansatz	48
3.4.3.	Erweiterter Wirkungspfadansatz: Kombination des Wirkungspfadansatzes und des Standard-Preis-Ansatzes	49
3.4.4.	Top-down-Ansatz zur Bewertung von Umweltschäden	50
3.4.5.	Empfehlungen der Methodenkonvention zur Auswahl des Bewertungsansatzes.....	51

4	Standardisiertes Vorgehen zur ökonomischen Bewertung von Umweltschäden	52
4.1.	Schritt 1: Beschreibung der Zielsetzung	53
4.2.	Schritt 2: Untersuchungsgegenstand konkretisieren und Systemgrenzen festlegen	54
4.3.	Schritt 3: Darstellung der relevanten Umwelteinwirkungen	55
4.4.	Schritt 4: Ursache-Wirkungsbeziehungen darstellen (Wirkungsabschätzung)	56
4.5.	Schritt 5: Zuordnung zu ökonomischen Nutzen- und Kostenkategorien	58
4.6.	Schritt 6: Ökonomische Bewertung	59
4.7.	Schritt 7: Darstellung und Interpretation der Ergebnisse	60
5	Leitlinien zur Methodenauswahl	63
5.1.	Überblick über die wichtigsten Bewertungsmethoden	63
5.2.	Leitlinien zur Methodenauswahl	65
6	Zusammenfassung	67
7	Literaturverzeichnis	72

Übersicht 1: Kategorien des ökonomischen Gesamtwerts von Gütern	17
Übersicht 2: In der Schweiz verwendete Risikoklassen und Aversionsfaktoren.....	25
Übersicht 3: Beispiel einer Entscheidungsmatrix	32
Übersicht 4: Kostenkategorien zur Schätzung von Umweltschadenskosten.....	41
Übersicht 5: Beispiel: Umweltkosten des Verkehrs	44
Übersicht 6: Der Wirkungspfadansatz zur Erfassung von Umweltkosten.....	47
Übersicht 7: Mit Hilfe der Wirkungspfadanalyse (Luftpfad) ermittelbare Umweltkosten	48
Übersicht 8: Der erweiterte Wirkungspfadansatz zur Berechnung von Umweltkosten .	50
Übersicht 9: Vorgehensweise bei der Analyse und Bewertung von Umweltkosten.....	52
Übersicht 10: Beispiel zu betrieblichen Umwelteinwirkungen.....	56
Übersicht 11: Beispiele für Umweltprobleme und korrespondierende relevante Umwelteinwirkungen	57
Übersicht 12: Formblatt 1: Allgemeine Angaben zur Studie.....	61
Übersicht 13: Formblatt 2: Schadenskategorien	62
Übersicht 14: Anwendungsfelder Bewertungsmethoden	64

Vorbemerkung

Die Umweltpolitik muss sich heute mehr als in früheren Zeiten dem ökonomischen Kalkül stellen. Die ökonomische Bewertung von Umweltschäden ermöglicht es, den ökonomischen Nutzen umweltpolitischer Maßnahmen zu schätzen, denn Umweltpolitik vermeidet Umwelt- und Gesundheitsschäden in der Gegenwart und Zukunft. In keinem Bereich tritt dies derzeit so deutlich zu Tage wie bei der Klimapolitik. Alle neuen Veröffentlichungen belegen, dass Klimaschutz lohnend ist, denn die Kosten der Klimaschutzmaßnahmen sind geringer als die Kosten des Nicht-Handelns.

Ökonomisch bewerten heißt abwägen zwischen verschiedenen Möglichkeiten und Zielen. Bewertungen erfordern Werturteile. Wie ist ein Schaden definiert, wie sind verschiedene Schutzgüter gegeneinander abzuwägen, wie sind heutige gegenüber künftigen Schäden zu gewichten, wie gehen wir mit der Ungewissheit über das Eintreten künftiger Erträge und Risiken um? Das sind nur einige der werturteilsgebundenen Fragen, denen wir uns stellen müssen. Dies gilt generell, nicht nur bei der ökonomischen Bewertung. Die Methodenkonvention des Umweltbundesamtes greift diese Fragen auf. Wir wollen mit der Methodenkonvention unsere Werturteile und Maßstäbe, die wir an die Bewertung der Umweltschäden (und der vermiedenen Umweltschäden) legen, darstellen und begründen. Damit möchte das Umweltbundesamt einen Beitrag zur Transparenz und Konsistenz der umweltpolitischen Entscheidungsfindung leisten. Die Maßstäbe sind übersetzt in das Handwerkszeug der Ökonomen: Kostenkategorien, Zahlungsbereitschaften, Diskontraten, Risikoaversionsfaktoren, um nur einige Begriffe zu nennen.

Die im Jahr 2007 veröffentlichte Erstauflage der Methodenkonvention war das Ergebnis umfangreicher Diskussionen im Umweltbundesamt, mit politischen Entscheidungsträgern und Wissenschaftlern. Wissenschaftlichen Input leistete das Forschungsprojekt „Maßstäbe zur Schätzung umweltrelevanter externer Kosten“ unter der Federführung des Instituts für rationelle Energieanwendung (IER, Stuttgart) und mit Einbindung eines wissenschaftlichen Projektbegleitkreises.¹

Um neue Forschungsergebnisse bei der Schätzung von Umweltkosten zu berücksichtigen, beauftragte das UBA im Jahr 2009 das Institut für Energiewirtschaft und rationelle Energieanwendung (IER, Stuttgart) und das Forschungsinstitut Infras, Zürich mit dem Forschungsprojekt „Schätzung externer Umweltkosten und Vorschläge zur Kosteninternalisierung in ausgewählten Politikfeldern“. Teil des Forschungsprojektes war die Überprüfung und Aktualisierung der Methodenkonvention im Hinblick auf aktuelle wissenschaftliche Entwicklungen. Die Ergebnisse sind in Anhang B „Best-Practice-Kostensätze für Luftschadstoffe, Verkehr, Strom- und Wärmeerzeugung“ dokumentiert.

¹ Bearbeiter des Projektes waren Prof. Dr. Rainer Friedrich, Dr. Peter Bickel, Dr. Alexander Greßmann, Bernhard Droste-Franke (IER), Prof. Dr. Otmar Renn (Uni Stuttgart), Markus Maibach (Infras Zürich), Dr. Michael Thöne (FiFo Köln). Mitglieder des Projektbegleitkreises waren: Dr. Dieter Ewringmann, Prof. Dr. Ulrich Hampicke, Prof. Dr. Olaf Hohmeyer, Prof. Dr. Holm-Müller, Prof. Dr. Volkmar Hartje, Markus Maibach, Prof. Dr. Werner Schulz.

Mit den vorgeschlagenen Bewertungsgrundsätzen lassen sich beispielsweise Kostensätze für externe Kosten der Stromerzeugung begründen. Ihre Berücksichtigung lässt viele Energieeffizienzmaßnahmen in einem anderen Licht erscheinen. Denn sie sparen nicht nur Energiekosten ein, sondern vermeiden auch Umwelt- und Gesundheitsschäden. Gesamtwirtschaftlich betrachtet ist daher ihre Rentabilität erheblich höher als bei einer rein betriebswirtschaftlichen Analyse.

1 Einleitung

1.1. Die ökonomische Bewertung von Umweltschäden im Kontext der leitbildorientierten Umweltpolitik

Der Begriff Umweltschaden umfasst sowohl Schäden an Gesundheit und Eigentum² als auch den erweiterten Umweltschaden (ökologischer Schaden, z. B. Schäden an der Artenvielfalt). Die Beantwortung der Frage, ob – und falls ja, in welchem Ausmaß – ein Umweltschaden vorliegt, muss sich sowohl auf naturwissenschaftliche Erkenntnisse als auch auf gesellschaftliche Wertungen stützen. Der ökonomischen Bewertung des Schadens ist daher die Feststellung über Art und Ausmaß des Schadens – im Sinne einer gesellschaftlichen Wertung - vorgelagert. Das Leitbild der nachhaltigen Entwicklung dient hierzu als Rahmen für die Bewertung.

Wesentliche Bedingungen einer nachhaltigen Entwicklung sind, dass die Funktionen der Umwelt für den Menschen

- ➔ als Lebensraum und als Standort für wirtschaftliche Aktivitäten,
- ➔ als Quelle für erneuerbare und nicht-erneuerbare Ressourcen und
- ➔ als Aufnahmemedium für Schadstoffe

nicht weiter gefährdet werden. Daraus ergeben sich – in Anlehnung an die Enquete-Kommission „Schutz des Menschen und der Umwelt“³ des Deutschen Bundestages - vier Handlungsgrundsätze:

1. Die Nutzung einer Ressource darf auf Dauer nicht größer sein als ihre Regenerationsrate oder die Rate der Substitution all ihrer Funktionen.
2. Die Freisetzung von Stoffen darf auf Dauer nicht größer sein als die Tragfähigkeit der Umweltmedien oder als deren Assimilationsfähigkeit.
3. Gefahren und unvertretbare Risiken durch anthropogene Einwirkungen sind zu vermeiden.
4. Das Zeitmaß anthropogener Eingriffe in die Umwelt muss in einem ausgewogenen Verhältnis zu der Zeit stehen, die die Umwelt zur selbst stabilisierenden Reaktion benötigt.

Diese Handlungsgrundsätze definieren die Grenzen für wirtschaftliche und soziale Entwicklungspfade. Die ersten beiden Grundsätze beziehen sich dabei auf die Betrachtung der Umwelt als Rohstofflieferantin, auf die man sich lange Zeit beschränkt hat. In den letzten beiden Regeln steckt der Gedanke, dass die Funktionsfähigkeit der Ökosysteme nicht durch Einwirkungen des Wirtschaftens außer Kraft gesetzt werden darf⁴.

² Im deutschen Umweltrecht waren Umweltschäden lange auf diese Arten von Schädigungen beschränkt.

³ Enquete-Kommission (1994).

⁴ Vgl. hierzu Geisendorf u. a. (1998).

Die Orientierung am Leitbild der nachhaltigen Entwicklung verlangt eine umfassende Berücksichtigung der Reaktionsfähigkeit und Tragkapazität ökologischer Systeme. Auf Basis naturwissenschaftlicher Erkenntnisse können die Folgen der heutigen Umweltnutzung verdeutlicht und - ausgehend von den o. g. Handlungsgrundsätzen - Umweltqualitätsziele vorgeschlagen werden.

Für die Gestaltung der Umweltpolitik ist es notwendig, Umwelthandlungsziele und Umweltstandards zu entwickeln, die in enger Beziehung zu den Umweltqualitätszielen stehen. Schutzgut- oder medienbezogene Umwelthandlungsziele beschreiben, welche Verringerung der Einwirkungen auf die Umwelt erforderlich ist, um ein Umweltqualitätsziel zu erreichen. Umweltstandards sind spezifizierte Festsetzungen zur Begrenzung verschiedener Arten anthropogener Einwirkungen auf den Menschen und/oder die Umwelt sowie quellenbezogene Festsetzungen. Im Idealfall stellen daher Umwelthandlungsziele und Umweltstandards eine Art handlungsorientierte Übersetzung des zugrunde liegenden Umweltqualitätsziels dar.

Die Festlegung der gewünschten Umweltqualität und der hieraus ableitbaren Umwelthandlungsziele muss in einem gesellschaftlichen Prozess erfolgen. Für Deutschland ist dies – abgesehen von den vorher bestehenden fachrechtlichen Regelungen – mit der Nachhaltigkeitsstrategie der Bundesregierung, ihren Zielen und Indikatoren, in einem wichtigen Schritt geschehen.⁵

Für die Entwicklung und Umsetzung einer am Leitbild der nachhaltigen Entwicklung orientierten Umweltpolitik ist die ökonomische Bewertung in mehrerer Hinsicht bedeutend.

- ➔ **Ökonomische Tragweite der Umwelthandlungsziele verdeutlichen:** Bereits bei der Formulierung der Umweltqualitäts- und der Umwelthandlungsziele im Vorfeld der Entscheidungsfindung können Informationen über die ökonomische Tragweite unterlassenen Umweltschutzes den gesellschaftlichen Diskussionsprozess befruchten und zur Konsensbildung beitragen⁶.
- ➔ **Wirkungen auf die Umwelt in Gesetzesfolgenabschätzungen (Regulatory Impact Assessments) adäquat berücksichtigen:** Zur Beurteilung umweltpolitischer Maßnahmen und Instrumente spielen die ökonomischen Folgewirkungen eine wichtige Rolle. Wirkungen, die aus einer Verbesserung der Umweltqualität oder - daraus folgend - aus einer Verringerung der Gesundheitsrisiken resultieren, werden oft nur qualitativ bewertet, so dass die positiven Wirkungen umweltpolitischer Instrumente und Maßnahmen vernachlässigt werden oder die Einführung neuer Politiken sogar mit Verweis auf negative Wirkungen für die Wirtschaft und Beschäftigung erschwert wird⁷. Die ökonomische Bewertung der – durch umweltpolitische Maßnahmen und Instrumente – vermiedenen Umweltschäden hat den Vorteil, dass sie in die Abwägung zwischen Kosten und Nutzen der betrachteten Instrumente oder Maßnahmen adäquat einfließen kann. Hierfür ist es jedoch erfor-

⁵ Zum aktuellen Stand der Nachhaltigkeitsstrategie vgl. Bundesregierung (2012).

⁶ Vgl. hierzu die Ausführungen in Rat von Sachverständigen für Umweltfragen (Umweltgutachten 1998).

⁷ Vgl. hierzu beispielsweise die Diskussionen um die Neugestaltung der europäischen Chemikalienpolitik (REACH). Eine Zusammenfassung findet man in BMU Umwelt (2005).

derlich, dass die Bewertung der vermiedenen Umwelt- und Gesundheitsschäden auf einer akzeptierten Bewertungsmethode beruht.

- ➔ **Hauptverursacher identifizieren und externe Kosten verursachergerecht anlasten:** Eine besondere Bedeutung entfaltet die ökonomische Bewertung der Umweltschäden oder die verursacherbezogene Schätzung der Kosten umweltschädigender Aktivitäten bei der Gestaltung und Beurteilung umweltpolitischer Instrumente, mit denen Umweltqualitätsziele und Umwelthandlungsziele erreicht werden sollen. Hierbei steht die Zielsetzung der verursachergerechten Internalisierung der externen Kosten im Vordergrund. Die ökonomische Bewertung der Umweltschäden hat daher einen hohen Stellenwert für die fachliche Fundierung von Abgaben und Subventionen nach Umweltschutz Gesichtspunkten. So lässt sich der Kritik willkürlicher oder rein fiskalisch motivierter Erhöhungen von Umweltabgaben durch eine wissenschaftliche Fundierung von „Unbedenklichkeitsschwellen“ – im Sinne einer Untergrenze der Schadenskosten – begegnen.
- ➔ **Vergleichende Umweltbewertung ermöglichen:** Außerdem ermöglicht die ökonomische Bewertung, Umweltauswirkungen, die in verschiedenen Bereichen auftreten, vergleichbar zu machen und zu einer Gesamtschadenssumme zu aggregieren. Möglich ist dies – anders als in primär naturwissenschaftlich orientierten Bewertungsansätzen, wie der Ökobilanzmethode – durch die anthropozentrische Fundierung der ökonomischen Bewertung, bei der nicht die verschiedenen Umweltschäden, sondern ihre Wirkungen auf die (monetarisierten) Nutzen aufsummiert werden. Damit leistet die ökonomische Bewertung einen wichtigen Beitrag zur „Übersetzung“ komplexer Umweltprobleme in der umweltpolitischen Debatte.

Ökonomische Bewertungen zielen darauf, die Kosten der Umweltnutzung und die Umweltschäden in Geldeinheiten zu beziffern. Im ökonomischen Sinn ist die Umweltnutzung mit Kosten verbunden, falls es konkurrierende oder sich ausschließende Nutzungsmöglichkeiten gibt und/oder die Qualität eines Gutes (über das als tolerierbar angesehene Maß hinaus) beeinträchtigt wird. Dies bedeutet, dass es sich bei dem betrachteten Umweltgut um ein im ökonomischen Sinn knappes Gut handelt.⁸ Die Einleitung der Abwässer in ein Gewässer kann beispielsweise mit der Nutzung für die Fischzucht, zur Trinkwassernutzung, für Produktionszwecke, zur Erholung oder als Lebensraum für Pflanzen und Tiere konkurrieren. Ein Biotop kann als Naturschutzgebiet erhalten oder durch den Bau einer Umgehungsstraße beeinträchtigt oder zerstört werden. Die Entscheidung für eine Nutzungsart bedeutet gleichzeitig den Verzicht auf alternative Nutzungsmöglichkeiten.⁹ Neben diesen direkten Nutzungskosten sind aber auch indirekte Kosten zu berücksichtigen, etwa soweit sich eine verschlechterte Umweltqualität – direkt oder über verschiedene Wirkungspfade - negativ auf die Gesundheit der Menschen auswirkt.

⁸ Im Unterschied dazu spricht man in der ökonomischen Theorie von freien Gütern, wenn es keine Nutzungskonkurrenzen gibt und die Qualität durch die Nutzung nicht verschlechtert wird.

⁹ Die Bewertung erfolgt in diesem Fall üblicherweise mit dem Opportunitätskostenansatz. Dies bedeutet, dass die Kosten der Nutzung mindestens so hoch zu beziffern sind wie die Erträge aus der nächstbesten Nutzungsmöglichkeit.

Sofern die Akteure die mit der Nutzung der Umwelt einhergehenden Wirkungen nicht - oder nicht ausreichend - in ihr ökonomisches Entscheidungskalkül einbeziehen, spricht man von externen Effekten. Die monetär bewerteten negativen Wirkungen bezeichnet man als externe Kosten. Charakteristisch für externe Kosten ist die Tatsache, dass nicht die Verursacher diese Kosten tragen, sondern Individuen (oder auch die Gesellschaft als Ganzes), die in keiner direkten oder indirekten Marktbeziehung zu den Verursachern stehen. Im Ergebnis stellt sich eine Situation ein, in der die Umwelt über ein ökonomisch optimales Maß hinaus beansprucht wird.

Externe Umweltkosten und Umweltschadenskosten werden in der Literatur oftmals synonym verwendet. Umweltschadenskosten sind jedoch umfassender als externe Umweltkosten. Denn nur der Teil der Kosten, der nicht den Verursachern angelastet – internalisiert – wird, lässt sich den externen Kosten zurechnen. Diese Unterscheidung spielt eine Rolle, wenn die Höhe der Umweltkosten für die Beurteilung oder Gestaltung umweltpolitischer Instrumente herangezogen wird, etwa um die Frage zu beantworten, inwieweit die externen Kosten der Stromerzeugung mit den bestehenden Instrumenten den Verursachern angelastet sind.

Externe Kosten und Möglichkeiten der verursachergerechten Internalisierung

Es gibt zahlreiche Beispiele für externe Effekte: Eine Anlage, die Stickstoffoxide (NO_x) emittiert, verursacht beispielsweise Materialschäden an Gebäuden. Hierbei handelt es sich um einen negativen externen Effekt, falls der Betreiber der Anlage für die Beseitigung dieser Schäden nicht aufkommen muss und sie damit bei seiner Produktionsentscheidung nicht als (Folge-)Kosten berücksichtigt. Werden diese externen Kosten dem Verursacher jedoch angelastet, so wird er die NO_x-Emissionen so weit vermeiden, bis die Zusatzkosten einer weiteren Reduzierung der Emissionen den dadurch ersparten Sanierungskosten entsprechen.

Aus Gründen des Umweltschutzes und zur Erhöhung der gesellschaftlichen Wohlfahrt sollten externe Kosten deshalb dem Verursacher angelastet – „internalisiert“ – werden. Dies kann mit verschiedenen Instrumenten geschehen: Durch eine Abgabe oder Steuer auf die umweltschädigende Aktivität (z. B. Emission von Schadstoffen) erfolgt eine Internalisierung über Preise. Die Höhe der Steuer bemisst sich im Idealfall an den Grenzkosten des Schadens (zusätzliche Kosten für die Umwelt pro emittierter Schadstoffeinheit). Der Verursacher hat einen Anreiz, die Emissionen zu reduzieren, solange die hierdurch eingesparte Steuer höher ist als die Kosten der Reduzierung. Der Anreizmechanismus durch die Steuer führt daher im Idealfall zu einem Ausgleich von Grenzschadenskosten und Grenzvermeidungskosten.

Auch die Festlegung von Emissionsgrenzwerten oder die Maßgabe, bei Neuinvestitionen nach dem Stand der Technik zu verfahren, führt zu einer Internalisierung externer Kosten, da die Kosten der Emissionsvermeidung von den Verursachern (z. B. durch erhöhte Investitionskosten für Produktionsanlagen mit integriertem Umweltschutz oder additiven Umweltschutzmaßnahmen) zu tragen sind.

Eine Internalisierung kann auch dadurch erfolgen, dass über eine rechtliche Regelung der Verursacher im Falle eines Schadens für diesen haften muss. Diese Regelung ist insbesondere sinnvoll, falls der Schaden nur mit einer geringen Wahrscheinlichkeit eintritt und der Verursacher durch Risikoreduzierungsmaßnahmen die Möglichkeit des Schadenseintritts verringern kann. Die oben genannten Instrumente lasten die Kosten der Vermeidung dem Verursacher an, während im letzten Fall der Verursacher die Kosten der Entschädigung trägt.

1.2. Erfahrungen mit der Schätzung von Umweltschadenskosten

Die Schätzung von Umweltschadenskosten ist seit vielen Jahren ein fester Bestandteil energie- und umweltpolitischer Diskussionen sowie groß angelegter Forschungsprogramme auf nationaler und internationaler Ebene. Seit Beginn der neunziger Jahre hat es auf EU-Ebene zunehmende Bestrebungen gegeben, die methodischen Grundlagen der Umweltschadensbewertung und der Schätzung von Umweltkosten zu verbessern und die Ergebnisse auch den politischen Entscheidungsträgern zu vermitteln. Prominente Beispiele

le sind das groß angelegte Forschungsprogramm ExterneE (Externe Kosten der Energie¹⁰) der EU-Kommission¹¹ und die Arbeiten zu den externen Kosten des Verkehrs¹².

Aktivitäten zur Vereinheitlichung der Schätzmethoden und der in der Bewertung enthaltenen Maßstäbe sind dringend geboten, um die Nutzbarkeit der Schätzungen für die politische Entscheidungsfindung zu gewährleisten. Zur Illustration: Schätzungen zu den externen Kosten einzelner Energiesysteme weisen zum Teil eine Varianz bis zum Faktor 40 000 auf. Auch bei Schätzungen zu den Klimafolgeschäden ist eine große Bandbreite gegeben.

Worauf sind hohe Varianzen bei der Schätzung von Umweltkosten zurückzuführen?

- ➔ Die Studien enthalten unterschiedliche Schadensarten. Einige Studien weisen nur diejenigen Schadensarten aus, für die es breit akzeptierte Berechnungsmethoden gibt und unterschätzen daher die Höhe der Kosten.
- ➔ Bei der Wirkungsanalyse (naturwissenschaftliche Bewertung) werden unterschiedliche Annahmen über Dosis-Wirkungsbeziehungen gesetzt, die zu verschiedenen Beurteilungen der naturalen Schäden führen.
- ➔ Die Bewertung der Umweltschäden wird mit unterschiedlichen Methoden durchgeführt, die hinsichtlich des Umfangs der Schadenserfassung differieren.
- ➔ Teilweise bewertet man Schäden, teilweise Kosten zur Minderung der Umwelteinwirkungen (Emissionsvermeidungskosten).
- ➔ Die Studien enthalten unterschiedliche normative Annahmen (Maßstäbe), z. B. über die Diskontierung künftig erwarteter Kosten und Nutzen.
- ➔ Risiken werden in unterschiedlicher Weise bei der Bewertung berücksichtigt.
- ➔ Die Studien wählen unterschiedliche Systemgrenzen (z. B. räumliche und zeitliche Abgrenzung).

Im Zuge der jüngsten Forschungsarbeiten konnten etliche neue Erkenntnisse gewonnen und die Schätzmethoden verfeinert werden. Hierbei zeigt sich, dass für einige Schadensbereiche mittlerweile gesicherte Untergrenzen der Umweltkosten angegeben werden können sind. Dies trifft beispielsweise auf Materialschäden, Ernteverluste und umweltbedingte Erkrankungen durch die Emission von Luftschadstoffen zu. Bei anderen wichtigen Schadenskategorien – wie beispielsweise die Bewertung von Ökosystemschäden und Risiken der Kernkraftnutzung – ist dies allerdings nicht gegeben.

Die Bandbreiten der Schätzungen lassen sich eingrenzen, indem man die Maßstäbe, die in die Bewertung einfließen, offen legt, möglichst einheitlich verwendet und Konventionen befolgt, welche Schadenskategorien einzubeziehen und mit welchen Methoden diese zu bewerten sind.

¹⁰ Die Energieerzeugung verursacht externe Effekte u. a. durch die Emission von Luftschadstoffen, die letztlich zu Gesundheitsbeeinträchtigungen, Materialschäden und Verlust an landwirtschaftlichen Erträgen führen.

¹¹ European Commission (1998) und (2005). Mittlerweile gibt es auch mehrere Folgeprojekte u. a. NEEDS, HEATCO, NewExt.

¹² UNITE (2003), INFRAS/IWW (2000) und (2004).

Bandbreiten der Schätzungen lassen sich jedoch nicht völlig vermeiden. In vielen Fällen gibt es keine hinreichend gesicherten Erkenntnisse über in Zukunft eintretende materielle Schäden oder über das Schadensrisiko, so dass die Bandbreiten Ausdruck der bestehenden Unsicherheiten sind.

Wirkungen auf die Umwelt und den Menschen sind in der Regel nicht vollständig quantifizierbar. Die Schätzungen der Umweltkosten geben daher oft nur einen Teil der tatsächlichen Schäden wieder. Dies ist bei der umweltpolitischen Bewertung der Ergebnisse zu berücksichtigen. Dennoch sollten diese Kosten berücksichtigt werden, da sie zumindest Untergrenzen für die tatsächlich zu erwartenden negativen Auswirkungen darstellen.

1.3. Zielsetzung und Aufbau der Methodenkonvention

Die seriöse Schätzung von Umweltschadenskosten erfordert ein hohes Maß an Transparenz der Zielsetzungen, der Annahmen und der Methoden der Bewertung, um eine zutreffende Einordnung und Vergleichbarkeit der ermittelten Kostengrößen zu gewährleisten.

Die vorliegende Methodenkonvention zielt darauf, einheitliche Maßstäbe für die fachliche Bewertung umweltrelevanter Kosten zu entwickeln und die Transparenz der Schätzungen zu verbessern:

1. Den Schwerpunkt der Methodenkonvention bildet die ökonomische Bewertung von Umweltschäden, die Schnittstellen zu anderen Bewertungsverfahren (z. B. qualitative Bewertung) werden verdeutlicht.
2. Die Konvention schafft einen einheitlichen Rahmen für das Verfahren zur Schätzung der Umweltkosten. Hierzu sind die einzelnen Bewertungsschritte detailliert beschrieben.
3. Die Konvention enthält Kriterien für die Beurteilung und Auswahl verschiedener Bewertungsmethoden sowie die Anwendbarkeit der Methoden - in Abhängigkeit von den zu beantwortenden Fragestellungen.
4. Die Konvention schafft Transparenz über die in die Bewertung einfließenden Annahmen und Maßstäbe, indem sie deren Dokumentation nach einem einheitlichen Muster fordert.
5. Die Maßstäbe zur Schätzung der Umweltkosten (normative Elemente der Bewertung) sollen grundsätzlich für alle Studien des Umweltbundesamtes einheitlich sein. Abweichungen vom Normfall sind zu begründen.
6. Die Konvention soll als Leitfaden zur Schätzung von Umweltkosten dienen und ist für Studien, die im Auftrag des Umweltbundesamtes durchgeführt werden, anzuwenden. Zudem enthält die Methodenkonvention Best-Practice-Schätzungen zu Umweltkosten.
7. Die Konvention richtet sich auch an einen breiteren Kreis von Nutzern der Schätzungen, die damit überprüfen können, welche Maßstäbe den Schätzungen zugrunde liegen. Darüber hinaus stellt sie ein Angebot für externe Forschergruppen dar, ihre Studien anschlussfähig und vergleichbar zu gestalten.

Das Umweltbundesamt hat, um die Erarbeitung der Methodenkonvention zu unterstützen, das Forschungsprojekt „Schätzung externer Umweltkosten und Vorschläge zur Kosteninternalisierung in ausgewählten Politikfeldern“ an das Institut für Rationelle Energieanwendung (IER) vergeben. Vorschläge zur Risikobewertung hat Herr Prof. Otmar Renn im Rahmen eines Unterauftrages zu diesem Projekt entwickelt. Die Auftragnehmer haben zu Fragestellungen, die für die Bewertung relevant sind, Sachstandspapiere erarbeitet, die mit einem wissenschaftlichen Projektbegleitkreis diskutiert wurden. Die in die Methodenkonvention eingeflossenen Leitlinien spiegeln zu einem großen Teil die in diesem Projektbegleitkreis erzielten Ergebnisse wider.¹³ Das Forschungsprojekt machte deutlich, dass die methodischen Grundsätze der bereits 2007 vom UBA veröffentlichten Methodenkonvention weiterhin gültig sind. Wissenschaftliche Weiterentwicklungen gab es vor allem bei der Schätzung von Umweltkosten, z. B. durch Verbesserungen bei der Schätzung von Ursache-Wirkungsbeziehungen, die bessere Modellierung der Verkehrsemissionen und eine Weiterentwicklung bei den Emissionsfaktoren.

Kapitel 2 behandelt ausführlich die Maßstäbe, welche für die Methodenkonvention festgelegt werden. Die Verwendung einheitlicher Maßstäbe ist eine notwendige Voraussetzung für konsistente fachliche Bewertungen. Die Maßstäbe müssen sich auch in den zu schätzenden Kostenkategorien widerspiegeln. Kapitel 3 definiert die für die Methodenkonvention relevanten Kostenkategorien und gibt Empfehlungen zur Auswahl des Bewertungsansatzes. Kapitel 4 beschreibt ein standardisiertes Vorgehen für ökonomische Bewertungen, indem – nach Bewertungsschritten gegliedert – Empfehlungen zur Vorgehensweise gegeben werden. Schwerpunkt der Methodenkonvention ist die ökonomische Bewertung. Kapitel 5 fasst die für die Umweltbewertung wichtigsten Methoden kurz zusammen und gibt Hinweise zur Methodenauswahl. Der Anhang A zur Methodenkonvention enthält eine ausführliche Darstellung der wichtigsten ökonomischen Bewertungsmethoden. Anhang B enthält Best-Practice-Kostensätze für Luftschadstoffe, Verkehr, Strom- und Wärmeerzeugung. Diese Kostensätze stellen den neusten Stand des Wissens dar und sind unter Berücksichtigung der Bewertungsmaßstäbe der Methodenkonvention abgeleitet worden.

¹³ Teilweise ist es jedoch nicht möglich, auf wissenschaftlicher Ebene zu einem Konsens über die Bewertung externer Kosten zu gelangen. Dies gilt vor allem, falls Schadenskategorien zu bewerten waren, über die es auch unter Fachleuten stark differierende Einschätzungen gibt, wie dies für die Bewertung der Kernkraftstrahlen zutrifft. Auch die Einigung auf konkrete anzuwendende (Schadens-)Werte und Diskontraten kann nur so weit erfolgen, als dass sich die Werte in plausiblen Bandbreiten bewegen.

2 Maßstäbe zur ökonomischen Bewertung von Umweltkosten

2.1. Welche Maßstäbe brauchen wir?

Umweltrelevante externe Effekte beeinflussen entweder direkt den Nutzen der Individuen (z. B. Lärm an verkehrsreichen Straßen, der zu Gesundheitsbeeinträchtigungen führt) oder führen über verschiedene Wirkungspfade zu Schäden an der Umwelt, die am Ende der Wirkungskette den Nutzen der Individuen beeinträchtigen (z. B. verringerte Bodenqualität bedingt Ernteausfälle, Verschmutzung der Gewässer erfordert höhere Aufwendungen zur Reinigung von Nutzwasser). Die Schäden können heute oder in Zukunft auftreten, es kann sich um Schäden handeln, die reparabel oder irreversibel sind, es gibt substituierbare und nicht-substituierbare geschädigte Funktionen der Umwelt. In vielen Fällen steht man vor dem Problem, heutige Umwelteinwirkungen bewerten zu müssen, über deren Schadwirkungen man keine gesicherten Aussagen treffen kann. Für alle diese Fälle ist es notwendig, Maßstäbe festzulegen, wie diese Effekte zu bewerten sind:

- Sollen individuelle Präferenzen, gesellschaftliche Werturteile oder die Experteneinschätzungen herangezogen werden?
- Wie bewertet man irreversible Schäden?
- Soll man ausschließlich Schadenskosten schätzen oder lassen sich auch andere Kostenkategorien als Indikatoren zur Schätzung von Umweltkosten heranziehen?
- Wie soll man Risiken und wie das Vorsorgeprinzip der Umweltpolitik bei der Bewertung berücksichtigen?
- Wie sind Schäden, die erst in Zukunft entstehen gegenüber heutigen Schäden zu gewichten?

Die Maßstäbe, auf denen die in der Methodenkonvention festgelegten Leitlinien beruhen, stellen wir in den nächsten Abschnitten dar.

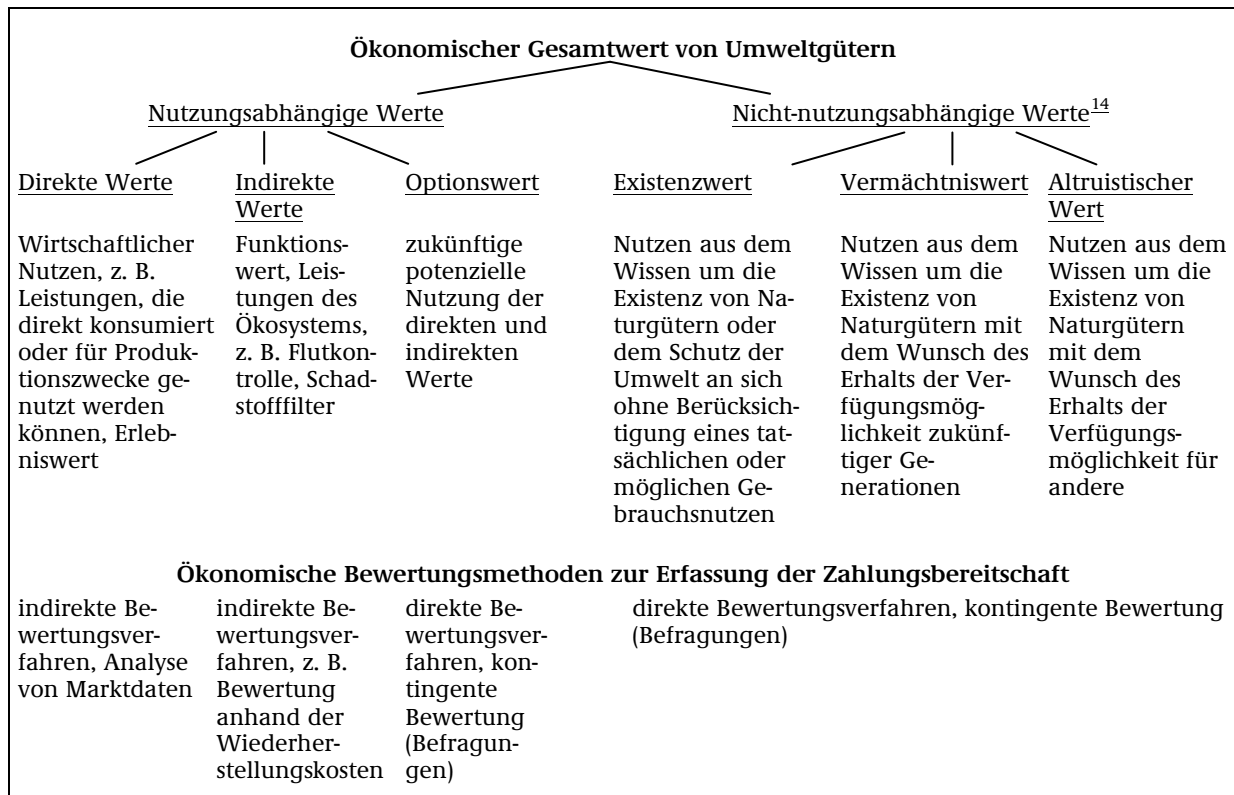
2.2. Bewertungsmaßstab individuelle Präferenzen

Im Zentrum der Methodenkonvention steht die Frage nach der Bewertung umweltrelevanter Kosten. Maßstab für die Bewertung von Umweltschäden sind die Präferenzen derjenigen, die von den Umweltschäden (potentiell) betroffen sind und Nutzeneinbußen erleiden. Will man Umweltschadenskosten bewerten, spielen also die individuellen Wertschätzungen (Präferenzen) die zentrale Rolle.

Umweltschadenskosten stellt man üblicherweise in Bezug zur Umwelteinwirkung (z. B. pro Einheit Emission) oder zur verursachenden Aktivität (z. B. pro erzeugter Kilowattstunde Strom) dar. Dies setzt die Kenntnis der Wirkungskette von der Einwirkung / Aktivität bis zum resultierenden naturalen Umweltschaden voraus. Ökonomisch bewertet wird der Umweltschaden oder - anders ausgedrückt - der aus dem Umweltschaden resultierende Nutzenverlust der Betroffenen. Beispiele für solche Nutzeneinbußen sind Produktionsausfälle, die Erhöhung des Risikos, Atemwegserkrankungen zu erleiden, etc.

Die individuelle Wertschätzung der Umwelt lässt sich gedanklich in nutzungs- und nicht-nutzungsabhängige Werte gliedern (siehe Übersicht 1: Kategorien des ökonomischen Gesamtwerts von Gütern, angelehnt an Pearce/Moran, 1998; Meyerhoff, 1997). Diese Gliederung vereinfacht es, die Ergebnisse der Bewertung im Hinblick auf Vollständigkeit der einbezogenen Werteelemente zu interpretieren.

Übersicht 1: Kategorien des ökonomischen Gesamtwerts von Gütern



Quelle: Eigene Darstellung, angelehnt an Pearce/Moran (1998) und Meyerhoff (1997).

Direkte Bewertungsmethoden (Befragungen zur Schätzung der Zahlungsbereitschaft) sind geeignet, um sowohl die nutzungsabhängigen als auch die nicht-nutzungsabhängigen Werte zu erfassen. Es wird aber kaum möglich sein, für jede Schätzung von Umweltkosten repräsentative Befragungen der Bevölkerung durchzuführen. Der Rückgriff auf die Zahlungsbereitschaft als Ausdruck der individuellen Präferenzen bedeutet nicht, dass nur auf die Ergebnisse der Befragungen betroffener Individuen abgestellt würde. Es stehen verschiedene Methoden zur Verfügung, die es erlauben, aus dem Verhalten der Wirtschaftssubjekte am Markt Rückschlüsse auf deren Zahlungsbereitschaften zu ziehen (siehe hierzu ausführlich Anhang A). Beispielsweise kann man aus den Ausgaben, die Individuen zur Minderung der Schäden tätigen (Beseitigung von Materialschäden) oder für Ausweichreaktionen (Umzug in lärmarme Wohngegend, Einbau von Lärmschutzfenstern)

¹⁴ Strenggenommen handelt es sich bei allen Kategorien der nicht-nutzungsabhängigen Werte um altruistische Motive (Nutzen aus der Existenz an sich, für künftige Generationen, für andere).

Rückschlüsse auf die Untergrenze der Zahlungsbereitschaft ziehen (siehe hierzu ausführlich Kapitel 3.1 und 3.2).

Empfehlung der Methodenkonvention:

Ziel der Bewertung von Umweltkosten ist es, die Nutzeneinbußen der Individuen als Folge von Umwelteinwirkungen und den daraus resultierenden Umweltschäden darzustellen. Daher sollten grundsätzlich die individuellen Präferenzen den Maßstab der Bewertung bilden. Die Zahlungsbereitschaft ist vor allem ein geeigneter Bewertungsmaßstab, falls und soweit der zu beurteilende Schaden in sachlicher, räumlicher und zeitlicher Hinsicht den Nutzen der Betroffenen beeinträchtigt.

2.3. Gesellschaftliche Bewertungen und Expertenurteile als Maßstab für die Bewertung

Der Rückgriff auf individuelle Präferenzen ist nicht immer geeignet, denn bei einer Reihe von Umwelteinwirkungen reichen die Kenntnisse über Dosis-Wirkungsbeziehungen nicht aus und/oder die Ursache-Wirkungs-Beziehungen sind sehr komplex, so dass die resultierenden Schäden nicht vorhersehbar sind oder erhebliche Unsicherheit über das Ausmaß der zu erwartenden Schäden besteht. Sofern es nicht möglich ist, die naturalen Schäden mit einem Mindestmaß an Genauigkeit zu bestimmen, lassen sich keine Schadenskosten der Umwelteinwirkung schätzen.

Man könnte nun argumentieren, dass die monetäre Bewertung in diesen Fällen überflüssig sei, da es ja nicht gesichert ist, ob - und falls ja in welchem Ausmaß - ein Schaden eintreten wird. Damit würde man jedoch die Anwendungsfelder der monetären Bewertung auf gut erforschte (oder erforschbare) umweltpolitische Handlungsfelder einschränken.

Teilweise besteht auch das Problem, dass zwar Kenntnisse über die resultierenden Schäden vorliegen, es aber (noch) keine validen Zahlungsbereitschaftsanalysen gibt oder die Untersuchungen veraltet sind. Auch hier stellt sich die Frage, ob es eine geeignete Alternative zur Schätzung der individuellen Zahlungsbereitschaft gibt, denn die Konsequenz wäre, auf die ökonomische Bewertung zu verzichten.

Eine Möglichkeit besteht darin, vorliegende umweltschutzbezogene Ziele für die Bewertung heranzuziehen, denn implizit stehen hinter den Zielen Annahmen über notwendige Schadens- oder Risikominderungen. Beispiele für solche Ziele sind Emissionsminderungsziele, Luftqualitätsziele und Lärmschutzziele.¹⁵ Beziehen sich die Umweltziele auf die Exposition des geschädigten Menschen oder Gutes (Konzentrationen, Depositionen, Lärmpegel), so ist ein unmittelbarer Bezug zum Umweltschaden vorhanden. Die Kosten, um die gewünschte Umweltqualität (oder einen Zustand, der nicht gesundheitsgefährdend ist) zu erreichen, sind in diesem Fall ein Indikator für die gesellschaftliche Zahlungsbereitschaft zur Schadensverringerung oder Umweltqualitätsverbesserung. Man geht hierbei

¹⁵ Immissionsricht- und Grenzwerte zur Konkretisierung des Qualitätsziels „Vermeidung erheblicher Lärmbelästigungen“ sind in verschiedenen Rechtsvorschriften und Normen festgelegt worden (z. B. BImSchG, BImSchV, TA Lärm, VDI 2058, DIN 4109, VDI 4100).

so vor, dass man die Kosten eines effizienten Maßnahmenbündels schätzt, das notwendig ist, um das Ziel zu erreichen und diese dann auf die relevante Schadstoffeinheit oder Schadstoffkonzentration bezieht (z. B. Kosten pro Tonne Emissionsminderung). Ausgehend von der gegebenen Situation lässt sich dieser Ansatz verwenden, um die Grenzkosten der Zielerreichung oder auch die Grenzkosten der Vermeidung schädlicher Umwelteinwirkungen zu ermitteln. Diese Kosten lassen sich unter bestimmten Bedingungen auch als gesellschaftliche Zahlungsbereitschaften (zur Schadensverminderung) und als Indikator für Umweltschadenskosten verwenden. Um diese Zahlungsbereitschaften im Kontext der Schätzung der Umweltschadenskosten sachgerecht zu interpretieren, stellt sich die Frage, welche Verbindlichkeit die Ziele besitzen und wie sie in der Gesellschaft oder im Rechtssystem verankert sind. Aus Sicht des Umweltbundesamtes stellen die verbindlichen Ziele und Abkommen ein rechtlich normiertes Werturteil dar.

Rechtlich unverbindliche Ziele lassen sich finden in politischen Programmen, Veröffentlichungen der Ressorts, Äußerungen von – in Regierungsfunktionen oder in der parlamentarischen Mehrheit verantwortlichen - Politikern, mehrheitlich geäußelter Meinung in Umfragen etc. Diese Bewertungen lassen sich am ehesten als Teile der gesellschaftlichen Einstellung verstehen.

Neben umweltschutzbezogenen Zielen kann man auch Expertenurteile heranziehen, die noch nicht Eingang in eine explizite Zielformulierung gefunden haben (oder die weiterreichende Ziele vorschlagen). Expertenurteile bilden die Kenntnis einer weit überdurchschnittlich sachkundigen Bevölkerungsgruppe ab, diese Urteile sind aber nicht unbedingt gesellschaftlich akzeptiert.

Individuelle Präferenzen, gesellschaftliche Bewertungen und Expertenurteile stehen nicht isoliert nebeneinander sondern beeinflussen sich gegenseitig. Auf Basis der naturwissenschaftlichen Kenntnisse über die Reaktionsfähigkeit und Tragkapazität ökologischer Systeme (Expertenurteile) lassen sich die Folgen heutigen Handels verdeutlichen. Diese Kenntnisse fließen sowohl in die Meinungsbildung der Individuen als auch in den gesellschaftlich-politischen Willensbildungsprozess ein. Die heutigen Expertenurteile sind daher vielfach die Grundlage dafür, um künftige gesetzliche Regelungen zu begründen.

Welche Ziele sollte man als Grundlage zur Schätzung der Zahlungsbereitschaft heranziehen, falls keine Schätzungen zur individuellen Zahlungsbereitschaft vorliegen?

Grundsätzlich sind wir der Auffassung, dass rechtlich verankerte Ziele herangezogen werden sollen. In vielen Fällen – man denke hierbei an die Klimaschutzziele – sind die rechtlich verankerten Ziele langfristig nicht ausreichend, um nachhaltige Folgeschäden zu verhindern. Neben den Kosten zur Erreichung rechtlich verankerter Ziele sind daher nach unserer Auffassung auch – im Rahmen von Sensitivitätsrechnungen – unverbindliche Ziele und Expertenurteile einzubeziehen. Im Einzelfall hat der Bewertende anzugeben und zu begründen, welche umweltschutzbezogenen Ziele der Schätzung zugrunde liegen.

Die Grenzkosten der Zielerreichung entsprechen methodisch den Opportunitätskosten. Denn durch Emission von Schadstoffen über das angestrebte Zielniveau hinaus müssen an anderer Stelle in der Volkswirtschaft Maßnahmen ergriffen werden oder auf Emissionen verursachende Aktivitäten verzichtet werden, um das Ziel zu erreichen.

Empfehlung der Methodenkonvention:

- 1) Der Rückgriff auf gesellschaftliche Bewertungen und/oder Expertenurteile ist zur Schätzung der Umweltkosten heranzuziehen, falls es nicht möglich oder fachlich unangemessen ist, die Bewertung auf Grundlage der individuellen Zahlungsbereitschaften zur Verringerung der Umweltschäden vorzunehmen¹⁶.
- 2) Die den gesellschaftlichen Bewertungen oder Expertenurteilen zugrunde liegenden Umweltschutzziele sind transparent zu machen und differenziert darzustellen (fachliche Beschreibung, rechtliche Verbindlichkeit, Zeithorizont). Außerdem ist zu begründen, warum welche Ziele herangezogen wurden.
- 3) Grundsätzlich sind Zielsetzungen, die rechtlich verankert sind, zu berücksichtigen, da sie Ausdruck der derzeitigen gesellschaftlich-politischen Präferenzen sind. Unverbindliche Ziele und Ziele, die auf Expertenurteile gründen, sollte man darüber hinaus im Rahmen von Sensitivitätsrechnungen berücksichtigen. Der Bewertende hat die Auswahl der unverbindlichen Ziele und der Expertenurteile zu begründen.
- 4) Relevant für die Schätzung sind die Kosten, die aufzubringen sind, um die gewünschte Umweltqualität oder die Verringerung des Schadens zu erreichen. Diese Kosten sind als Indikator für die Zahlungsbereitschaft zu verwenden, wobei darauf hinzuweisen ist, dass es sich hier nicht um die individuelle Zahlungsbereitschaft, sondern um die gesellschaftliche oder Zahlungsbereitschaft von Experten handelt.

2.4. Bewertung irreversibler Schäden

Traditionell assoziiert man mit Umweltkosten Schadenskosten. Aus methodischer Sicht lässt sich ein Schaden aber nur dann monetär bewerten, falls etwas Vergleichbares existiert, an Hand dessen man den Wertverlust (Schaden) messen kann.¹⁷ Charakteristisch für die ökonomische Bewertung ist die Annahme der Substituierbarkeit von Gütern. Denn Substituierbarkeit aus der Sicht individueller Nutzenempfindungen ist eine Voraussetzung dafür, dass Individuen die Möglichkeit haben, zwischen verschiedenen Gütern zu wählen und diesbezügliche Präferenzen zu formulieren. Diesem Substitutionsparadigma wird im Rahmen der neoklassischen Umweltökonomie auch die Bewertung der Umweltgüter unterworfen. Die Frage der Substituierbarkeit (und damit auch der Monetarisierbarkeit) stellt sich, wenn Umweltschäden zu bewerten sind, die irreversibel sind und/oder die zum Verlust von als unverzichtbar eingeschätzten Funktionen des Naturhaushalts führen.

Wir bezeichnen Umweltschäden als irreversibel, wenn in den für den Menschen relevanten Planungszeiträumen (wir gehen hierbei von 150 Jahren aus)

¹⁶ Man kann hier mehrere Fälle unterscheiden. Erstens kann es zwar prinzipiell möglich sein, die Zahlungsbereitschaften im Rahmen von Befragungen zu erfassen. Liegen jedoch hierzu keine validen Ergebnisse vor, die man übertragen könnte und lässt sich auch der Aufwand für eine Primäruntersuchung nicht rechtfertigen, dann kann man hilfsweise auf die Schätzung von Zielerreichungskosten zurückgreifen. Ein Beispiel hierfür ist die Schätzung der Maßnahmekosten, um die als gesundheitlich unbedenklich eingestuften Lärmgrenzwerte zu erreichen. Zweitens kann der Fall vorliegen, dass hohe Unsicherheiten bzgl. der materiellen Schadenswirkungen und der ökonomischen Folgen bestehen (vgl. hierzu das im folgenden Abschnitt erörterte Beispiel Schäden an Ökosystemen).

¹⁷ Dieser Vergleich wird in vielen Fällen unter Zuhilfenahme von Geldeinheiten als Wertmaßstab (Numeraire-Gut) erfolgen.

- ➔ kein Ausgleich durch natürliche Regenerationsprozesse erfolgt und
- ➔ die Umweltschäden durch anthropogen-technischen Ressourceneinsatz nicht rückgängig zu machen sind.

Irreversible Umweltschäden führen zu Wohlfahrtseinbußen jetzt lebender und künftiger Generationen. Das Kernproblem bei der Bewertung irreversibler Schäden liegt in der Kombination der Unwiederbringlichkeit des entgehenden Nutzens, der ohne Umweltbeeinträchtigungen realisierbar gewesen wäre, und der Ungewissheit über die Höhe dieses Nutzenverlustes.

Um Leitlinien für die Bewertung herzuleiten, muss man verschiedene Fälle unterscheiden:

1. Bei dem zu bewertenden Umweltschaden handelt es sich um den Verlust einer Funktion, die durch produzierte Güter ersetzbar ist: In diesem Fall erfolgt die Bewertung auf der Grundlage der erwarteten Nutzenverluste in Gegenwart und Zukunft. Indikator für diese Nutzenverluste sind die Ausgaben, die zum Ersatz dieser Funktion anfallen (Ersatzkostenansatz). Die ökonomische Bewertung ist anwendbar, da zwar der Umweltschaden irreversibel ist, der dadurch ausgelöste Funktionsverlust jedoch mit Maßnahmen kompensiert werden kann.
2. Es handelt sich um irreversible Schäden, über deren Folgewirkungen man heute noch keine Aussagen treffen kann (z. B. Verlust einer Art): Die ökonomische Bewertung des Schadens ist nur möglich, falls Analysen vorliegen, die mögliche Schadensszenarien und Folgewirkungen unter alternativen Annahmen beschreiben. Diese Folgen können monetär bewertet werden und in ihrer Bandbreite – entsprechend den vorliegenden Szenarien – angegeben werden. Große Bandbreiten deuten in diesem Fall auf große Unsicherheiten hinsichtlich der tatsächlichen Wirkungen hin. Fehlen verwertbare Szenarienanalysen, bleibt nur die Möglichkeit einer qualitativen Beschreibung der Risiken (vgl. hierzu auch Abschnitt 2.5.5). Die Schätzung der Umweltkosten ist in dem letztgenannten Fall nicht möglich.
3. Schließlich gibt es irreversible Schäden, gegen deren Monetarisierung aus ethischen Gründen Bedenken bestehen (z. B. Todesfälle, Verlust an Lebenszeit): Ökonomische Wertansätze von Todesfallrisiken werden oft abgelehnt mit der Begründung, dass man den Wert eines Lebens oder den Schaden durch Krankheiten nicht in Geld messen kann. In diesem Zusammenhang ist zu betonen, dass alle bisher vorliegenden Schätzungen von Umweltkosten nicht den „Wert“ eines Menschenlebens bewerten, sondern die (marginale) Änderung von Sterbe- und Erkrankungswahrscheinlichkeiten und/oder die Folgekosten (z. B. Behandlungskosten). Solche marginalen Änderungen sind der monetären Bewertung zugänglich und als Kategorie für die Schätzung von Umweltkosten sehr bedeutsam.¹⁸ Diese Schätzungen sind daher als Bestandteil der Umweltkosten einzubeziehen.

¹⁸ Risiken mit hoher Eintrittswahrscheinlichkeit für die betroffenen Individuen – etwa falls die Wahrscheinlichkeit unheilbar krank zu werden oder zu sterben nahe bei eins liegt – spielen für die Schätzung von Umweltkosten dagegen in der Praxis keine Rolle und werden daher im Rahmen dieser Konvention nicht behandelt.

Empfehlung der Methodenkonvention:

Irreversible Schäden, deren Funktionsverlust tolerierbar und/oder durch produzierte Güter ersetzbar ist, sind mit den Ersatzkosten zu bewerten. Lassen sich die Folgewirkungen irreversibler Schäden noch nicht genau bestimmen, so sollte man – falls verfügbar – Schätzungen zu den Bandbreiten der möglichen Schäden angeben. Liegen solche Schätzungen nicht vor, sind die Risiken qualitativ zu beschreiben.

Zahlungsbereitschaften für (marginale) Änderungen der Sterbe- oder Erkrankungswahrscheinlichkeit sind in die Schätzung der Umweltkosten einzubeziehen.

2.5. Berücksichtigung der Unsicherheit und der Risikoaversion bei der Schätzung von Umweltkosten

2.5.1. Bewertung bei Risikoneutralität

Die zentralen Kriterien der klassischen Risikobewertung sind das *Schadensausmaß* und die *Eintrittswahrscheinlichkeit*:

- Der Schaden wird im Allgemeinen als Summe negativ bewerteter Konsequenzen menschlicher Aktivitäten (zum Beispiel für Umwelt- und Gesundheitsschäden: Klimawandel, Ozonloch, Kernschmelze eines Atomkraftwerks, Autounfälle, Krebs durch Rauchen) oder natürlicher Ereignisse (z. B. Erdbeben, Flutkatastrophen, Lawinenunglücke, Vulkanausbrüche) verstanden.
- Die Eintrittswahrscheinlichkeit wird aus Beobachtungsdaten aus der Vergangenheit (Extrapolation), logischen Verknüpfungen (Plausibilität), Fehleranalysen (Fault-tree oder Event-tree) oder Vermutungen über die relative Häufigkeit des Ereignisses im Zeitablauf ermittelt (Stochastik).

Die konventionelle ökonomische Bewertung beruht auf der Annahme, dass die zu beurteilenden Handlungsalternativen hinsichtlich ihrer Wirkungen hinreichend bekannt sind, so dass die Schäden sowohl im Ausmaß als auch in der relativen Häufigkeit des Auftretens (oder in der Verteilung der Eintrittswahrscheinlichkeiten) spezifizierbar sind.

Durch Multiplikation der Schadenshöhe mit der Eintrittswahrscheinlichkeit ergibt sich der Erwartungswert des Schadens. Erwartungswerte ermöglichen es, unterschiedliche Risiken miteinander zu vergleichen und abzuwägen, sofern sie in einen einheitlichen Maßstab (z. B. Kosten) überführbar sind. Man kann in diesem Fall auch von einem „kalkulierbaren Risiko“ sprechen.

Das Rechnen mit Erwartungswerten ist ein gängiges Verfahren in ökonomischen Bewertungen. Dadurch lässt sich gewährleisten, dass die Abwägung zwischen Kosten und Nutzen gesamtwirtschaftlich zu konsistenten Entscheidungen bezüglich Risikominderungsmaßnahmen führt. Grundlage einer solchen Vorgehensweise ist die Annahme der Risikoneutralität. Risikoneutralität bedeutet, dass die Bewertung des Risikos nur vom Erwartungswert – also dem Produkt aus Eintrittswahrscheinlichkeit und Schadensausmaß – abhängt, nicht aber davon, ob eine geringe Eintrittswahrscheinlichkeit mit einem hohen Schadensausmaß oder eine hohe Eintrittswahrscheinlichkeit mit einem geringen Schadensausmaß einhergeht. Bei Risikoaversion werden - bei identischem Erwartungswert -

Risiken schlechter bewertet, die ein höheres Schadensausmaß aufweisen (siehe hierzu auch Kapitel 2.5.2).

Empfehlung der Methodenkonvention:

Grundsätzlich ist der Erwartungswert des Schadens für die Schätzung von Umweltkosten zu verwenden. Falls die Schätzung der Eintrittswahrscheinlichkeiten auf einer Wahrscheinlichkeitsverteilung beruht, ist auch die Standardabweichung der Schätzung zu ermitteln und die sich hieraus ergebenden Bandbreiten der Erwartungswerte anzugeben.

Es gibt jedoch Fälle, in denen die Bewertung der Risiken auf Grundlage der Erwartungswerte zu kurz greift.

Erstens trifft dies zu für Risiken, in denen in der Bevölkerung eine Risikoaversion besteht (Abschnitt 2.5.2). Dies bedeutet, dass die Menschen bereit sind, mehr Ressourcen zur Vermeidung des Risikos zu investieren als sich dies in der Höhe des Erwartungswertes des Schadens widerspiegelt. Risikoaversion ist besonders ausgeprägt bei der Beurteilung so genannter Katastrophenrisiken (Abschnitt 2.5.3). Katastrophenrisiken sind dadurch charakterisiert, dass sie mit einer sehr geringen Wahrscheinlichkeit auftreten, aber im Falle des Eintretens einen sehr hohen Schaden verursachen (z. B. extreme Hochwasser, Chemieunfälle, Risiko eines Kernkraftunfalls).

Zweitens zählen hierzu solche Risiken, über deren Eintrittswahrscheinlichkeit und/oder Schadenspotenzial eine sehr große Unsicherheit bis hin zur Ungewissheit¹⁹ besteht (z. B. noch nicht bekannte Wirkungen von Stoffeinträgen in die Umwelt, Abschnitt 2.5.5). Ein Forschungsprojekt des Umweltbundesamtes zum Thema „Berücksichtigung des Vorsorgeprinzips und qualitativer Risikomerkmale bei der Ermittlung umweltrelevanter externer Kosten“²⁰ zeigt verschiedene Möglichkeiten zur Bewertung solcher Risiken und diskutiert deren Übertragung in ein ökonomisches Bewertungsverfahren. Die folgenden Abschnitte fassen die hieraus gezogenen Folgerungen für die Methodenkonvention zusammen. Des Weiteren ziehen wir Erfahrungen aus der Umsetzung einer Risikobewertung von Katastrophen in der Schweiz heran.

2.5.2. Bewertung bei Risikoaversion

Liegt der Verdacht nahe, dass die Schäden nicht vollständig erfasst sind, dann wird in der Nutzenbewertung häufig ein Risikozuschlag (oder Unsicherheitszuschlag) vorgenommen.

Für die „Übersetzung“ der Risikoaversion in ein ökonomisches Bewertungsverfahren kommen folgende Optionen in Betracht:

¹⁹ Unsicherheit lässt sich in Form von Wahrscheinlichkeiten (oder Wahrscheinlichkeitsfunktionen) ausdrücken. Den Begriff Ungewissheit verwenden wir dagegen, um auszudrücken, dass man auf Grundlage derzeitiger Erkenntnisse keine Aussagen über Wahrscheinlichkeiten des Schadenseintritts (oder Wahrscheinlichkeitsverteilungen) machen kann. Der Übergang zwischen Unsicherheit und Ungewissheit ist fließend, d. h. ab einem gewissen Grad an Unsicherheit (große Varianz der Schätzungen) kann man auch von Ungewissheit sprechen.

²⁰ Renn/Pfenning (2004).

- ➔ Darstellung der Erwartungswerte und ergänzende verbal-argumentative Beschreibung des Risikos;
- ➔ Ermittlung eines Aversionsfaktors und Zugrundelegung eines um diesen Faktor modifizierten Erwartungswertes in die Bewertung.

Hieran schließt sich unmittelbar die Frage an, welche Risikoaversionsfaktoren zu verwenden - und wie diese ggf. zu ermitteln sind. Unter Experten besteht die mehrheitliche Auffassung, dass ihre Bestimmung am besten im Rahmen eines *wohlgeordneten* diskursiven Prozesses erfolgen kann. Individuelle Befragungen seien dagegen – vor allem wegen der großen Varianz der individuellen Einschätzungen - weniger Erfolg versprechend.

Erfahrungen mit solchen Diskursen und der systematischen Einbeziehung von Aversionsfaktoren liegen aus der Schweiz vor. Alle Gefahren, die das Potenzial für Katastrophen und Notlagen besitzen, werden systematisch beschrieben, analysiert und einheitlich bewertet. Die Grundlagen sind in „KATARISK – Katastrophen und Notlagen in der Schweiz – eine Risikobeurteilung aus der Sicht des Bevölkerungsschutzes“ (2002) veröffentlicht. Mehr als 20 Fachstellen haben in Workshops, Gesprächen und Stellungnahmen zu dieser Arbeit beigetragen.

Hierzu werden die Ereignisse in verschiedene Risikoklassen eingeteilt und Aversionsfaktoren von 1 bis 100 zugeordnet. Die monetarisierten Risiken mit Aversion bilden die Entscheidungsgrundlagen für die Katastrophen- und Nothilfe in der Schweiz. Übersicht 2 gibt einen Überblick über die definierten Risikoklassen und verwendeten Risikoaversionsfaktoren.

Die Nutzung dieser Aversionsfaktoren geht in der Schweiz auf eine umfangreiche Diskussion mit Beteiligung relevanter Entscheidungsträger zurück, die in Deutschland bisher nicht geführt wurde. Daher sind diese Ergebnisse nicht unmittelbar auf Deutschland übertragbar. Sie stellen aber eine gute Basis dar, um Faktoren für Sensitivitätsrechnungen zu begründen.

Empfehlung der Methodenkonvention:

Bei Vorliegen von Risikoaversion²¹ ist der Erwartungswert des Schadens als Untergrenze in die Bewertung einzustellen. Hierbei ist darauf hinzuweisen, dass der Erwartungswert die voraussichtlich vorliegende Risikoaversion nicht berücksichtigt. Das Risiko – sowie die Gründe, die für eine Risikoaversion in der Bevölkerung sprechen – sind qualitativ zu beschreiben.

Des Weiteren sind Sensitivitätsrechnungen unter Berücksichtigung eines oder mehrerer Risikoaversionsfaktoren durchzuführen. Durch Multiplikation des Erwartungswertes mit dem Aversionsfaktor (>1) erhält man einen um die Risikoaversion korrigierten Wert. Zur Begründung des Risikoaversionsfaktors kann man – so lange es für Deutschland keine eigenen Untersuchungen gibt – auf die Empfehlungen aus der Schweiz zurückgreifen.

²¹ Zum Sonderfall Katastrophenrisiken siehe nächsten Abschnitt.

In den Ergebnissen sind die so erhaltenen Bandbreiten der korrigierten Erwartungswerte darzustellen.

Übersicht 2: In der Schweiz verwendete Risikoklassen und Aversionsfaktoren

Ereignisklassen (EK)	Eintrittswahrscheinlichkeit in der Schweiz	Aversionsfaktor
EK 1: Alltagsereignis Ereignisse, deren Schäden in der Regel mit den lokalen Einsatzmitteln bewältigt werden können.	Mehrere Male pro Tag	1
EK 2: lokale Katastrophe/Notlage Ereignisse, deren Schäden typischerweise die lokalen Einsatzmittel überfordern. Nachbarhilfe ist notwendig.	Wenige Male pro Jahr bis einmal in 10 Jahren: wird in der Schweiz in den nächsten 25 Jahren mehrmals erwartet.	3
EK 3: regionale Katastrophe/Notlage Ereignisse, deren Schäden typischerweise die regionalen Einsatzmittel überfordern. Nachbarhilfe ist kaum möglich. Überregionale Hilfe ist notwendig.	Wenige Male pro Jahr bis einmal in 10 Jahren: wird in der Schweiz in den nächsten 25 Jahren wenige Male erwartet.	10
EK 4: überregionale Katastrophe/Notlage Ereignisse, deren Schäden typischerweise die überregionalen Einsatzmittel überfordern. Interkantonale oder Bundeshilfe ist notwendig.	Wenige Male in 100 Jahren bis einmal in 1 000 Jahren: wird in der Schweiz in den nächsten 25 Jahren mit einer Wahrscheinlichkeit von 25% mindestens einmal erwartet.	30
EK 5: nationale Katastrophe/Notlage Ereignisse, deren Schäden typischerweise die nationalen Einsatzmittel überfordern. Internationale Hilfe ist nötig.	Wenige Male in 1 000 Jahren bis einmal in 100 000 Jahren. Wird in den nächsten 25 Jahren in der Schweiz mit einer Wahrscheinlichkeit von 2% mindestens einmal erwartet	100

Quelle: KATARISK (2002), eigene Zusammenstellung.

2.5.3. Bewertung von Damokles-Risiken (Katastrophenrisiken)

In seinem Jahresgutachten 1998 hat der Wissenschaftliche Beirat der Bundesregierung „Globale Umweltveränderungen“ (WBGU)

- alle global relevanten *Risiken typisiert* und dabei die besonders gravierenden Risikotypen herausgestellt;
- diesen Typen bewährte und innovative Strategien sowie daraus abgeleitete Instrumente zugeordnet, so dass daraus *Prioritäten* für die Umweltpolitik festgelegt werden können.

Der WBGU ist bei dieser Analyse zu sechs verschiedenen Risikotypen gelangt, die er mit Figuren aus der griechischen Mythologie illustriert. Die sechs Typen sind: Damokles, Zyklop, Pythia, Cassandra, Pandora und Medusa. Für die Methodenkonvention sind die beiden Typen Damokles und Pythia von besonderer Bedeutung (zur Darstellung der Pythia-Risiken siehe Kapitel 2.5.5).

Damokles-Risiken

*Die griechische Mythologie berichtet, dass Damokles einst zu einem Bankett bei seinem König eingeladen war. Er musste sein Mahl jedoch unter einem scharfgeschliffenen und an einem dünnen Faden aufgehängten Schwert einnehmen, so dass das Schwert des Damokles zu einem Sinnbild einer im Glück drohenden Gefahr wurde. Der Mythos berichtet jedoch nicht, dass der Faden gerissen ist und die fatalen Konsequenzen eingetreten sind. Die Bedrohung rührte daher eher von der Möglichkeit, dass sich das tödliche Ereignis für Damokles jederzeit hätte ereignen können, obwohl die Wahrscheinlichkeit äußerst gering ist.*²²

Damokles-Risiken verbinden ein hohes Schadenspotenzial mit einer sehr geringen Eintrittswahrscheinlichkeit (Katastrophenrisiken). Diese „high consequence – low probability“ Risiken stellen ein soziales Risiko-Nutzendilemma dar, falls der Schaden als katastrophal und nicht tolerierbar angesehen wird und die niedrige Eintrittswahrscheinlichkeit weniger als Zeichen der Unwahrscheinlichkeit des Ereignisses interpretierbar ist, sondern als eine Zufälligkeit der Bedrohung („könnte auch morgen passieren“). Wegen des hohen Katastrophenpotenzials ist mit einer Risikoaversion in der Bevölkerung zu rechnen. Typische Beispiele hierfür sind technische Risikopotenziale - wie Kernenergie, großchemische Anlagen, Staudämme und Flüssiggaslager. Neben den technischen Risiken gehören auch Naturkatastrophen - wie Meteoriteneinschläge - in diese Kategorie.

Die Beurteilung von Katastrophenrisiken ist i. d. R. kontextabhängig. Dies bedeutet, dass qualitative Merkmale - wie die Art des Schadensereignisses (Kernkraftunfall, Chemieunfall, Flugzeugabsturz) und Einschätzungen über die Zuverlässigkeit der Informationsquellen eine Rolle spielen.

²² Vgl. WBGU (1999).

Die methodischen Probleme einer monetären Bewertung der Katastrophenrisiken bestehen nicht nur darin, dass wegen des hohen Schadenspotenzials Risikoaversion besteht, die man dann ja - wie im letzten Abschnitt beschrieben - über korrigierte Erwartungswerte einbeziehen könnte. Weitaus gravierender ist, dass in der Bevölkerung – und auch zwischen Experten - die Einschätzungen über die Zuverlässigkeit der Risikoermittlung stark streuen. Wegen der extremen Seltenheit der Ereignisse gibt es auch keine empirisch gesicherte Datenbasis. Dies führt dazu, dass die Erwartungswerte – bereits ohne Berücksichtigung von Aversionsfaktoren - eine sehr große Bandbreite aufweisen. Diese Bandbreite resultiert also nicht vorrangig aus unterschiedlichen Ausprägungen der Risikoaversion, sondern ist ein Zeichen bestehender Unsicherheiten in der Einschätzung der Eintrittswahrscheinlichkeiten und des Schadensausmaßes. Liegen die Erwartungswerte sehr weit auseinander –im Fall der Bewertung der Kernkrafttrisiken beträgt der Faktor etwa 30 000 – dann lassen sich zwar Bandbreiten angeben, man erhält jedoch hieraus i. d. R. keine Entscheidungsgrundlage für die Frage, welche Risiken unter welchen Umständen tolerierbar sind.

Dies legt die Schlussfolgerung nahe, dass die monetäre Bewertung der Katastrophenrisiken zwar möglich ist, die Bandbreiten der Schätzungen jedoch i. d. R. so groß sind, dass die monetäre Bewertung keine ausreichende Entscheidungsgrundlage zum Umgang mit diesen Risiken bildet. Hieraus folgt, dass man in einem gesellschaftlichen Diskurs klären muss, welches Risiko die Gesellschaft zu tragen bereit ist und auf dieser Basis Maßnahmen initiiert, die möglichst kosteneffizient zur Risikoreduzierung beitragen.

Die Methodenkonvention legt für die Bewertung von Katastrophenrisiken folgendes Vorgehen fest:

Die Bandbreiten der Eintrittswahrscheinlichkeiten und der Schadenshöhen – sowie die hieraus ermittelten Erwartungswerte – sind anzugeben. Die Ursachen, die zu den unterschiedlichen Einschätzungen führen, sind verbal zu beschreiben. Da bei Katastrophenrisiken mit Sicherheit von einer Risikoaversion der Bevölkerung auszugehen ist, sind Sensitivitätsrechnungen unter Berücksichtigung der Risikoaversion durchzuführen. So lange es für Deutschland keine Untersuchungen zur Höhe der Aversionsfaktoren gibt, schlagen wir vor – in Anlehnung an die Ergebnisse aus der Schweiz - den Aversionsfaktor 100 zu verwenden.

2.5.4. Exkurs: Zur Bewertung von Kernkrafttrisiken

Die Bandbreiten, die sich aus einer unterschiedlichen Bewertung von Katastrophenrisiken ergeben, werden eindrücklich deutlich, wenn man verschiedene Ergebnisse zu den externen Kosten der Kernkraft vergleicht. Während in der aktuellen ExterneE Studie für die Kernkraft externe Kosten in Höhe von 0,2 Cent pro Kilowattstunde (Cent/kWh) geschätzt werden, ging die Mehrheit der Enquete-Kommission Nachhaltige Energieversorgung (2002) von externen Kosten bis zu 200 Cent/kWh aus.

Die Varianz der Schätzungen ist auf unterschiedlich gesetzte Annahmen (z. B. zur Diskontierung) und unterschiedliche qualitative Einschätzungen der Schäden und Risiken zurückzuführen. Zur Illustration: Die Schätzungen der Schäden eines Kernschmelzunfalls in Deutschland variieren von 500 Milliarden (Mrd.) Euro (€)²³ bis 5 Billionen (Bill.) €²⁴, die geschätzten Eintrittswahrscheinlichkeiten liegen zwischen 1: 33.000²⁵ und 1: 10.000.000²⁶.

Die vermuteten Schadenskosten lassen sich daher zwar in ihrer Bandbreite darstellen, bilden aber nach derzeitigem Wissensstand keine ausreichende Grundlage, um damit Entscheidungen zu begründen. Entscheidungen über den Umgang mit solchen Katastrophenrisiken müssen letztlich in einem gesellschaftlichen und politischen Diskurs gefällt werden.

Umweltkosten der Stromerzeugung – wie geht man mit den hohen Bandbreiten bei Kernkraft um?

Die durchschnittlichen Umweltkosten der Stromerzeugung sind eine wichtige Information für die Umweltpolitik, denn damit lassen sich die ökonomischen Zusatznutzen der Energieeinsparung beziffern. Allerdings führen die großen Bandbreiten bei den Umweltkosten der Kernkraft auch zu entsprechenden Bandbreiten bei den Umweltkosten der durchschnittlichen Stromerzeugung, solange Kernkraft in Deutschland noch einen beträchtlichen Anteil an der Stromerzeugung hat. Wenn es unterschiedliche Auffassungen über Ausmaß und Wahrscheinlichkeit der Schäden gibt (und sich diese Diskrepanzen auch nicht wissenschaftlich auflösen lassen), sind die Bandbreiten der Umweltkosten zwangsläufig groß und lassen sich auch nicht durch methodische Konventionen verringern. Will man dennoch pragmatische Kostensätze vorschlagen, so ist der einzige gangbare Weg einen Kostensatz zu definieren und die dahinter stehenden Annahmen explizit offen zu legen und transparent zu machen. Eine Möglichkeit besteht zum Beispiel darin, dass man die Umweltkosten des Stromerzeugungsmix ohne Kernkraft berechnet²⁷. Eine weitere Möglichkeit besteht darin, die Umweltkosten des „nächst schlechteren“ Energieträgers zu nehmen, der über den Zeitraum des Ausstiegs aus der Kernenergie hinaus zur Stromerzeugung eingesetzt wird. Diesen Wert – die Umweltkosten des nächst schlechteren Energieträgers - kann man nun hilfsweise verwenden, etwa wenn es darum geht, die gesamten Umweltkosten der Stromerzeugung unter der derzeitigen Entscheidungslage in Deutschland (Ausstieg aus der Kernenergie) zu ermitteln. Dies bedeutet jedoch keineswegs, dass wir einen Wert für die Schadenskosten der Kernkraft vorschlagen. Die Beispiele sollen lediglich Wege aufzeigen, wie man unter Offenlegung aller Annahmen pragmatisch mit dem bestehenden Unwissen und den Unsicherheiten der Bewertung umgehen kann.

²³ Friedrich (1993), in einer ähnlichen Größenordnung liegt die Studie von Krewitt (1997).

²⁴ Ewers/Rennings (1992).

²⁵ Ewers/Rennings (1992). Die Basis für diese Eintrittswahrscheinlichkeit bildet die Deutsche Reaktorsicherheitsstudie Phase B (DRS-B), schwere Unfälle in Kraftwerkstypen des Typs Biblis. Durch manuelle Unfall-Management-Maßnahmen kann nach DRS-B das Risiko auf 1: 270.000 gesenkt werden. Dieses Risiko wird beispielsweise in der Studie von Friedrich (1993) zugrunde gelegt.

²⁶ Krewitt (1997). Hierbei wird der modernste derzeit in Deutschland laufende Kraftwerkstyp zugrunde gelegt (Konvoi-Reaktor). Diesem Typ entsprechen allerdings nur 3 der insgesamt 20 betriebenen Atomkraftwerke.

²⁷ Setzt man den so ermittelten Wert für die externen Kosten der Stromerzeugung an, so hat man implizit die nukleare Stromerzeugung mit den durchschnittlichen externen Kosten der anderen Energieträger bewertet.

Empfehlung der Methodenkonvention:

Das Umweltbundesamt empfiehlt, bei der Ermittlung der gesamten Umweltkosten der Stromerzeugung die Umweltkosten der Kernkraft mit dem Kostensatz für Braunkohle zu bewerten. Dies stellt angesichts der Unsicherheit hinsichtlich der Bestimmung der Umweltkosten der Kernenergie die aus Sicht des Umweltbundesamtes beste Lösung dar. Dahinter steht die Auffassung, dass die Kosten der Kernkraft mindestens so hoch bewertet werden müssen wie der nächstschlechtere Energieträger, der eingesetzt wird.

2.5.5. Zur Einbeziehung des Vorsorgeprinzips: Die Bewertung von Pythia-Risiken

Pythia-Risiken

Die alten Griechen konsultierten in zweifelhaften und ungewissen Fällen eines ihrer Orakel. Das berühmteste war wohl das Orakel von Delphi mit der blinden Seherin Pythia. Pythia benebelte ihre Sinne mit Gasen, um in Trance Vorhersagen und Ratschläge für die Zukunft machen zu können. Pythias Weissagungen blieben jedoch immer mehrdeutig.²⁸ Beispiele für die Verwendung dieses Risikobegriffs findet man bei der Beurteilung der Wirkungen geringer Strahlendosen, Lebensmittelzusätzen und chemischen Pflanzenschutzmitteln.

Für Pythia-Risiken²⁹ ist charakteristisch, dass sowohl die Eintrittswahrscheinlichkeit als auch die Dimension eines möglichen Schadens ungewiss sind. Aus Vorsorgegründen sind aber Maßnahmen gerechtfertigt, die das Risiko solcher Schäden verringern.

Bei den Pythia-Risiken ist die Schätzung der Kosten noch problematischer als bei Damokles-Risiken. Denn die Frage der Risikotoleranz hängt in noch größerem Maße als bei Damokles-Risiken von Kontextvariablen ab. Die geschätzte Höhe des Schadens und die des Nutzens gehen nur als untergeordnete Variablen in die Bewertung ein. Die entscheidenden Variablen sind die Wahrnehmung und Bewertung der Ungewissheit.

Hilfsgrößen: Ubiquität, Persistenz und Irreversibilität

In der praktischen Anwendung behilft man sich damit für Risiken mit hoher Unsicherheit (bis hin zur Ungewissheit) Sicherheitszuschläge zu erheben, deren Höhe jedoch nicht aus individuellen Präferenzen abgeleitet wird. Die Sicherheitszuschläge leitet man - in Anlehnung an den in der Kosten-Nutzen-Analyse verwendeten Ersatzkostenansatz (Geisendorf et al. 1998) – her, indem man die Folgekosten schätzt, die im „schlimmsten Fall“ entstehen³⁰. Im Rahmen dieses Ansatzes schlägt der WBGU vor, zur Schätzung der Folgekosten folgende Kriterien zugrunde zu legen (WBGU 1999):

- ➔ Ubiquität (Ausdehnung im Raum)
- ➔ Persistenz (Ausdehnung in der Zeit)

²⁸ Vgl. WBGU (1999).

²⁹ Vgl. WBGU (1999)

³⁰ Diese Vorgehensweise entspricht der in Abschnitt 2.5.7 beschriebenen Maximin-Regel.

- ➔ Irreversibilität (Grad der Nicht-Wiederherstellbarkeit des Zustandes vor Schadenseintritt).

Mit diesen drei Kriterien lassen sich in etwa die Folgekosten eines „Worst Cases“ eingrenzen.³¹

Aus den Kriterien aber eine Äquivalenzrelation für die Festlegung von Umweltkosten abzuleiten, bereitet große Probleme. Die Kriterien beruhen auf der Überlegung, dass jeder Stoff, der ubiquitär und persistent ist und dessen Umwelteintrag zu vermeiden viel Geld kosten würde, sich im Verlauf der Zeit immer als potenziell schädigend für die Umwelt herausstellt. Wegen der großen Unsicherheit ist aber nicht klar, in welchem Ausmaß der jeweilige Schaden sich realisiert. Je geringer die Ausprägungen auf die drei Merkmale, desto geringer sind ceteris paribus die vermuteten Folgekosten. Eine kardinale Quantifizierung dieses „je mehr - desto weniger“ ist aber nicht möglich, weil dies ja gerade eine Auflösung der Unsicherheiten bedeuten würde. Das Ausmaß des potenziellen Schadens bleibt unbekannt. Hier hilft nur eine Festlegung konkreter Risikominderungsmaßnahmen durch die Entscheidungsträger oder durch partizipative Gremien.

Will man trotz dieser Probleme an einer monetären Äquivalenzrelation festhalten, dann erscheinen Analogieschlüsse am ehesten aussagekräftig. Man könnte die unsicheren Risiken nach den Merkmalen „Ubiquität, Persistenz und Irreversibilität“ charakterisieren, bekannte Risiken mit einer ähnlichen Charakteristik heranziehen und die dann auftretende Bandbreite der Schäden (oder deren Vermeidungskosten) als Indikator für die zu erwartenden Schadensfolgen auswählen. Mit diesem Verfahren ließen sich zumindest ansatzweise die mit diesen Risiken verbundenen Schadenserwartungen bestimmen.

Empfehlung der Methodenkonvention:

Die monetäre Schadensbewertung von Risiken, über die keine Schätzungen bzgl. der Eintrittswahrscheinlichkeiten und des Schadensausmaßes vorliegen, ist methodisch nicht möglich. Das Schadenspotenzial dieser Risiken ist nach den Merkmalen Ubiquität, Persistenz und Irreversibilität zu charakterisieren und qualitativ zu beschreiben. Sofern Zielsetzungen zur Minderung der Risiken vorliegen, sind die Kosten zur Zielerreichung einzubeziehen (vgl. hierzu auch Ausführungen in Kapitel 2.3).

³¹ Die Zielgenauigkeit dieser drei Variablen wurde in einem anderen Projekt nachgewiesen (Renn et al. 2003). In diesem EU-finanzierten Projekt wurden die drei Kriterien für die persistenten, organischen Chemikalien in ein mathematisches Prognosemodell überführt, das in der Tat eine fast perfekte Übereinstimmung zwischen modell-bestimmter Akzeptabilität und der tatsächlichen internationalen Gesetzgebung (verbotene versus nicht verbotene Stoffe) aufwies. Insofern ist es also möglich, mit Hilfe von Hilfsindikatoren eine nachvollziehbare und konsistente Bestimmung der Akzeptanz bestimmter Risiken vorzunehmen. Für das Beispiel der POPs (persistent organic pollutants) ist dieses Verfahren in Annex 1 bei Renn (2004) ausführlich beschrieben.

2.5.6. Exkurs: Zur Rolle gesellschaftlicher Diskurse bei der Risikobewertung

Bei der Beschreibung der Maßstäbe zur Risikobewertung wurde an einigen Stellen darauf hingewiesen, dass die Entscheidung über tolerierbare Risiken nur in einem gesellschaftlichen Diskurs lösbar ist. Aufgabe der diskursiven Verfahren ist es, Alltagserfahrungen, Interessen und Werte der Gesellschaft in die Abwägungsprozesse einzubeziehen. Daneben spielen lokale Wissensbestände, kollektive Vorlieben und Gewohnheiten sowie Ansprüche an die Gestaltung der eigenen Lebenswelt eine wichtige Rolle.

Diskurs bedeutet hingegen nicht: Einigung auf den kleinsten, meist trivialen Nenner. Es geht vielmehr um eine Konfliktaustragung, bei der die Argumente in aller Klarheit und, falls notwendig, auch in aller Schärfe ausgetauscht und die unterschiedlichen Werte und Interessen dargelegt werden. Häufig enden diese Diskurse nicht mit einem Konsens, sondern mit einem Konsens über den Dissens. In diesem Falle wissen alle Teilnehmer, warum die eine Seite für eine bestimmte Gewichtung und die andere dagegen ist. Die jeweiligen Argumente sind dann aber im Gespräch überprüft und auf Schwächen und Stärken ausgelotet worden. Die verbleibenden Unterschiede beruhen nicht mehr auf Scheinkonflikten oder auf Fehlurteilen, sondern auf klar definierbaren Differenzen in der Bewertung der Entscheidungsfolgen.³² Das Ergebnis eines Diskurses ist mehr Klarheit, nicht unbedingt Einigkeit.

Auch dann, wenn das Ergebnis eines Diskurses auf Dissens hinausläuft, ist dieses Ergebnis für die Entscheidungsfindung und für die hier zur Diskussion stehende Festlegung der Gewichtungsfaktoren für Umweltkosten ebenso bedeutsam wie ein von allen getragener Konsens. In beiden Fällen können die legalen Entscheidungsträger abgewogene und im klassischen Sinne rationale Entscheidungen fällen.

Bei konsensualen Vorschlägen ist dies weniger schmerzhaft, bei Dissens müssen die Entscheidungsträger unter Rückgriff auf übergeordnete Werte oder ihren eigenen programmatischen Ansatz der einen oder anderen Lösung den Vorzug geben.

Entschieden werden muss so oder so. Diese Entscheidungen jedoch auf der Basis einer diskursiven Auseinandersetzung fällen zu können, verbessert nicht nur die Ergebnisse der Entscheidung, es wächst auch die Chance für eine höhere Akzeptanz, selbst bei denen, die sich mit ihren Präferenzen nicht durchsetzen konnten³³.

³² Vgl. Schimank (1992).

³³ Dryzek (1990).

2.5.7. Exkurs: Strategien zum Umgang mit Ungewissheit

Die Entwicklung von Strategien zum Umgang mit Ungewissheit ist Bestandteil der Entscheidungstheorie³⁴. Die unterschiedlichen Strategien spiegeln auch unterschiedliche Einstellungen und Bewertungsmaßstäbe wider – z. B. eine pessimistische oder optimistische Grundhaltung und lassen sich auch bei umweltrelevanten Bewertungen anwenden. Strategien zum Umgang mit Ungewissheit stellen eine Alternative zur monetären Bewertung (oder auch zur Ökobilanzmethode) dar, sofern es darum geht, aus verschiedenen Möglichkeiten eine Alternative auszuwählen oder eine Rangfolge der Möglichkeiten zu bilden.

Das Entscheidungsproblem wird i. d. R. wie folgt beschrieben: Zur Auswahl stehen verschiedene Handlungsalternativen ($a_1, \dots, a_m$), denen jeweils eine Reihe von Umweltzuständen zugeordnet ist ($z_1, \dots, z_m$). Die Umweltzustände sind mit Indikatoren beschrieben. Der Entscheider kennt die möglichen Umweltzustände, weiß aber nicht mit welcher Wahrscheinlichkeit sie auftreten.

Übersicht 3: Beispiel einer Entscheidungsmatrix

Mögliche Umweltsituationen / Alternativen	z_1	z_2	z_3
a_1	20	42	12
a_2	25	20	28
a_3	15	21	36

Bekannte Entscheidungsregeln sind:

Maximin-Regel

Bei Anwendung der Maximin Regel ist allein der Erfolg im ungünstigsten Fall ausschlaggebend. Man wählt daher die Aktion mit dem größten Minimum (a_2). Diese Regel spiegelt eine sehr vorsichtige Werthaltung wider.

Maximax-Regel

Man wählt die Alternative, die den höchsten Erfolg gewährleisten kann, das heißt die Alternative mit dem höchsten Maximum (a_1). Dieses Vorgehen entspricht einer sehr optimistischen Werthaltung.

³⁴ Vgl. zum Beispiel Bamberg/Coenenberg (2006).

Hurwicz-Prinzip oder gewichtete Optimismus-Pessimismus-Regel

Man wählt einen gewichteten Kompromiss zwischen der Maximin und der Maximax-Regel³⁵, dies bedeutet, dass man für jede Aktion ein gewichteter Durchschnitt aus minimalem und maximalem Erfolg zu ermitteln ist. Je nachdem, ob das Maximum oder das Minimum mit höherem Gewicht eingeht, neigt man eher zu Optimismus (Maximax-Regel) oder Pessimismus (Maximin-Regel).

Savage-Niehans-Regel

Man wählt die Alternative mit dem „kleinsten Bedauern“: Die Höhe des Bedauerns ist definiert als der Abstand zwischen der Auszahlung der gewählten Alternative und der höchsten Auszahlung in dieser Situation. Von diesen „Bedauerns-Werten“ wird für jede Zeile das Maximum ermittelt (dies ist das größtmögliche Bedauern, welches von dieser Entscheidung hervorgerufen werden kann). Gewählt wird die Alternative mit dem kleinsten dieser Werte. Im vorliegenden Fall ist dies Alternative a_3 .

Laplace-Regel

Man unterstellt eine Gleichverteilung der Zustände und wählt daher die Aktion mit der höchsten Summe der möglichen Nutzen (a_1).

2.6. Diskontierung künftiger Kosten und Nutzen

Der Zeitpunkt der Realisation der Kosten und Nutzen (oder Erträge) heutiger Entscheidungen spielt bei ökonomischen Analysen eine große Rolle. In betriebswirtschaftlichen Analysen diskontiert man künftige Kosten und Erträge mit einem Marktzins (oder auch einem Kalkulationszins) auf den heutigen Zeitpunkt, denn der Marktzins stellt für die Investoren die Opportunitätskosten des Kapitals dar. Eine Investition ist lohnend, falls der Kapitalwert – die Differenz der abdiskontierten Erträge und Kosten – positiv ist. Der Ertrag der Investition ist dann höher als der Ertrag aus der Anlage des investierten Kapitals zum Marktzins.

Bei gesamtwirtschaftlichen Bewertungen besteht unter allen Fachleuten Einigkeit darüber, dass eine niedrigere Diskontrate als der Marktzins angesetzt werden muss. In der Regel wird hierbei der reale Kapitalmarktzins für risikoarme Anleihen verwendet. Dieser Kapitalmarktzins ist für kurz- bis mittelfristige Zeiträume – etwa bis 20 Jahre – verwendbar. Rückblickend zeigt sich, dass sich der reale Marktzins – abgesehen von kurzfristigen Schwankungen - in den letzten 150 Jahren immer wieder bei 2,5 Prozent bis 3 Prozent eingependelt hat.

Für die Methodenkonvention legen wir die Diskontrate für Bewertungen, die Zeiträume bis zu 20 Jahren umfassen, auf 3 Prozent fest.

³⁵ Hierzu bestimmt man einen Optimismusparameter (zwischen 0 und 1), auf die genaue Herleitung wird hier nicht eingegangen.

Diskontierung bei generationenübergreifenden Wirkungen

Bei der Schätzung externer Kosten und Umweltschäden sind jedoch häufig weit in die Zukunft reichende Schäden zu bewerten. Denn: Je nach Art der betrachteten Effekte (Gesundheitsschäden mit Latenzzeit, Klimaänderungen, Strahlung durch Endlagerung radioaktiver Abfälle) können die Schäden weit, z. B. Hunderte von Jahren, in die Zukunft reichen. Für diese Zeiträume lässt sich empirisch kein Marktzins ermitteln. Die Höhe der Diskontrate beeinflusst aber umso stärker das Ergebnis je ferner in die Zukunft die zu bewertenden Schäden reichen. Beispielweise entspricht der Barwert eines jährlichen Schadens in Höhe von 100 €, der 200 Jahre lang auftritt, bei einer Diskontrate von 0 Prozent 20.000 Euro, bei 1 Prozent 8.633 Euro, bei 3 Prozent 3.324 Euro und bei 5 Prozent nur noch 2.000 Euro³⁶.

Wissenschaftlich lässt sich die Höhe der Diskontrate zur Bewertung generationenübergreifender Aspekte nicht begründen, denn mit der Wahl der Diskontrate sind implizit Werturteile verbunden. Um den Einfluss der Werturteile auf die Höhe der Diskontrate zu erkennen, ist es hilfreich, die Diskontrate als Ergebnis eines intertemporalen Nutzenkalküls aufzufassen.

Die soziale Diskontrate lässt sich mit folgender Formel beschreiben:

$$i = z + n \cdot g$$

i = soziale Diskontrate

z = pure (soziale) Zeitpräferenzrate

n = prozentuale Veränderung des Grenznutzens pro Prozent Steigerung des Konsums (soziale Grenznutzenelastizität des Konsums) (Absolutwert)

g = Wachstumsrate des Konsums.

Die soziale Diskontrate ist umso höher, je höher die pure Zeitpräferenzrate z , die Grenznutzenelastizität des Konsums n und die Wachstumsrate des Konsums g sind.

Um einen Wert für die Diskontrate festzulegen, ist erstens eine Annahme über den Inhalt der Präferenzen künftiger Generationen zu treffen, zweitens ist festzulegen, wie die Kosten und Nutzen künftiger Generationen im Vergleich zur heutigen Generation zu gewichtet sind (dies determiniert die pure Zeitpräferenzrate) und drittens müssen Annahmen über die weiteren Bestimmungsgrößen für die soziale Diskontrate (Wachstumsrate des Konsums, Grenznutzen des Konsums) getroffen werden.

³⁶ Der Gegenwarts- oder Barwert B_K einer Zeitreihe von Kosten K_t , die zu den Zeitpunkten $t = 0, 1, 2, \dots, T$ anfallen, ergibt sich als Summe der mit einem Diskontierungsfaktor r gewichteten Kosten jeder Periode:

$$B_K = K_0 + K_1 \frac{1}{1+r} + K_2 \frac{1}{(1+r)^2} + \dots + K_T \frac{1}{(1+r)^T} = \sum_{t=0}^T \left(K_t \frac{1}{(1+r)^t} \right)$$

Die Methodenkonvention setzt für die drei genannten Aspekte folgende Maßstäbe:

1.) Bei der Bewertung generationenübergreifender Wirkungen legen wir die Präferenzen der heutigen Generation zu Grunde, denn die Präferenzen in den einzelnen Bedürfnisfeldern (wie Nahrung, Wohnen, Mobilität) entwickeln sich generationenübergreifend in einer sehr langsamen Evolution, so dass die Präferenzinhalte der heute lebenden Generationen die beste Schätzung für jene zukünftiger Generationen (Zeitraum mindestens 150 Jahre) darstellen.

2.) Die Nutzen heute lebender und künftiger Generationen gewichten wir gleich.

Dies bedeutet, dass bei generationenübergreifenden Bewertungen die so genannte „pure Zeitpräferenzrate“ gleich Null gesetzt wird³⁷. Damit ist die Annahme verbunden, dass die zu bewertenden Tatbestände für die künftigen Generationen den gleichen Stellenwert haben, wie für die heute Lebenden (falls das Ereignis heute eintreten würde).³⁸

Erläuterung: Grundsätzlich ist zwischen der individuellen und der intergenerationellen Nutzendiskontierung zu unterscheiden. Aus individueller Sicht ist es einleuchtend, dass künftige Kosten oder Nutzen diskontiert – und damit in der Gegenwart geringer bewertet – werden. Denn: Benötigt man in einem Jahr einen Geldbetrag von 100 Euro, dann müsste man bei einem Zinssatz von 3 Prozent gegenwärtig weniger als 100 Euro (ca. 97,09 Euro) anlegen. Bei der intergenerationellen Nutzendiskontierung geht es jedoch darum, den Nutzen der heute lebenden Generation mit dem Nutzen künftiger Generationen zu vergleichen. Es handelt sich daher nicht um den Nutzen, den ein bestimmtes Individuum aus einem bestimmten Ereignis entweder heute oder in der Zukunft erfährt, sondern es handelt sich um die Frage, ob die heute Lebenden ein bestimmtes Ereignis genauso werten wie die künftig Lebenden es tun werden. Aus Sicht des Umweltbundesamtes ist bei generationenübergreifenden Betrachtungen die Nutzendiskontierung ethisch nicht zu rechtfertigen – widerspräche sie doch der generationenübergreifenden Perspektive der nachhaltigen Entwicklung. Die Nutzen heute Lebender und der künftigen Generationen sind daher gleich zu gewichten.

3.) Für den Standardfall nehmen wir an, dass die Grenznutzenelastizität des Konsums n^39 gleich eins ist und dass das Wachstum 1,5 Prozent beträgt. Diese Werte entsprechen den in ökonomischen Analysen gängigen Annahmen.

Aus der Zusammenschau dieser drei Annahmen ergibt sich:

Die soziale Diskontrate bei generationenübergreifenden Bewertungen setzen wir damit standardmäßig auf 1,5 Prozent.

³⁷ Eine positive Zeitpräferenzrate würde implizieren, dass die Nutzen der künftigen Generation mit geringerem Gewicht in die Bewertung eingehen.

³⁸ Der Fall $z = 0$ entspricht dem „prescriptive approach“ bei Arrow u. a. (1995). Den Fall $z > 0$ bezeichnen Arrow u.a. als „descriptive approach.“

³⁹ Die Grenznutzenelastizität des Konsums gibt an, um wie viel Prozent der zusätzliche Nutzen sich ändert, wenn der Konsum sich um ein Prozent erhöht.

Dieser Standardfall spiegelt eine optimistische Werthaltung wider, denn damit ist die Annahme verbunden, dass wir auch künftig Wirtschaftswachstum und/oder Effizienzwachstum als Folge des technischen Fortschritts haben werden und es den späteren Generationen materiell besser gehen wird⁴⁰. Sofern es Gründe gibt, ein anderes Wachstum oder eine andere Nutzenelastizität zu unterstellen, ändert sich die soziale Diskontrate entsprechend.

Bei generationenübergreifenden Bewertungen empfehlen wir, grundsätzlich eine Sensitivitätsanalyse mit der Diskontrate gleich Null durchzuführen. Dieser Fall spiegelt eine risikoaverse und vorsorgeorientierte Werthaltung wider.

Zusammenfassend ergibt sich damit für die Wahl der sozialen Diskontrate folgende Konvention:

Für kurzfristige Zeiträume (bis ca. 20 Jahre) ist mit einer Diskontrate von 3 Prozent zu rechnen.

Für weiter in die Zukunft reichende Schäden setzen wir die Diskontrate standardmäßig auf 1,5 Prozent. Des Weiteren ist bei generationenübergreifenden Betrachtungen eine Sensitivitätsrechnung mit einer Diskontrate in Höhe von 0 Prozent durchzuführen.

Die Diskontraten sind jeweils für den ganzen Zeitraum anzusetzen (konstante Diskontraten).⁴¹

Die für die Methodenkonvention gewählten Werte liegen in den Bandbreiten, die wissenschaftlich üblich sind.

2.7. Zusammenfassung der Maßstäbe

Die ökonomische Bewertung umweltrelevanter Effekte muss sich aus verschiedenen Gründen einiger Hilfsmittel bedienen, denn:

- ➔ Es gibt keine Marktpreise, die den Wert der Umwelt unmittelbar angeben.
- ➔ Umweltauswirkungen sind häufig ungewiss, die Wirkungen heutiger Aktivitäten auf die Umwelt sind teilweise noch nicht bekannt.
- ➔ Es gibt irreversible Umweltschäden, die zu bewerten sind.
- ➔ Man muss teilweise heute über die Bewertung von Schäden entscheiden, die erst in ferner Zukunft auftreten.

⁴⁰ Beispielsweise impliziert dies, dass durch technischen Fortschritt die Effizienz der Ressourcennutzung verbessert wird und die künftigen Generationen daher relativ weniger Ressourcen als die heute lebende Generation benötigen, um ihre Bedürfnisse zu befriedigen.

⁴¹ Es gibt auch Autoren, die eine im Zeitablauf abnehmende Diskontrate empfehlen. Vgl. z. B. Weitzmann (1994).

Allerdings stoßen bei den genannten Problemen auch andere Bewertungsverfahren an ihre Grenzen, denn die Bewertungsproblematik ist inhärent gegeben und nicht der ökonomischen Methode geschuldet. In vielen Fällen müssen trotz bestehender Unsicherheiten über mögliche langfristige Wirkungen die relevanten Entscheidungen heute getroffen werden. Die ökonomische Bewertung hat in diesen Fällen den Vorteil, zumindest Teilaspekte, die einer ökonomischen Bewertung zugänglich sind, zu verdeutlichen und die ansonsten impliziten Bewertungen offen zu legen. Allein die so ermittelten Schadenskosten (oder Opportunitätskosten) erreichen oft schon Höhen, die Entscheidungen zum Schutz der Umwelt begründen.

Welche Maßstäbe für die ökonomische Bewertung angesetzt werden sollen, lässt sich selbstverständlich nicht wissenschaftlich begründen. Die Maßstäbe müssen allerdings konsistent mit individuellen und gesellschaftlichen Präferenzen, Zielsetzungen und Rahmenbedingungen sein.

Im Folgenden werden die in den vorherigen Abschnitten abgeleiteten Maßstäbe für die ökonomische Bewertung umweltrelevanter Effekte zusammengefasst (ausführlicher in den jeweiligen Kapiteln):

Maßstab individuelle Zahlungsbereitschaft

Ziel der Schätzung der Umweltkosten ist die Darstellung der ökonomischen Folgewirkungen von Umweltschäden und hieraus resultierenden Nutzenverlusten. Daher wird grundsätzlich auf das Prinzip der individuell-marktlichen Bewertung abgestellt. Dies bedeutet, dass zur Schätzung der Umweltkosten die Zahlungsbereitschaft der Individuen als Maßstab heranzuziehen ist. Die Zahlungsbereitschaft ist vor allem dann ein geeigneter Bewertungsmaßstab, falls der zu beurteilende Schaden in sachlicher, räumlicher und zeitlicher Hinsicht den Nutzen der Befragten beeinträchtigt. Es gibt jedoch Fälle, in denen es Gründe gibt, von diesem Maßstab abzuweichen. Ein für die Umweltbewertung wichtiger Fall ist die Bewertung generationenübergreifender Schäden, bei dem wir explizit die Festlegung auf bestimmte ethische Werturteile vorschlagen (vgl. hierzu die Ausführungen in Kapitel 2.6).

Gesellschaftlich-politische Bewertungen und Expertenurteile

Gesellschaftliche Bewertungen und/oder Expertenurteile sind als Maßstab heranzuziehen, falls es nicht möglich oder nicht angemessen ist, die Bewertung auf Grundlage individueller Präferenzen vorzunehmen. Gründe für den Rückgriff auf Expertenurteile und gesellschaftliche Bewertungen sind beispielsweise generationenübergreifende Wirkungen, hohe Unsicherheit, Beurteilung von Schäden, die individuell nicht unmittelbar spürbar sind. Bei diesen Bewertungen handelt es sich i. d. R. nicht um Zahlungsbereitschaften zur Verringerung von Umweltschäden, sondern i. d. R. um Empfehlungen (oder je nach Verbindlichkeit auch Grenzwerte), die einzuhalten sind, um nicht-tolerierbare Schäden zu vermeiden. Auf Grundlage dieser Ziele lassen sich dann die Kosten ermitteln, die zur Zieleinhaltung von der Gesellschaft aufzubringen sind.

Umweltschutzbezogene Ziele als Rahmensetzung für die Bewertung

Umweltschutzbezogene Ziele dienen insofern als Bewertungsrahmen, als dass sich die Kosten der Zielerreichung als gesellschaftliche Zahlungsbereitschaft (oder als Opportunitätskosten) interpretieren lassen. Die Auswahl der relevanten Ziele ist transparent darzustellen. Die in Kapitel 2.3 dargestellten Kriterien für die Auswahl der relevanten Ziele sind zu beachten.

Bewertung irreversibler Schäden

Irreversible Schäden, die einen tolerierbaren Funktionsverlust bedeuten und/oder die durch produzierte Güter ersetzbar sind, sind mit den Ersatzkosten zu bewerten. Lassen sich die Folgewirkungen irreversibler Schäden nicht genau bestimmen, sind – falls verfügbar – Schätzungen zu den Bandbreiten der möglichen Schäden anzugeben. Sind auch hierüber keine Informationen verfügbar, ist es erforderlich, die Risiken qualitativ zu beschreiben.

Bewertung von Todesfällen und Krankheiten

Bezüglich der oftmals aus ethischer Sicht abgelehnten Bewertung von Todesfällen und Krankheiten ist zu betonen, dass in ökonomischen Analysen nicht der „Wert“ eines Menschenlebens ermittelt wird, sondern die (marginale) Änderung von Sterbewahrscheinlichkeiten. Abwägungen zwischen Risiken und Geld finden auch im alltäglichen Leben statt. Zahlungsbereitschaften für Änderungen der Sterbe- oder Erkrankungswahrscheinlichkeit sind daher auch bei der Schätzung der Umweltkosten einzubeziehen.

Diskontierung künftiger Kosten und Nutzen

Für Zeithorizonte bis zu 20 Jahren ist standardmäßig eine Diskontrate in Höhe von 3 Prozent, bei längeren Zeiträumen (intergenerative Aspekte) 1,5 Prozent anzusetzen. Bei intergenerationellen Analysen ist eine Sensitivitätsrechnung mit einer Diskontrate von Null Prozent durchzuführen.

Bewertung bei Unsicherheit und Risiko

Grundsätzlich ist der Erwartungswert des Schadens für die Schätzung der Umweltkosten zu verwenden. Bei Vorliegen von Risikoaversion stellt der Erwartungswert des Schadens die Untergrenze der Kosten dar. Das Risiko sowie die Gründe, die für eine Risikoaversion in der Bevölkerung sprechen, sind qualitativ zu beschreiben und Sensitivitätsrechnungen unter Berücksichtigung eines Risikoaversionsfaktors durchzuführen.

Bewertung von Katastrophenrisiken (Damokles-Risiken)

Die Bandbreiten der Eintrittswahrscheinlichkeiten und der Schadenshöhen – sowie die hieraus ermittelten Erwartungswerte – sind anzugeben. Da bei Katastrophenrisiken von Risikoaversion der Bevölkerung auszugehen ist, sind Sensitivitätsrechnungen unter Berücksichtigung der Risikoaversion durchzuführen. So lange es für Deutschland keine Untersuchungen zur Höhe der Aversionsfaktoren gibt, schlagen wir vor – in Anlehnung an die Ergebnisse aus der Schweiz - den Aversionsfaktor 100 zu verwenden.

Bewertung bei Ungewissheit (Pythia-Risiken)

Die monetäre Schadensbewertung von Risiken, über deren Wirkungen ein sehr hohes Maß an Ungewissheit besteht und über die keine Schätzungen bzgl. Eintrittswahrscheinlichkeiten und Schadensausmaß vorliegen, ist methodisch nicht möglich. Das Schadenspotenzial dieser Risiken soll nach den Hilfsgrößen Ubiquität, Persistenz und Irreversibilität charakterisiert und qualitativ beschrieben werden.

3 Kostenkategorien zur Schätzung von Umweltkosten

3.1. Schadenskosten als Maßstab für die Zahlungsbereitschaft

Die ökonomische Bewertung verschiedener Schadensarten (z. B. umweltbedingte Krankheiten, Materialschäden) erfolgt durch die Schätzung bestimmter Kostenkategorien, die als Indikator für den entstandenen Nutzenverlust interpretierbar sind. Die Maßstäbe, die in Kapitel 2 für die ökonomische Bewertung hergeleitet wurden, müssen sich auch in den Kostenkategorien widerspiegeln.

Für die Interpretation der Ergebnisse und die Vermeidung von Doppelzählungen ist es von entscheidender Bedeutung, die verschiedenen Kostenkategorien zu benennen und klar voneinander zu trennen. Die für die Methodenkonvention festgelegten Definitionen sind in Übersicht 4 zusammengefasst.

Umweltschadenskosten setzen sich zusammen aus Schadensverringerungskosten und Kosten nicht vermiedener Umwelt- und Gesundheitsschäden.

Schadensverringerungskosten korrespondieren mit der Zahlungsbereitschaft der Betroffenen für eine Verbesserung der Umweltqualität. Die Kosten tatsächlich durchgeführter (oder geplanter) Beseitigungsmaßnahmen sowie die Anpassungs- und Ausweichkosten sind als Untergrenze für die Zahlungsbereitschaft zu interpretieren, denn Individuen oder die Gesellschaft werden diese Kosten nur dann aufbringen, wenn der daraus resultierende Nutzengewinn größer ist als die Kosten der Maßnahmen. Man spricht in diesem Zusammenhang auch von geoffenbarten Präferenzen.

Man kann die Schadensverringerungskosten unterteilen in

a) direkte Kosten

Hierunter fallen die Kosten von Maßnahmen, die unmittelbar an der Beseitigung oder Begrenzung des entstandenen Schadens ansetzen, z. B. Kosten der Fassadenreinigung, Gewässerreinigungskosten, Bodensanierungskosten, medizinische Behandlungskosten u. ä.

b) indirekte Kosten

Hierunter fallen z. B. Kosten, die einer Verhaltensänderung oder Anpassung als Reaktion auf die Beeinträchtigung entstehen, z. B. Ausweichkosten durch Einbau von Lärmschutzfenstern, erhöhte Kosten durch Ausweichen in weiter entfernte Erholungsgebiete. Durch diese Verhaltensänderungen wird keine materielle Verbesserung des Umweltzustands erreicht, jedoch werden die Auswirkungen für den Betroffenen verringert oder kompensiert.

c) Vorsorgekosten

Hierzu zählen die Kosten von Maßnahmen, die im Vorfeld (vor Schadenseintritt) getätigt werden, um die Schadenswahrscheinlichkeit zu verringern oder das Schadensausmaß zu begrenzen, wie z. B. Hochwasserschutzmaßnahmen.

Übersicht 4: Kostenkategorien zur Schätzung von Umweltschadenskosten

	Kostenkategorien	Ansatzpunkt zur Bewertung	Bewertungsrelevanz / Validität
1	Schadensverringerungskosten		
1a	direkte Kosten, z. B. Wiederherstellungskosten, Sanierungskosten, Reparaturkosten, Nachsorgekosten	durchgeführte oder geplante Maßnahmen zur Begrenzung oder Beseitigung materieller Schäden und Gesundheitsschäden	Bestandteil externer Kosten (geoffenbarte Präferenzen)
1b	indirekte Kosten, z. B. Anpassungskosten, Ausweichkosten	durchgeführte und geplante Anpassungsreaktionen der Betroffenen zur Verringerung der Umweltbeeinträchtigung	Bestandteil externer Kosten (geoffenbarte Präferenzen)
1c	Vorsorgekosten	Maßnahmen zur Verringerung der Schadenswahrscheinlichkeit oder des Schadensausmaßes	ggf. bereits internalisierte Kosten, z. B. bei Umwelthaftung
2	Kosten nicht vermiedener Umwelt- und Gesundheitsschäden		
2a	Kosten weiterer Maßnahmen zur Schadensverringering	Mögliche Maßnahmen zur Schadensverringering, die auf <u>gesellschaftlich-politischen Zielsetzungen</u> und/oder <u>Expertenurteilen</u> über die zu vermeidende Beeinträchtigung beruhen ⁴²	Bestandteil externer Kosten bei Akzeptanz der zugrundegelegten Zielsetzung (z. B. Kosten zur Einhaltung von Lärmschutzziele)
2b	Kosten der nicht vermiedenen oder nicht vermeidbaren Umweltschäden, z. B. Ertragsverluste in der Landwirtschaft, Verringerung des Erholungsnutzens, Verringerung der Lebensqualität, chronische Gesundheitsschäden	Nutzeneinbußen von Betroffenen, die nicht durch weitere Abwehrmaßnahmen verringert werden. Maßnahmen zur Kompensation von Umweltschäden.	Bestandteil externer Kosten, teilweise Gefahr von Doppelzählungen, genaue Abgrenzung zu den Kostenkategorien 1b und 2a notwendig.

Quelle: Eigene Zusammenstellung.

Zu der zweiten Kategorie (Kosten der nicht vermiedenen Umweltschäden) zählen alle Kosten oder Nutzenverluste von Umweltschäden, die nicht durch Beseitigungs-, Abwehr- oder Ausweichmaßnahmen begrenzt werden.

⁴² Weitere Maßnahmen, die zwar getätigt werden könnten, für die jedoch kein Bezug zu einem gesellschaftlich verankerten Umweltschutzziel besteht, sollten zur Schätzung der externen Kosten nicht herangezogen werden. Hier besteht die Gefahr der Überschätzung externer Kosten.

Hier kann man nun zwei Fälle unterscheiden: 2a) bezeichnet die Kosten möglicher Maßnahmen zur Schadensverringerung, die aber - aus verschiedenen Gründen - (noch) nicht durchgeführt werden. Diese Kosten kann man dann berücksichtigen, wenn man sich dazu auf gesellschaftliche und/oder Expertenurteile stützen kann, d. h. dass es beabsichtigt ist, diese Maßnahmen durchzuführen. Die in Abschnitt 2.3 erläuterten Hinweise sind daher zu berücksichtigen. Unter 2b) sind dann die verbleibenden Nutzenverluste genannt, die – aus verschiedenen Gründen - nicht weiter reduziert oder eingedämmt werden (können). Um diese Schäden zu bewerten, müsste die Zahlungsbereitschaft der Betroffenen - für eine weitere Reduzierung der Schäden – geschätzt werden (zu den Methoden siehe Anhang A).

Hierzu zählen z. B.

- ➔ Beeinträchtigung des Erholungsnutzens oder der Lebensqualität,
- ➔ Ertragsverluste aufgrund von Produktivitätsänderungen,
- ➔ chronische Gesundheitsschäden.

Bei der Analyse ist sorgfältig zu prüfen, ob es zu Doppelzählungen kommt, die herauszurechnen sind.

3.2. Vermeidungskosten als Hilfsgröße zur Bestimmung von Umweltkosten

Grundlegend von den Schadenskosten zu unterscheiden sind die so genannten Vermeidungskosten, die in keinem unmittelbaren Bezug zu den Umweltschäden stehen, sondern Kosten umfassen, die bei der Vermeidung oder Verringerung der für den Umweltschaden verursachenden Aktivität ansetzen (z. B. Emissionsvermeidungskosten).

Unter **Vermeidungskosten** versteht man die Kosten, die für die Vermeidung einer bestimmten Umwelteinwirkung⁴³ (z. B. Verringerung von Schadstoffemissionen) aufzuwenden sind. Vermeidungskosten setzt man immer in direkten Bezug zur relevanten umweltschädigenden Aktivität (z. B. Emissionsvermeidungskosten). Sie sind daher nicht mit Schadenskosten zu verwechseln.

Einige Studien ziehen Vermeidungskosten als Indikator für die Bewertung von Umweltschäden heran, falls unzureichende Kenntnisse über die Umweltauswirkungen bestehen. Dies ist aus unserer Sicht sinnvoll, falls damit implizit die – politisch legitimierte - Einschätzung verbunden ist, dass die erwarteten Schäden höher sind als die Kosten zur Vermeidung der Umwelteinwirkung. Wie in Kapitel 2.3 erläutert, sollte in diesem Fall ein expliziter Bezug zu gesellschaftlich akzeptierten umweltschutzbezogenen Zielen erkennbar sein. Die Vermeidungskosten lassen sich dann als eine Untergrenze der (vermuteten) Schadenskosten interpretieren.

⁴³ Umwelteinwirkungen lassen sich der Gesamtheit aller Tätigkeiten des betrachteten Untersuchungsgegenstandes zuweisen, z. B. Ressourceninanspruchnahme, Flächeninanspruchnahme, Luftemissionen, Lärm etc. Vgl. auch Definition im Leitfaden Betriebliche Umweltauswirkungen, Umweltbundesamt (1999).

Methodisch handelt es sich hierbei jedoch nicht um eine Bewertung der Umweltschäden, denn man schätzt ja gerade die Kosten, die man zu einer Verringerung der Umweltschadenskosten aufbringen müsste. Das Bewertungsproblem bei Umweltschäden lässt sich durch einen Rückgriff auf Vermeidungskosten daher nicht lösen.

Vermeidungskosten sind daher kein Indikator für die Schadenskosten, sondern sind als Opportunitätskosten zu interpretieren und gesondert auszuweisen. Denn durch Emission von Schadstoffen über das angestrebte Zielniveau hinaus müssen an anderer Stelle in der Volkswirtschaft Maßnahmen ergriffen werden und/oder auf Emissionen verursachende Aktivitäten verzichtet werden.

3.3. Gesamtkosten, Durchschnittskosten und Grenzkosten von Umweltschäden

Je nach Untersuchungsgegenstand und Datenlage lassen sich bei der Schätzung von Umweltkosten die Gesamtkosten, Durchschnittskosten oder Grenzkosten ermitteln. Die Begriffe werden im Folgenden anhand von Beispielen erläutert.

3.3.1. Gesamtkosten

Gesamtkosten entsprechen der Summe aller Umweltkosten in Bezug auf bestimmte Systemgrenzen (z. B. zeitliche und räumliche Abgrenzung). Die Schätzung der Gesamtkosten kann hilfreich sein, um die Größenordnung der Umweltschäden, die beispielsweise durch einen Sektor verursacht wird, zu illustrieren. Neben dieser verursacherorientierten Betrachtung ist auch die Schätzung der Gesamtkosten nach bestimmten Schadensarten oder Umweltmedien von Interesse, z. B. umweltbedingte Gesundheitsschäden, Kosten der Wasserverschmutzung, die wiederum nach Verursacherbereichen disaggregierbar sind. Schätzungen zu Gesamtkosten sind ferner hilfreich, um umweltpolitischen Handlungsbedarf oder Prioritäten zu begründen.

Die Schätzung der Gesamtkosten beruht üblicherweise auf einem Top-Down-Ansatz. Dies bedeutet, dass man - ausgehend von der Gesamtbelastung (z. B. Luftschadstoffemissionen) - Anteile dieser Belastung auf die betrachteten Aktivitäten (z. B. Verkehr) zurechnet und diese wiederum nach bestimmten Verkehrsarten (z. B. Personenverkehr, Güterverkehr) unterteilt. Bei standortabhängigen Umweltbelastungen ist eine Ergänzung - etwa durch Gewichtungen der Umwelteinwirkungen in Abhängigkeit von regionalen Gegebenheiten - notwendig.

Beispiel: Die Schätzung der gesamten Umweltkosten des Verkehrs umfasst die Summe aller Umweltkosten, die für die aktuelle Verkehrssituation (Zeitpunkt) in einer bestimmten räumlichen Abgrenzung (z. B. Deutschland) ermittelbar sind. Diese Kosten kann man für unterschiedliche Verkehrssituationen oder Verkehrsträger schätzen, um beispielsweise zu verdeutlichen, welche Kosteneinsparungen mit einer Reduzierung des Verkehrsvolumens oder einem geänderten Modal split verbunden wären. Die geschätzten Kosten lassen sich auch mit den Kosten anderer Sektoren vergleichen, um umweltpolitische Prioritäten zu begründen.

Übersicht 5: Beispiel: Umweltkosten des Verkehrs

Durch Verkehrsaktivitäten verursachte	Umwelteffekte / Umweltkosten
Unfälle	Unfallrisiko von Nicht-Fahrern, Unfallkosten, die nicht von der Versicherung des Verursachers gedeckt sind
Luftverschmutzung	Kosten für luftverschmutzungsbedingte Krankheiten, Ressourcenausfallkosten, Materialschäden an Gebäuden, Waldschäden, Ernteaussfälle der Land- und Forstwirtschaft
Treibhausgasemissionen	hierdurch verursachter Klimawandel, ökonomische Folgen
Lärmbelästigung	Lärmbedingte Krankheiten, Behandlungskosten, Einkommenseinbußen, Verschlechterung der Lebensqualität
Trennwirkungen der Verkehrswege	Nutzeneinbußen in der Fremdenverkehrswirtschaft, in der Land- und Forstwirtschaft, ökologische Beeinträchtigungen und daraus resultierende Nutzenverluste
Flächenverbrauch	Inanspruchnahme für Verkehrsflächen
Folgeeffekte der Verkehrsaktivitäten	Folgekosten der Infrastrukturnutzung

Quelle: Eigene Darstellung.

3.3.2. Durchschnittskosten

Unter Durchschnittskosten versteht man das Verhältnis der Gesamtkosten zu einer bestimmten Referenzeinheit.

Welche Arten von Durchschnittskosten gebildet werden, hängt von der zugrunde liegenden Fragestellung ab. So können beispielsweise die Gesamtkosten des Straßengüterverkehrs zu Tonnenkilometern, gefahrenen Kilometern oder pro Liter Kraftstoff in Beziehung gesetzt werden. Bei der Energiebereitstellung ist der Bezug auf eine Kilowattstunde erzeugten Stroms üblich. Auf diese Weise lässt sich zum Beispiel ermitteln, ob mit bestehenden Instrumenten - wie der Stromsteuer - die Umweltkosten der Stromerzeugung pro Kilowattstunde angelastet werden.

3.3.3. Grenzkosten

Unter Grenzkosten versteht man die zusätzlichen Kosten, die eine Ausweitung der umweltschädigenden Aktivität (z. B. Emissionen in Tonnen, Verkehrsvolumen in Kilometern, Energieerzeugung in Kilowattstunden) um eine Einheit verursacht.

Die Schätzung von Grenzkosten beruht auf der Bottom-up-Methodik. Die Schadstoffe werden an der Quelle erfasst; mit Hilfe von Annahmen über Dosis-Wirkungsbeziehungen und Ausbreitungsrechnungen lassen sich z. B. Gesundheits- und Umweltschäden schätzen.

In der Praxis erfolgt die Bestimmung der Grenzkosten durch eine Differenzbetrachtung zweier Szenarien: Man vergleicht die Situation einschließlich der betrachteten Aktivität (z. B. zusätzliches Kraftwerk, zusätzlicher Verkehr) mit einer Situation ohne diese Aktivität. Da es sich hierbei nicht um eine Marginalbetrachtung handelt, – dies wäre der Fall, wenn nur die Wirkung einer Einheit zusätzlicher Emissionen untersucht würde – spricht man auch von quasi-marginalen Grenzkosten. Grenzkosten und (variable) Durchschnittskosten sind identisch, falls Umweltwirkungen mit linearen Dosis-Wirkungsbeziehungen betrachtet werden.

Die Schätzung von Grenzkosten ist vor allem für Vorschläge zur Gestaltung ökonomischer Anreizinstrumente im Umweltschutz eine sinnvolle Bezugsgröße. Umweltabgaben, die auf eine Internalisierung externer Kosten zielen⁴⁴, sollten sich an den Grenzkosten der Umweltbelastung orientieren. Für die Verursacher ist es dann rational, die Umweltbelastung zu verringern, solange die Zusatzkosten für solche Maßnahmen (z. B. Energieeinsparinvestitionen) geringer sind als die eingesparten Anlastungskosten über das Instrument (z. B. eingesparte Stromsteuer, eingesparte Ausgabe für Emissionszertifikate). Im Optimum entsprechen sich dann gerade die Grenzschadenskosten und die Grenzvermeidungskosten⁴⁵.

Eine verstärkte Inanspruchnahme der Umwelt ist in der Regel mit steigenden Grenzkosten verbunden (d.h. negative Wirkungen sind umso gravierender je höher die Ausgangsbelastung ist). In diesem Fall sind die zusätzlichen Kosten durch eine Ausweitung des Verkehrs oder den Bau eines weiteren Kraftwerks größer als die Kosten, die im Durchschnitt durch die bestehende Verkehrsleistung oder den bestehenden Bestand an Kraftwerken bereits verursacht werden. Es gibt jedoch auch Umwelteinwirkungen, die – je nach Art der Belastung – durch abnehmende Grenzkosten charakterisiert sind. Beispielsweise wird die zusätzliche Lärmbelastung an bereits stark befahrenen Straßen weniger gravierend sein als die Lärmbelastung, die durchschnittlich durch den vorhandenen Verkehr verursacht wird. In diesem Fall macht es ökonomisch keinen Sinn, die Grenzkosten der zusätzlichen Belastung als Maßstab für die Internalisierung heranzuziehen, denn dies würde nur ungenügend Anreize zur Reduzierung der Lärmbelastung setzen. Dagegen müssten die durchschnittlichen Umweltschadenskosten angelastet werden.

3.4. Methodisches Vorgehen zur Schätzung von Umweltschadenskosten

In Abhängigkeit von dem Untersuchungsrahmen und der Zielsetzung können unterschiedliche Schätzverfahren zur Anwendung kommen: der Wirkungspfadansatz, der Standard-Preis-Ansatz und der Top-Down-Ansatz. Diese Ansätze werden im Folgenden beschrieben und Kriterien zur Auswahl des passenden Analyseansatzes formuliert.

⁴⁴ Strenggenommen, die sich an der Zielsetzung „Erreichung des gesamtwirtschaftlichen Optimums“ orientieren.

⁴⁵ Eine ausführliche Darstellung über die Zielsetzungen der Internalisierung und die sich hieraus ergebenden Anforderungen an die Instrumente, findet man bei van Essen/Maibach (2007).

3.4.1. Wirkungspfadansatz

Der Wirkungspfadansatz stellt einen Ansatz dar, der es ermöglicht, Grenzkosten der Umweltbelastung zu schätzen. Er wurde im Rahmen des EU-Forschungsprogramms Externe entwickelt und angewendet. Auf wissenschaftlicher Ebene besteht Konsens, dass dieser Ansatz verfolgt werden sollte, sofern die Daten- und Informationsgrundlage ausreichen.

Der Bewertungsansatz beruht auf folgenden Prinzipien zur Bewertung von Umweltkosten:

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

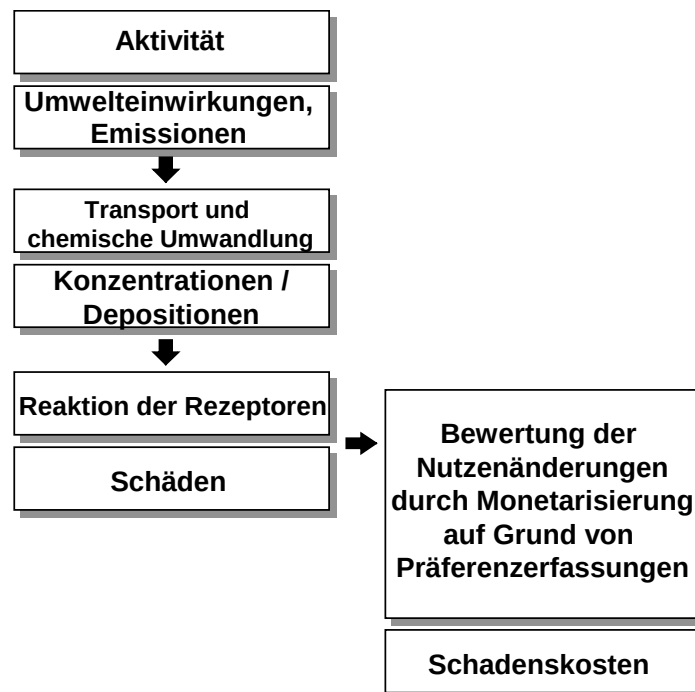
Bottom-up bedeutet, dass man die Wirkungskette von der Umwelteinwirkung über den Transport und evtl. auftretende chemische Umwandlungsprozesse (z. B. die Bildung von Ozon und Sommersmog) bis hin zur Wirkung auf verschiedene Rezeptoren (z. B. Menschen, Pflanzen) erfasst und die so quantifizierten physischen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

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

Das beschriebene Vorgehen erlaubt die Ermittlung von marginalen oder quasi-marginalen Kosten (die z. B. durch Bau und Betrieb eines zusätzlichen Kraftwerkes an einem bestimmten Standort entstehen). Quasi-marginal bedeutet in diesem Zusammenhang, dass die Schäden einer zusätzlichen messbaren Belastung geschätzt werden, etwa die Schäden durch den Bau eines zusätzlichen Kraftwerkblocks.⁴⁶ Die so ermittelten Schäden werden – in diesem Beispiel – auf die von diesem Kraftwerk zusätzlich erzeugten kWh bezogen. Aus den Zusatzkosten des Kraftwerks ermittelt man daher rechnerisch die Zusatzkosten pro kWh.

⁴⁶ Sofern nicht anders angegeben, sind im Folgenden mit Grenzkosten die quasi-marginalen Kosten gemeint.

Übersicht 6: Der Wirkungspfadansatz zur Erfassung von Umweltkosten



Quelle: Darstellung des IER.

In vielen Fällen sind Informationen über Kosten auf einer höheren Aggregationsstufe (z. B. für den Kraftwerkspark in einem Bundesland oder für eine Fahrzeugkategorie, die aus verschiedenen Fahrzeugtypen besteht) erforderlich. Diese Kosten erhält man durch Kombination einzelner standortspezifischer Ergebnisse (z. B. gewichtete Durchschnitte). Die Standortabhängigkeit lässt sich methodisch durch Klassifizierung der Standorte (z. B. Land, Stadt, Großstadt) integrieren. Um Schätzungen von Umweltkosten für eine bestimmte Region oder ein Bundesland zu ermitteln, muss man die Anteile der verschiedenen Standorttypen an der Region bestimmen und die Ergebnisse entsprechend gewichten. Auf diese Weise lassen sich auch durchschnittliche Grenzkosten für ein Land berechnen. Dies ist ein übliches Vorgehen bei der Schätzung von Umweltkosten der Stromerzeugung.

Übersicht 7 gibt einen Überblick über die derzeit mit Hilfe des Wirkungspfadansatzes für den Luftpfad ermittelbaren Umweltkosten. Einzelheiten über die Wirkungsanalyse sind in dem Methodenbericht zu Externe veröffentlicht.⁴⁷ Durch Weiterentwicklung des zur Verfügung stehenden Wissens wird diese Liste kontinuierlich erweitert.

⁴⁷ Vgl. hierzu Externe Volume 7, Methodology 1998, www.externe.info, und European Commission (2005).

Auch Schäden, die nach Transport der Schadstoffe durch Boden, Grund- und Oberflächenwasser entstehen sowie Unfallrisiken, z. B. Verletzungs- und Todesrisiken durch Verkehrs-, Arbeits- und Betriebsunfälle, lassen sich mit Hilfe der Wirkungspfadmethode bewerten. Der Ansatz stellt den derzeit international präferierten Ansatz zur Ermittlung von Umweltkosten dar. Er ist für viele Wirkungspfade (Luftschadstoffe, Lärm, Teilbereiche für die Medien Boden und Wasser) operationalisiert (Ausbreitungs- und Wirkungsmodelle sowie monetäre Werte sind vorhanden) und direkt anwendbar.⁴⁸

Übersicht 7: Mit Hilfe der Wirkungspfadanalyse (Luftpfad) ermittelbare Umweltkosten

Wirkungskategorie	Schadstoff / Belastung	Effekte
Gesundheitsschäden	Primär- und Sekundärpartikel, SO ₂ , O ₃ , Benzol, PAH/Benzo-[a]-pyren, 1,3-Butadien, Arsen, Cadmium, Chrom, Blei, Nickel, radioaktive Substanzen, weitere kanzerogene Substanzen Cadmium, Blei Lärm	Inhalation: Verminderte Lebenserwartung durch Kurz- und Langzeitexposition, andere Gesundheitseffekte (u. a. Erkrankungen der Atemwege, Herzkrankungen, Krebserkrankungen) Ingestion Verminderte Lebenserwartung durch Langzeitexposition, andere Gesundheitseffekte
Materialschäden	SO ₂ , Saure Deposition Primärpartikel	Korrosion von Gebäudematerialien Verschmutzung von Gebäuden
Landwirtschaftl. Ertragsänderungen	SO ₂ , O ₃ Saure Deposition Stickstoffeintrag	Ernteertragsänderungen Vermehrter Kalkbedarf von Böden Verminderter Düngerbedarf
Belästigung	Lärm	Belästigungswirkung durch Lärm

Quelle: Darstellung des IER.

3.4.2. Standard-Preis-Ansatz

Bei einigen, durchaus wichtigen Schadenskategorien reichen die Kenntnisse über Dosis-Wirkungsbeziehungen und/oder monetäre Werte von Schäden (noch) nicht aus, um Schadenskosten mit hinreichend großer Sicherheit zu berechnen. In einer Reihe solcher Fälle kann und soll - als „zweitbeste Lösung“ - der so genannte Standard-Preis-Ansatz verwendet werden, um Umweltbeeinträchtigungen in Kosten umzurechnen. Voraussetzung für diesen Ansatz ist, dass ein Umweltschutzziel vorhanden ist, das im Rahmen eines Entscheidungsprozesses, möglichst unter Beteiligung der betroffenen Akteure, festgelegt wurde und gesellschaftlich akzeptiert und erwünscht ist. Man nimmt an, dass das Umweltschutzziel unter Berücksichtigung der verfügbaren Erkenntnisse über Kosten und vermiedene Schäden zustande kam, obwohl diese Erkenntnisse nur als qualitatives Wissen verfügbar gewesen sein mögen. Es handelt sich daher um eine Methode, gesellschaftliche Bewertungen und/oder die Einschätzungen von Experten in die Bewertung einzubeziehen. Die in Abschnitt 2.3 gemachten Einschränkungen sind zu berücksichtigen.

⁴⁸ Zu den Themen Exposition des Menschen über die Medien Wasser und Boden sowie Belästigung durch Lärm vgl. bspw. Schmid, S. A. (2005) und Bachmann, T. M. (2006).

Bei diesem Ansatz errechnet man, wie hoch die Kosten sind, um die Umweltbeeinträchtigung auf einen vorgegebenen Zielwert / Standard zu reduzieren (Zielerreichungskosten). Diese Zielerreichungskosten lassen sich als gesellschaftliche Zahlungsbereitschaft (zur Verringerung der Schäden) oder Opportunitätskosten interpretieren (vgl. hierzu die Ausführungen in Abschnitt 2.3). Es ist jedoch wichtig darauf hinzuweisen, dass es sich hierbei nicht um Schadenskosten im eigentlichen Sinn handelt. Da diese Kosten sich implizit aus den vereinbarten Zielen ergeben, können diese Kosten nicht herangezogen werden, um ihrerseits die vereinbarten Ziele zu begründen. Zielerreichungskosten oder Opportunitätskosten können aber immerhin eine Größenordnung über die vermuteten – aber nicht messbaren – Schäden vermitteln.

Im Einzelnen ist dabei folgendermaßen vorzugehen:

- 1.) Auswahl und Begründung der Umweltschutzziele: Das gewählte Ziel sollte sich auf die Exposition eines Schutzgutes (menschliche Gesundheit oder Umweltmedien) beziehen, also auf Konzentrationen, Depositionen, Lärmpegel.
- 2.) Ermittlung effizienter Maßnahmenbündel: Zu prüfen ist, wie sich das gesetzte Umweltschutzziel effizient (also mit den geringsten Kosten) realisieren lässt. Die marginalen Kosten zur effizienten Erreichung des Zieles entsprechen den Zielerreichungskosten. Ggf. ergeben sich auch örtlich (z. B. nach Ländern) und zeitlich differenzierte monetäre Werte.

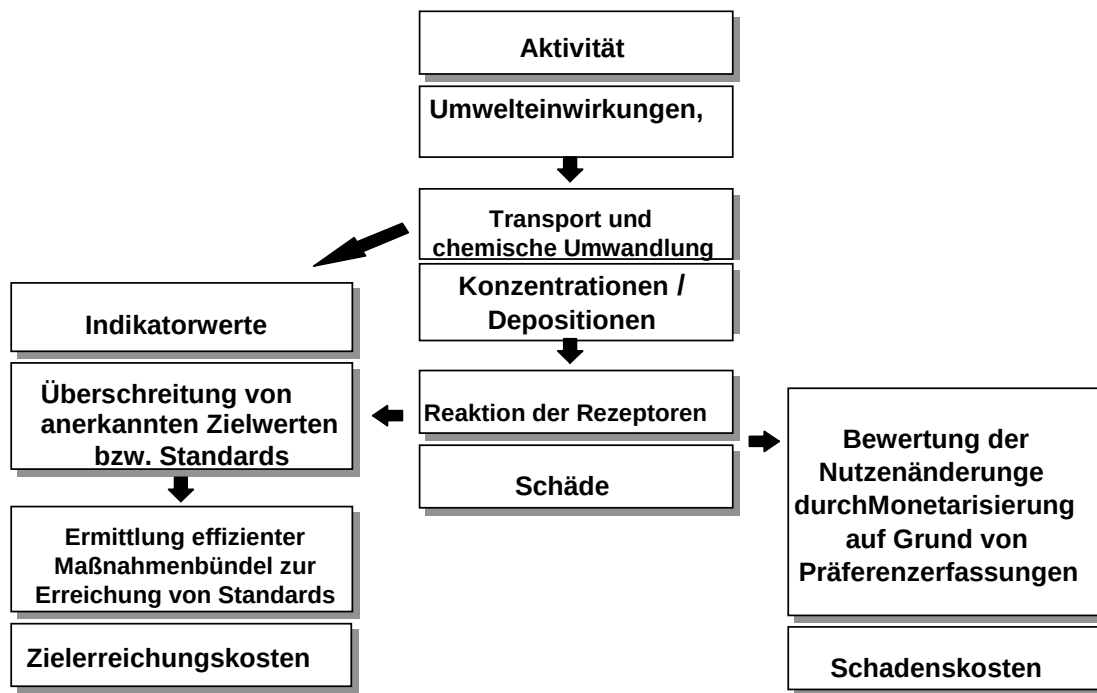
Die mit dem Standard-Preis-Ansatz ermittelten Kosten sind so gewählt, dass durch die Anlastung dieser Kosten das herangezogene Umweltschutzziel gerade erreicht würde. Es ist natürlich möglich, im Rahmen von Sensitivitätsrechnungen auch zu untersuchen, welche Auswirkungen auf die Ergebnisse andere, z. B. verschärfte, Umweltqualitäts- oder Umwelthandlungsziele hätten.

Anwendungsfelder des Standard-Preis-Ansatzes sind derzeit die Bewertung der Folgen der Klimaänderung durch die Emission von Treibhausgasen (vor allem Schätzungen zur Einhaltung langfristiger Klimaschutzziele) und die Wirkungen der Emission von Substanzen, die zu Säureeintrag und Nährstoffeintrag in Ökosysteme führen.

3.4.3. Erweiterter Wirkungspfadansatz: Kombination des Wirkungspfadansatzes und des Standard-Preis-Ansatzes

Aus den oben dargestellten Ausführungen ist einsichtig, dass bei den meisten Bewertungsfragen eine Kombination des Wirkungspfadansatzes und des Standard-Preis-Ansatzes erfolgen muss. Dies bedeutet, dass sowohl Schadenskosten als auch Schadensverringerungskosten und Zielerreichungskosten in die Schätzung der Umweltkosten einfließen. Diese Kombination ist in der einschlägigen Literatur unter dem Begriff „erweiterter Wirkungspfadansatz“ bekannt.

Übersicht 8: Der erweiterte Wirkungspfadansatz zur Berechnung von Umweltkosten



Quelle: Darstellung des IER.

Dabei wird so weit wie möglich der Wirkungspfad von der Umwelteinwirkung zu den monetär bewerteten Schäden verfolgt (rechter Zweig in Übersicht 8). Für den Fall, dass unzureichende Kenntnisse zur Beziehung zwischen Umwelteinwirkung und physischem Schaden gegeben sind, werden - wie oben beschrieben - Vermeidungskosten nach dem Standard-Preis-Ansatz ermittelt (vgl. linker Zweig in Übersicht 8).

3.4.4. Top-down-Ansatz zur Bewertung von Umweltschäden

Die auf dem Top-down-Ansatz beruhenden monetären Schätzungen von Umweltschäden haben die Modellierung makroökonomischer Zusammenhänge zwischen wirtschaftlicher Aktivität und Umweltbelastung zur Grundlage.

Die Vorgehensweise lässt sich am Beispiel der Ermittlung von Umweltkosten der Stromerzeugung aus fossilen Brennstoffen illustrieren:

1. Schritt: Aufstellung eines Emissionsinventars
2. Schritt: Ermittlung des Beitrags der Stromerzeugung aus fossilen Brennstoffen an den Gesamtemissionen
3. Schritt: Gewichtung der Emissionen mit Toxizitätsfaktoren und Darstellung der Auswirkungen auf die zu betrachtenden Kategorien (z. B. Flora, Fauna, Gesundheit, Materialien, Klima)

4. Schritt: Literaturlauswertung oder eigene Schätzung für die monetäre Bewertung der betrachteten Schäden

5. Schritt: Schätzung von Schadenskosten pro kWh für jede betrachtete Schadens-kategorie aus den Ergebnissen von Schritt 3 und 4.

Mit der Verknüpfung zwischen wirtschaftlichen Aktivitäten und Emissionen können aus diesen Studien Rückschlüsse auf umweltrelevante Belastungsänderungen in Abhängigkeit von Niveau und den Quellen der wirtschaftlichen Entwicklung gezogen werden.

Mit Anwendung des Top-down-Ansatzes lassen sich Gesamtkosten und Durchschnittskosten, aber keine Grenzkosten ermitteln.

3.4.5. Empfehlungen der Methodenkonvention zur Auswahl des Bewertungsansatzes

Wir empfehlen, den Wirkungspfadansatz zur Schätzung der Grenzkosten der Umweltnutzung vorrangig zu verwenden, sofern die Datenlage ausreichend oder diese mit einem überschaubaren Aufwand beschaffbar ist. Für die Schadensbereiche Gesundheitsrisiken, Materialschäden und Ernteaufälle, die durch Luftschadstoffe verursacht wurden, gibt es akzeptierte Berechnungsmethoden, die im Rahmen der Forschungsarbeiten der ExternE-Projektserie entwickelt wurden und auch in etlichen Bewertungsstudien bereits verwendet werden. Auch die World Health Organisation (WHO) nutzt diese Arbeiten als Grundlage für die Bewertung umweltbedingter Gesundheitsrisiken. Im Rahmen des europäischen Forschungsprogramms ExternE wird der Wirkungspfadansatz weiterentwickelt und verfeinert, so dass man hierbei auf Ergebnisse zugreifen kann, die dem derzeitigen wissenschaftlichen Stand entsprechen.

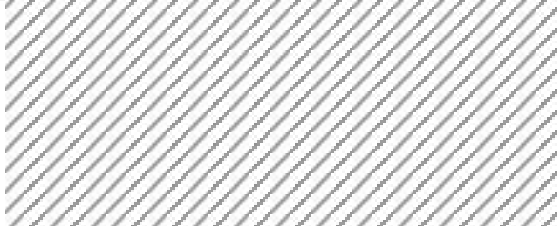
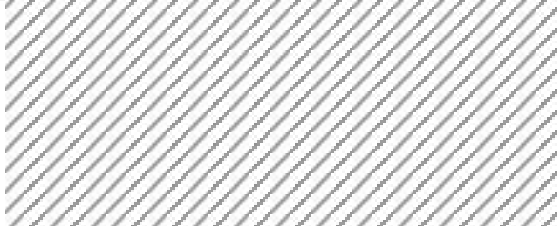
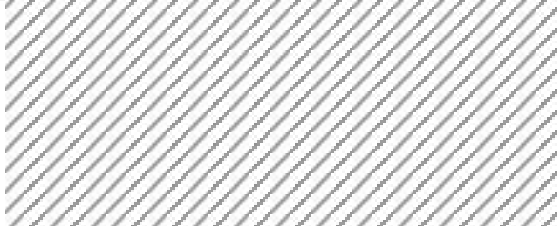
Die Anwendung des Standard-Preis-Ansatzes wird als second-best-Lösung für solche Schadenskategorien empfohlen, für die Kenntnisse über Dosis-Wirkungs-Beziehungen und/oder monetäre Werte von Schäden (noch) nicht ausreichend sind, um Schadenskosten mit hinreichend großer Sicherheit zu berechnen. Voraussetzung für diesen Ansatz ist, dass ein Umweltschutzziel vorhanden ist (siehe hierzu die Ausführungen in Abschnitt 2.3). Die nach diesem Ansatz berechneten Umweltkosten können jedoch nicht dafür herangezogen werden, die gewählten Ziele zu untermauern, sondern allein, um die derzeitige gesellschaftliche Zahlungsbereitschaft zur Reduzierung des Schadensrisikos darzustellen. Hat man keine anderen Werte, so ist diese Alternative immer noch besser als keine Kosten zu berücksichtigen.

Wir empfehlen den Top-down-Ansatz, sofern im Vordergrund der Analyse die Schätzung der Umweltkosten eines ganzen Sektors steht (z. B. Umweltkosten des Verkehrs, Umweltkosten der Landwirtschaft).

4 Standardisiertes Vorgehen zur ökonomischen Bewertung von Umweltschäden

Die ökonomische Bewertung von Umweltschäden baut auf den Erkenntnissen zu Ursache-Wirkungsbeziehungen und der Darstellung der mit den Umwelteinwirkungen verbundenen negativen (ökonomischen) Folgen – im Sinne von Nutzenbeeinträchtigungen – auf. Die ökonomische Bewertung stellt den letzten Schritt der Analyse dar, um die vielfältigen umweltrelevanten Effekte in ein einheitliches Maß – Geldeinheiten – zu überführen und damit vergleichbar zu machen.

Übersicht 9: Vorgehensweise bei der Analyse und Bewertung von Umweltkosten

Bewertungsschritte											
1	Beschreibung der Zielsetzung										
2	Untersuchungsgegenstand konkretisieren und Systemgrenzen festlegen bzgl. ➤ Verursacher /Aktivitäten ➤ Umwelteinwirkungen ➤ Zu analysierende Schadensarten, Umweltauswirkungen auf Schutzgüter ➤ Regionale, zeitliche, projektbezogene Systemgrenzen etc.										
	<table> <tr> <th><i>Physischer Wirkungspfad</i></th><th><i>Monetäre Bewertung</i></th></tr> <tr> <td>3 Darstellung der relevanten Umwelteinwirkungen</td><td rowspan="2"></td></tr> <tr> <td>4 Ursache-Wirkungsbeziehungen darstellen (Wirkungsabschätzung)</td></tr> <tr> <td>5 Zuordnung zu ökonomischen Nutzen- und Kostenkategorien</td><td rowspan="2"></td></tr> <tr> <td>6 </td></tr> <tr> <td>7 Darstellung und Interpretation der Ergebnisse im Kontext der Zielsetzung</td><td>Ökonomische Bewertung der resultierenden Nutzenänderungen für den Menschen</td></tr> </table>	<i>Physischer Wirkungspfad</i>	<i>Monetäre Bewertung</i>	3 Darstellung der relevanten Umwelteinwirkungen		4 Ursache-Wirkungsbeziehungen darstellen (Wirkungsabschätzung)	5 Zuordnung zu ökonomischen Nutzen- und Kostenkategorien		6 	7 Darstellung und Interpretation der Ergebnisse im Kontext der Zielsetzung	Ökonomische Bewertung der resultierenden Nutzenänderungen für den Menschen
<i>Physischer Wirkungspfad</i>	<i>Monetäre Bewertung</i>										
3 Darstellung der relevanten Umwelteinwirkungen											
4 Ursache-Wirkungsbeziehungen darstellen (Wirkungsabschätzung)											
5 Zuordnung zu ökonomischen Nutzen- und Kostenkategorien											
6 											
7 Darstellung und Interpretation der Ergebnisse im Kontext der Zielsetzung	Ökonomische Bewertung der resultierenden Nutzenänderungen für den Menschen										

Quelle: Eigene Darstellung

Die folgenden Abschnitte beschreiben ausführlich die Bewertungsschritte.⁴⁹

⁴⁹ Die Bewertungsschritte 3 bis 6 sind auch in den in Kapitel 3 dargestellten Bewertungsansätzen enthalten. Bei dem im Rahmen von ExternE angewandten Wirkungspfadansatz werden die Bewertungsschritte durch Anwendung von Modellen bearbeitet. In diesem Kapitel beschreiben wir die Vorgehensweise allgemein – d.h. unabhängig davon, ob Modelle verfügbar sind.

4.1. Schritt 1: Beschreibung der Zielsetzung

Die konkrete Benennung der Zielsetzung ist ein wichtiger Schritt bei der Bewertung, denn die Zielsetzung dominiert den notwendigen Detaillierungsgrad der Untersuchung, die auszuwählenden Verursachersektoren, die Schadensbereiche sowie die zu wählenden Systemgrenzen.

Bei ökonomischen Bewertungen stehen vor allem folgende **Zielsetzungen** im Vordergrund:

1) Umweltseitige Bewertung:

Ziel ist die Erfassung aller relevanten Umweltkosten der zu analysierenden Handlungsoptionen, um die Umweltwirkungen dieser Optionen in Geldeinheiten zu messen und vergleichbar zu machen.

Beispiel: Umweltkosten verschiedener Stromerzeugungssysteme pro erzeugter kWh

2) Ökologisch erweiterte Nutzen-Kosten-Analyse:

Die Bewertung der Umweltschäden ist ein Bestandteil im Rahmen einer umfassenden Nutzen-Kosten-Abwägung. Im Sinne einer ökologisch erweiterten Nutzen-Kosten-Analyse ist eine Handlungsoption (z. B. eine Energieeinsparinvestition) dann als vorteilhaft einzustufen, falls die auf einen Zeitpunkt diskontierte Nutzen-Kosten-Differenz (unter Einbeziehung externer Nutzen und Kosten) positiv ist.

Beispiel: Bewertung von Umweltwirkungen im Rahmen des Bundesverkehrswegeplans

3) Fachliche Fundierung der Gestaltung ökonomischer Anreizinstrumente im Umweltschutz, z. B.:

- o verursachergerechte Anlastung externer Kosten (Umweltsteuern, umweltschutzbezogene Sonderabgaben und Gebühren);
- o verursachergerechte Belohnung für umweltfreundliches Verhalten (umweltorientierte Subventionen);
- o Anreize zur Verringerung des Risikos von Umweltschäden im Rahmen des Umwelthaftungsrechts (Regelungen zur Haftung für verursachte Umweltschäden)

4) Begründung umweltpolitischen Handlungsbedarfs

Ausgehend vom Status quo untersucht man, welche künftigen Umweltschäden entstünden, wenn heute keine entsprechenden Umweltschutzmaßnahmen getätigt werden. Diese Kosten des Nicht-Handelns lassen sich als Argumentationshilfe für Maßnahmen zur Verbesserung der Umweltqualität heranziehen.

Beispiel: Bewertung der luftverschmutzungsbedingten Krankheitskosten zur Legitimation einer Verschärfung von Grenzwerten

5) Darstellung der Umweltkosten bestimmter wirtschaftlicher Aktivitäten

Aktivitätsbezogene Schätzungen der Umweltkosten lassen sich heranziehen, um Handlungsziele für bestimmte Sektoren zu begründen. Hierbei kann zum Beispiel der Beitrag ausgewählter Sektoren zu bestimmten Umweltproblemen im Zeitablauf im Mittelpunkt stehen oder die durch den Sektor insgesamt verursachten Umweltschäden.

Beispiel: Umweltkosten des Verkehrs, Umweltkosten der Landwirtschaft

Die Zielsetzung und die sich hieraus ergebenden Schwerpunkte der Analyse sind klar zu beschreiben.

4.2. Schritt 2: Untersuchungsgegenstand konkretisieren und Systemgrenzen festlegen

In Abstimmung mit der Zielsetzung ist im zweiten Schritt der Untersuchungsgegenstand zu konkretisieren. Dies geschieht durch Auswahl der zu analysierenden Verursacher und/oder Aktivitäten, der relevanten Umwelteinwirkungen und Schutzgüter oder Schadensarten.

Darüber hinaus muss man Systemgrenzen setzen, die als Abschneidekriterium für die Erfassung von Verursachern und Aktivitäten, Umwelteinwirkungen, Umweltauswirkungen und betrachteten Umweltschäden dienen.

Wichtige zu definierende Systemgrenzen – sowohl in Bezug zur Umwelteinwirkung als auch zur Umweltauswirkung - sind:

- **räumliche Systemgrenzen**
Die Grenzen können sich aus der Zielsetzung ergeben – etwa falls es darum geht, die Umweltkosten der Energieerzeugung in Europa zu bewerten – und/oder sie werden als Abschneidekriterium gesetzt.
- **projekt-, prozess- oder maßnahmenbezogene Systemgrenzen**
Hierbei ist z. B. anzugeben, inwieweit vor- und nachgelagerte Produktionsstufen in die Berechnung einfließen.
- **zeitliche Systemgrenzen**
Diese beziehen sich auf die verursachende Aktivität und die Schadenswirkung (z. B. Emissionen eines Kalenderjahrs, Wirkungen über 100 Jahre hinweg).
- **informationsbezogene Systemgrenzen**
Je nach Datenverfügbarkeit und Kenntnissen über Ursache-Wirkungsbeziehungen ergeben sich Grenzen der Analyse.
- **methodisch bedingte Systemgrenzen**
Dies bezieht sich vor allem auf die Frage, ob man ggf. Schadenswirkungen nicht einbeziehen kann, weil es dafür (noch) keine geeignete Bewertungsmethode gibt.

Die Wahl der Systemgrenzen kann bei globalen und langfristig auftretenden Wirkungen das Ergebnis der Bewertung determinieren. Ein Beispiel: In Studien zur Erfassung der Klimafolgeschäden variieren die Zeiträume, für die Schäden einbezogen werden, von etwa 100 bis zu 1000 Jahren. Die in den verschiedenen Ländern auftretenden Schäden bewerten manche Studien mit Durchschnittswerten, andere nach länderspezifischen Kriterien. Die länderspezifischen Bewertungen können – vor allem zwischen hoch entwickelten Industrieländern und Entwicklungsländern - erheblich differieren. Dies betrifft beispielsweise die Frage, ob man Ernteauffälle oder Produktionsverluste zu heimischen Preisen oder zu Weltmarktpreisen bewertet, aber auch das Problem, ob man die Verringerung der Lebenserwartung und die Erhöhung des Sterberisikos in allen Ländern gleich bewertet oder regionenspezifische Größen verwendet.

Die Definition der Systemgrenzen und die damit verbundenen Annahmen sind wichtige Informationen, um Schätzergebnisse sachgerecht interpretieren zu können. Diese Informationen sind daher transparent darzustellen.

4.3. Schritt 3: Darstellung der relevanten Umwelteinwirkungen

Der dritte Schritt im Rahmen der Bewertung von Umweltschäden umfasst die Darstellung der relevanten Umwelteinwirkungen (z. B. Emissionen, Flächenverbrauch, Einträge von Stoffen in Fließgewässer) und ggf. eine Aggregation zu Belastungsindikatoren (z. B. CO₂-Äquivalente).

Je nach Untersuchungsgegenstand und Zielsetzung erfolgt eine Zuordnung der Umwelteinwirkungen zu den Verursachern oder Aktivitäten.

In ökonomischen Analysen gibt es prinzipiell zwei Herangehensweisen an die Zuordnung von Umwelteinwirkungen zu Verursachern, die mit Begriffen Top-down-Methodik und Bottom-up-Methodik beschrieben werden.

Die **Top-down-Methodik** beruht auf der Modellierung makroökonomischer Zusammenhänge zwischen wirtschaftlicher Aktivität und Umweltbelastung. Nach diesem Ansatz fasst man die Verursacher in Aggregaten zusammen (z. B. Wirtschaftssektoren nach der Input-Output-Systematik). Es folgt eine Zuordnung der Indikatoren der Umweltbelastung (z. B. Emissionen) zu den Verursachern. Durch die Verknüpfung der wirtschaftlichen Aktivitäten mit Emissionen lassen sich Rückschlüsse über umweltrelevante Belastungsänderungen⁵⁰ in Abhängigkeit von Niveau und Struktur der wirtschaftlichen Entwicklung ziehen.

Die **Bottom-up-Methodik**, auf der auch die Wirkungspfadanalyse beruht, verfolgt die Umweltbelastung über ihren physischen Wirkungspfad von der Quelle zum Rezeptor und leitet hieraus die Veränderungen des Nutzens für die Menschen ab⁵¹. Die Bottom-up-Methodik ist daher für solche Fragestellungen geeignet, die eine standortspezifische Bewertung von Umweltschäden benötigen.

⁵⁰ Zunächst besteht der Zusammenhang nur zwischen den Umwelteinwirkungen und den Verursachern. Um auch in Top-down-Modellen Aussagen zu den Belastungsänderungen zu machen, muss der Zusammenhang zwischen Umwelteinwirkung und Belastung bekannt sein.

⁵¹ Die Bottom-up-Methodik wurde im Rahmen eines großen EU-weiten Forschungsprojekts zu den externen Kosten der Energieerzeugung (ExternE) methodisch weiterentwickelt und empirisch im Rahmen der Ermittlung standortbezogener externer Kosten der Energieerzeugung mit Fallstudien in verschiedenen EU-Ländern erprobt.

Übersicht 10: Beispiel zu betrieblichen Umwelteinwirkungen

Direkte Umwelteinwirkungen

- Inanspruchnahme erneuerbarer Ressourcen (z. B. Entnahme von Wasser)
- Inanspruchnahme nicht erneuerbarer Ressourcen
- Flächeninanspruchnahme (z. B. betriebliche Infrastruktur, Nutzung von Verkehrsflächen)
- Direkteinleitung von Abwasser in den Vorfluter
- Lärmemissionen und -immissionen
- Emission von Luftschadstoffen, Geruchsemissionen
- Sonstige Emissionen (Boden)
- Risikopotenziale durch die Lagerung wassergefährdender oder brandgefährdender Stoffe
- Strahlung

Indirekte Umwelteinwirkungen

Vor- und nachgelagerte Ver- und Entsorgung

- Energieversorgung
 - o Emission von Luftschadstoffen
 - o Inanspruchnahme von Ressourcen (fossile Energieträger)
- Wasserversorgung
 - o Inanspruchnahme erneuerbarer Ressourcen
- Abwasserentsorgung
 - o Abwassereinleitung in Gewässer
 - o Flächeninanspruchnahme durch Ablagerung von Klärschlamm
 - o Luftschadstoffemissionen durch Klärschlammverbrennung
- Abfallbeseitigung
 - o Flächeninanspruchnahme (Deponie)
 - o Luftschadstoffemissionen (Verbrennung)

Vor- und nachgelagerte Produktion

- Umwelteinwirkungen der vor- und nachgelagerten Produktion entsprechend der gewählten Systemgrenzen

Quelle: In Anlehnung an Leitfaden Betriebliche Umweltauswirkungen, UBA (1999), S. 30.

4.4. Schritt 4: Ursache-Wirkungsbeziehungen darstellen (Wirkungsabschätzung)

Die Wirkungsabschätzung ist Grundlage für alle umweltrelevanten Bewertungen. Man beschreibt die Umwelteinwirkungen im Hinblick auf ihre Wirkungspotenziale und zu erwartende Schädwirkungen. Eine regionale und zeitliche Differenzierung ist i. d. R. sinnvoll (vgl. Übersicht 11).

Übersicht 11: Beispiele für Umweltprobleme und korrespondierende relevante Umwelteinwirkungen

Umweltproblem	Mögliche relevante Umwelteinwirkungen
<i>Lokale Betrachtungsebene</i>	
Lärmbelästigung	Lärmemissionen
Geruchsbelästigung	Luftschadstoffemissionen
Flächenaufheizung	versiegelte Fläche
Brandgefahr	Lagerung brandgefährdender Stoffe
Grundwassergefährdungspotenzial	Lagerung wassergefährdender Stoffe,
<i>Regionale Betrachtungsebene</i>	
Sommersmog	Emissionen flüchtiger organischer Verbindungen
Bodenversauerung	Emissionen versauernd wirkender Luftschadstoffe
Gewässerversauerung	Emissionen versauernd wirkender Luftschadstoffe
Bodeneutrophierung	Emissionen eutrophierend wirkender Luftschadstoffe
Gewässereutrophierung	Einleitung von Nährstoffen und sauerstoffzehrenden Stoffen in Gewässer
Humantoxizität / Atmung und Nahrungskette	Emissionen von Luftschadstoffen mit humantoxischem Wirkungspotenzial und Schadstoffemissionen, die sich in der Nahrungskette anreichern können
Terrestrische Ökotoxizität	Emission von Luftschadstoffen mit ökotoxischem Wirkungspotenzial
Aquatische Ökotoxizität	Einleitung von Schadstoffen mit ökotoxischem Wirkungspotenzial in Gewässer
Entzug natürlichen Lebensraums	Flächenverbrauch
<i>Überregionale / globale Betrachtungsebene</i>	
Treibhauseffekt	Emission klimarelevanter Gase
Ressourcenverbrauch	Verbrauch erneuerbarer und nicht erneuerbarer Ressourcen
Stratosphärischer Ozonabbau	Emissionen ozonabbauender Substanzen
Lärmbelästigung durch Verkehr	Verkehrsleistung
Flächenzerschneidung	Flächeninanspruchnahme (Betriebsgelände, Verkehr)

Quelle: In Anlehnung an Leitfaden Betriebliche Umweltauswirkungen, UBA (1999), S. 32ff.

Die naturwissenschaftliche Bewertung und die fachliche Darstellung der Ursache-Wirkungsbeziehungen sind nicht Gegenstand dieser Methodenkonvention. Die zugrunde gelegten Annahmen oder Modelle sind offenzulegen, um die Schätzergebnisse sinnvoll einordnen zu können.

4.5. Schritt 5: Zuordnung zu ökonomischen Nutzen- und Kostenkategorien

Alle Effekte, die in ihrer Wirkungskette den Nutzen von Wirtschaftssubjekten beeinflussen, sind ökonomischen Wertekategorien zuzuordnen.

Dieser Schritt stellt ein wichtiges Bindeglied zwischen der naturwissenschaftlichen Bewertung und der ökonomischen Bewertung dar.

Hierbei kann man sich an folgenden Kategorien orientieren, wobei jeweils in weiteren Untergliederungen die betroffenen Personengruppen darzustellen sind:

(1) Unmittelbare Beeinträchtigung des individuellen Nutzens, z. B.

- Verringerung des Erholungsnutzens von Kulturlandschaften oder Badegewässern
- gesundheitsschädigende Auswirkungen, z. B. akute Kreislauferkrankungen
- Einschränkung der Lebensqualität, z. B. durch Lärm
- Schäden an privaten Gütern, z. B. luftverschmutzungsbedingte Schäden an Häuserfassaden oder Schäden durch Hochwasser

(2) Beeinträchtigungen bei der Produktion von Gütern und Dienstleistungen, z. B.

- Verlust an Erträgen in der Landwirtschaft durch verringerte Bodenproduktivität
- verringerte Erträge in der Fischereiwirtschaft infolge erhöhter Gewässerbelastung
- verringerte Erträge in der Forstwirtschaft
- Erhöhung der Produktionskosten durch Aufbereitungskosten (z. B. Wasseraufbereitungskosten für die betriebliche Nutzung)
- verringerte Arbeitsproduktivität infolge von umweltbedingten Gesundheitsstörungen

(3) Beeinträchtigungen, die nicht zurechenbar sind, aber die Volkswirtschaft als Ganzes mit Kosten belasten, z. B.

- Verringerung der Grundwasserneubildungsrate
- Verringerung der Selbstreinigungsfähigkeit von Gewässern
- Materialschäden an öffentlichen Gebäuden oder Denkmälern
- Aufwendungen für Forschung, Entwicklung, Planung, Kontrolle und Durchsetzung von Umweltzielen und -standards

Je nach Untersuchungsgegenstand sind auch nicht-nutzungsabhängige Werte einzubeziehen. Hierunter ist vor allem der Vermächtniswert zu fassen, der ausdrückt, dass eine intakte Umwelt auch für künftige Generationen - im Sinne des Leitbilds einer nachhaltigen Entwicklung – erhaltenswert ist. Vor allem bei Umweltschäden, die heute verursacht werden, aber erst in ferner Zukunft zu Beeinträchtigungen führen, darf man diese Wertekategorien nicht vernachlässigen (vgl. hierzu auch Übersicht 1).

4.6. Schritt 6: Ökonomische Bewertung

Aus der Beeinträchtigung der Umwelt wird im sechsten Schritt der dadurch entstehende monetär bewertete Nutzenverlust geschätzt. Hierzu sind im Einzelnen folgende Arbeitsschritte durchzuführen:

1. Die Beeinträchtigung der nutzungsrelevanten Werte aus dem vorhergehenden Analyseschritt ist den ökonomischen Kosten- oder Nutzenkategorien, die in Übersicht 4 dargestellt wurden, zuzuordnen.
2. Je nach Untersuchungsgegenstand kann es für die ökonomische Bewertung von Bedeutung sein, ob es quantifizierte Umweltqualitätsziele, Umwelthandlungsziele oder Umweltstandards im Hinblick auf die betrachteten Umwelteinwirkungen und/oder Umweltauswirkungen gibt. Diese Ziele sind darzustellen, sofern man sie als Maßstab für die Bewertung verwendet.
3. Für die zu schätzenden Kosten- und Nutzenkategorien sind geeignete ökonomische Bewertungsmethoden auszuwählen. Die Entscheidung für eine Bewertungsmethode soll anhand von Kriterien begründet werden (vgl. hierzu Anhang A).
4. Etliche Schäden lassen sich nur durch Kombination verschiedener Methoden schätzen. Hierbei besteht die Gefahr der Doppelzählung (Überschätzung). Es ist daher sorgfältig zu prüfen und sicherzustellen, dass die angewandten Methoden unterschiedliche Kostenkategorien schätzen⁵².
5. Die normativen Annahmen bei der ökonomischen Bewertung (Diskontierung, Umgang mit Risiken etc.) sind offen zu legen und zu begründen. Hierzu ist nach den in Kapitel 2 beschriebenen Maßstäben zu verfahren.
6. Wir empfehlen, Sensitivitätsrechnungen durchzuführen, um die Abhängigkeit der Ergebnisse von den Annahmen aufzuzeigen. Die Entscheidung, welche Arten von Sensitivitäten man sinnvollerweise prüft, lässt sich nur im Kontext der Analyse beantworten (z. B. verschiedene Diskontraten, falls es sich um langfristige Schäden handelt, verschiedene Risikoaversionsfaktoren, verschiedene Zielsetzungen bei Anwendung des Standard-Preis-Ansatzes).
7. Je nach Untersuchungsgegenstand und Anwendbarkeit ökonomischer Bewertungsmethoden ist auch darauf hinzuweisen, welche Umweltschäden sich nicht ökonomisch bewerten lassen. Das Ausmaß dieser Effekte ist qualitativ darzustellen.

⁵² Beispielsweise führt eine Verringerung der Bodenproduktivität zu Ertragsverlusten in der Landwirtschaft. Die Verringerung der Bodenproduktivität wird sich auch in einem Wertverlust der agrarwirtschaftlich genutzten Fläche niederschlagen. Eine ökonomische Bewertung kann entweder anhand der Wertschöpfungsmethode erfolgen (Schätzung der Ertragsverluste) oder anhand einer Analyse der Entwicklung der Bodenpreise in Abhängigkeit der Bodenproduktivität (hedonische Methode). Eine Aggregation beider Größen würde jedoch zu Doppelzählungen führen.

4.7. Schritt 7: Darstellung und Interpretation der Ergebnisse

Der abschließende Schritt dient der Transparenz der Schätzungen. Hierzu sind die Ergebnisse nach Schadensarten differenziert darzustellen und explizit die verschiedenen Bewertungsmethoden, auf deren Grundlage die Schätzungen beruhen, auszuweisen. Des Weiteren ist kenntlich zu machen, ob es sich bei den Schätzungen um Schadensverringerkosten, Kosten nicht vermiedener Umweltschäden oder Vermeidungskosten / Opportunitätskosten handelt. Die Ergebnisse sind im Kontext der Zielsetzung der Bewertung zu interpretieren.

Bei der Interpretation der Ergebnisse sollte man auf folgende Aspekte eingehen:

- Interpretation der Ergebnisse für die zugrunde liegende Fragestellung;
- Disaggregierte Darstellung der Ergebnisse (nach Schadensarten, Verursachergruppen u. ä.);
- Einschätzung über die Vollständigkeit der erfassten Schadensarten im Kontext der Zielsetzung;
- Beschreibung und qualitative Darstellung der Effekte, die nicht ökonomisch bewertet wurden;
- Darstellung der verwendeten Maßstäbe (einbezogene Ziele als Rahmensetzung für die Bewertung) und des Bewertungsansatzes;
- Einfluss der Annahmen auf das Ergebnis (Ergebnisse der Sensitivitätsanalysen z. B. für unterschiedliche Diskontraten, für unterschiedliche Zielsetzungen bei Anwendung des Standard-Preis-Ansatzes);
- Darstellung der Bandbreite der Schätzungen, Angabe von gesicherten Untergrenzen.

Um die Transparenz zu fördern, schlagen wir vor, für alle Studien einheitliche Formblätter zu verwenden (Übersicht 12 und Übersicht 13).

Übersicht 12: Formblatt 1: Allgemeine Angaben zur Studie

Titel der Untersuchung	
Autoren, beteiligte Institutionen	
Herausgeber / Auftraggeber	
Zielsetzung der Untersuchung	
Bewertungsgegenstand	
Systemgrenzen	
betrachteter Zeithorizont	
Diskontrate	
Datenquellen	
Umgang mit Risiko und Unsicherheit	
monetär bewertete Schadensarten	
qualitativ bewertete Schadensarten	
nicht berücksichtigte Schäden	
enthaltene Sensitivitätsanalysen	
Besonderheiten der Untersuchung	
Sonstiges	

Übersicht 13: Formblatt 2: Schadenskategorien⁵³

Schadenskategorie	
Bewertungsansatz (Wirkungspfadansatz (Bottom-up), Standard-Preis-Ansatz, Top-down-Ansatz)	
Umweltqualitätsziele, Umwelthandlungsziele, die als Maßstab in die Bewertung eingeflossen sind	
Systemgrenzen	
Umwelteinwirkungen	
Annahmen über Ursache-Wirkungsbeziehungen (Umweltauswirkungen) / Datenquellen	
Information über das Mengengerüst	
Darstellung der Betroffenen und der berücksichtigten Werte (nutzungsabhängige Werte, Optionsnutzen etc.)	
Kostenkategorien, die in die Schätzung einbezogen werden (vgl. Übersicht 4)	
Kostenkategorien, die nicht einbezogen wurden	
verwendete Bewertungsmethoden (z. B. Wertschöpfungsmethode, Bewertung der Wiederherstellungskosten, contingent valuation)	
Zeithorizont	
Diskontrate	
Einbeziehung von Risikoaversion	
durchgeführte Sensitivitätsanalysen	
benefit transfer (Übertragung der Ergebnisse anderer Studien) (vgl. Anhang A)	
Qualitätsprüfung der angewandten Methoden	
Validität, Einschätzung über Vollständigkeit der Bewertung	
Annahmen zum Transfer der Ergebnisse beim benefit transfer (vgl. Anhang A)	
Besonderheiten der Untersuchung	
Sonstiges	

⁵³ Falls mehrere Bewertungsansätze für die Schadenskategorie verwendet werden, sind jeweils getrennte Blätter auszufüllen.

5 Leitlinien zur Methodenauswahl

5.1. Überblick über die wichtigsten Bewertungsmethoden

Zur Bewertung von Umweltschäden steht eine Vielzahl unterschiedlicher Bewertungsmethoden zur Verfügung.⁵⁴

Die **Bewertung mit Marktpreisen** ist möglich zur Bewertung einer Änderung der Wertschöpfung (z. B. Ertragsverluste in der Landwirtschaft) und bei der Bewertung solcher Schäden, die sich durch geeignete Wiederherstellungsmaßnahmen ganz oder teilweise beheben lassen. Im letzten Fall stellen die Wiederherstellungskosten nur eine Schätzung der Schadensuntergrenze dar.⁵⁵ Einen Sonderfall stellt die Schätzung von Kompensations- und Substitutionskosten dar. Hierbei schätzt man die Kosten von Marktgütern, die den Schaden kompensieren oder als Ersatz für die Funktion beeinträchtigter Umweltgüter fungieren.

Indirekte Bewertungsmethoden ermitteln den Wert (oder die Wertminderung) eines öffentlichen Gutes (Umweltqualität) aus beobachtbarem Marktverhalten. Die Bezeichnung indirekt signalisiert in diesem Zusammenhang, dass aus dem Nachfrageverhalten für marktlich gehandelte Güter Schätzungen für den Wert nicht gehandelter Umweltgüter abgeleitet werden. Aus den Ausgaben zur Erreichung von Naherholungszielen kann man beispielsweise Rückschlüsse auf die Schätzung des Erholungswertes ziehen.

Davon zu unterscheiden sind die **direkten Bewertungsmethoden**, die mit speziellen Interviewtechniken die Zahlungsbereitschaften oder Entschädigungsforderungen unmittelbar von den betroffenen Wirtschaftssubjekten erfragen. Da Befragungen i. d. R. mit hohem Zeit- und Kostenaufwand verbunden sind, werden direkte Methoden meist nur dann eingesetzt, falls es nicht möglich ist, indirekt aus beobachtetem Marktverhalten ökonomische Wertschätzungen abzuleiten (z. B. Optionsnutzen für den Erhalt von Kulturlandschaften). Im Unterschied zu den indirekten Bewertungsmethoden können direkte Befragungen Aufschluss geben über Existenzwerte (z. B. die Verbesserung der Lebensbedingungen für Arten, die von den Befragten aller Voraussicht nach nicht selbst erlebt werden) und Optionswerte (d.h. den Erhalt der potenziellen Möglichkeit des Erlebens von Naturlandschaften). Mit direkten Bewertungsverfahren lassen sich daher sowohl nutzungsabhängige als auch nicht-nutzungsabhängige Wertschätzungen ermitteln.

Die folgende Übersicht fasst die Anwendungsfelder der verschiedenen Bewertungsmethoden zusammen.

⁵⁴ Die ausführliche Darstellung der Methoden erfolgt im Anhang A.

⁵⁵ Vgl. Abschnitt 3.1.

Übersicht 14: Anwendungsfelder Bewertungsmethoden

Bewertungsmethode	Hauptanwendungen
Bewertung mit Marktpreisen	
Wertschöpfungsmethoden	Ertragsverluste in der Land- und Forstwirtschaft Erhöhung der Produktionskosten durch verschlechterte Umweltqualität (erhöhte Wasseraufbereitungskosten, erhöhte Kosten zum Erhalt der Bodenqualität)
Schätzung der Kosten zur Schadensverringern	Materialschäden an Fassaden Lärm (Aufwendungen zur Minderung von Lärmimmissionen) Behandlungskosten und Einkommensverluste bei umweltbedingten Krankheiten
Aufwendungen zur Kompensation von Umweltschäden	Schätzung der Kosten für Marktgüter als funktioneller Ersatz von Umweltgütern, z. B. Kosten der technischen Abwasserbehandlung für den Wert der Reinigungsleistung eines Schilfgürtels Kompensation von Schäden an ökologischen Gütern im Rahmen der Umwelthaftung naturschutzrechtliche Ausgleichsmaßnahmen als Indikator für den Nutzenverlust
Indirekte Bewertungsmethoden	
Hedonische Bewertungsmethode	Beurteilung des Einflusses der Umweltqualität auf das Wohnumfeld
Aufwands- und Reisekostenmethoden	Erholungsnutzen von Naturlandschaften, ausgabenintensive Nutzungen
Direkte Bewertungsmethoden	
Contingent valuation	umfassendster Ansatz zur Erfassung der Zahlungsbereitschaft für Änderungen der Umweltqualität, grundsätzlich für alle Kosten- und Nutzenkategorien anwendbar, z. B. Lärm (Zahlungsbereitschaft zur Verringerung der Lärmimmissionen) individuelle Nutzenverluste durch Gesundheitsrisiken, Verringerung der Lebenserwartung Zahlungsbereitschaft zum Erhalt der Biodiversität, zum Erhalt von unberührter Natur
Attributbasierte Bewertungsansätze	Anwendungsgebiete wie bei contingent valuation, aufwändigeres Verfahren
Partizipative Bewertungsmethoden	Anwendbar für jene Kategorien, bei denen der Rückgriff auf individuelle Präferenzen

	nicht zielführend ist (z. B. weil die individuellen Zahlungsbereitschaften sehr stark differieren, Informationsdefizite eine große Rolle spielen, Risiken bewertet werden müssen, über die nur in einem gesellschaftlichen Konsens entschieden werden kann)
Bewertung mit Vermeidungskosten und Zielerreichungskosten	
Vermeidungskostenansatz	second-best-Ansatz zur Einbeziehung von Kategorien, bei denen Kenntnisse über die Wirkungen unzureichend sind, die Schädwirkungen sehr komplex sind oder es noch keine gesicherte Schätzungen zu den vermuteten Schäden gibt (Ökosystemschäden, Versauerung, Eutrophierung)

5.2. Leitlinien zur Methodenauswahl

Eine ökonomische Bewertung der Umweltschäden ist nur dann für die Umweltpolitik hilfreich, wenn die Schätzmethoden auch akzeptiert sind. Aus wissenschaftlicher Sicht spricht vieles für die Verwendung direkter Bewertungsmethoden (Zahlungsbereitschaftsanalysen), zumal es mittlerweile Methoden gibt, die strategisches Antwortverhalten verhindern und Qualitätskriterien für die Gestaltung solcher Befragungen vorliegen. Allerdings ist es bisher noch nicht gelungen, die Vorbehalte gegen die Ergebnisse solcher Schätzungen auszuräumen. Die Leitlinien zur Methodenauswahl berücksichtigen diesen Aspekt.

1) Ökonomische Bewertungsmethoden quantifizieren i. d. R. nur einen Teil des Schadens. Die ökonomische Bewertung zielt daher darauf ab, gesicherte Untergrenzen für die Höhe des Umweltschadens und daraus resultierende ökonomische Nutzenverluste und Folgeschäden zu beziffern.

2) Bei der Bewertung soll zunächst geprüft werden, ob man Methoden verwenden kann, die auf (korrigierten) Marktpreisen basieren, da ihre Anwendung erstens mit einem geringeren Aufwand verbunden ist und sich zweitens die Ergebnisse einfacher in der umwelt- und wirtschaftspolitischen Diskussion kommunizieren lassen. Wertschöpfungsmethoden, Bewertungen an Hand von Schadensverringerungskosten, Kompensations- und Substitutionsmethoden sind für viele Fälle anwendbar. Diese Methoden sind valide, falls Schäden an marktgängigen Gütern zu bewerten sind und/oder Schäden sich durch geeignete Maßnahmen beheben oder ausgleichen lassen.

3) Methoden, die auf der Analyse von Immobilienpreisen basieren (hedonische Methoden), sind nur dann valide, falls es einen signifikanten Zusammenhang zwischen Immobilienpreisen und Umweltqualität gibt. Bei den anderen indirekten Methoden (Reisekostenmethoden, Aufwandsmethoden) müssen die Ausgaben dem zu schätzenden Wert zu-rechenbar sein. Ist dies der Fall, können mit diesen Methoden valide Untergrenzen der Zahlungsbereitschaft geschätzt werden.

4) Direkte Bewertungsmethoden sind zur Schätzung aller Kosten- und Nutzenkategorien anwendbar. Um die Umweltschäden umfassend zu schätzen, empfiehlt sich oft eine Kombination mit Marktpreis- und ggf. indirekten Methoden.

5) Klimafolgeschäden und Gesundheitsrisiken durch Luftschadstoffe haben bei ökonomischen Bewertungen oftmals den größten Anteil an den quantifizierbaren Schäden. Nach den neuesten Erkenntnissen machen diese Kategorien bei der Stromerzeugung über 95 Prozent der Schadenskosten aus.⁵⁶ Durch eine einheitliche Verwendung dieser Kostensätze lassen sich die Bandbreiten der Schätzungen – vor allem zur Schätzung der Umweltkosten der Energieerzeugung – bereits erheblich einschränken. Das Umweltbundesamt gibt daher Empfehlungen zur Verwendung einheitlicher Kostensätze (Anhang B).

⁵⁶ Vgl. hierzu die Projektserien NewExt (<http://www.ier.uni-stuttgart.de/forschung/projektwebsites/newext/>) und ExternEPol im Auftrag der EU Kommission.

6 Zusammenfassung

Die seriöse Schätzung von Umweltkosten erfordert,

- anerkannte Bewertungsverfahren zu nutzen, die dem wissenschaftlichen Kenntnisstand entsprechen,
- Bewertungsmaßstäbe zu verwenden, die fachlich begründet und möglichst für alle Anwendungsfelder identisch sind
- und Annahmen und Rahmenbedingungen der Schätzungen transparent darzustellen.

Dadurch lassen sich die Bandbreiten der Schätzungen in vielen Fällen erheblich eingrenzen. In den Fällen, in denen die Unsicherheit über das Ausmaß der Schäden sehr groß ist, lässt sich die Sensitivität der Ergebnisse gegenüber den Annahmen darstellen. Für die politische Nutzbarkeit der Schätzungen sind dies wichtige Voraussetzungen. Die Methodenkonvention des Umweltbundesamtes will hierzu einen Beitrag leisten.

Die wesentlichen Maßstäbe und Festlegungen der Konvention werden im Folgenden zusammengefasst.

Individuelle Präferenzen als Maßstab der Bewertung

Im Zentrum der Methodenkonvention steht die Bewertung umweltrelevanter Schadenskosten. Zur Bewertung der Schadenskosten spielen die individuellen Wertschätzungen (Präferenzen) die zentrale Rolle. Daher empfehlen wir grundsätzlich die individuellen Präferenzen als Maßstab für die Bewertung der Umweltschäden heranzuziehen. Dies gilt unter der Einschränkung, dass der zu beurteilende Effekt in sachlicher, räumlicher und zeitlicher Hinsicht Einfluss auf den Nutzen der Individuen haben muss.

Gesellschaftlich-politische Bewertungen und Expertenurteile

Gesellschaftliche Bewertungen (z. B. Nachhaltigkeitsziele) oder Expertenurteile sind als Maßstab heranzuziehen, falls es nicht möglich oder nicht angemessen ist, die Bewertung auf Grundlage individueller Präferenzen vorzunehmen. Gründe für den Rückgriff auf Expertenurteile und gesellschaftliche Bewertungen sind beispielsweise generationenübergreifende Wirkungen, hohe Unsicherheit, Beurteilung von Schäden, die individuell nicht unmittelbar spürbar sind. Voraussetzung für eine Kostenschätzung ist, dass umweltschutzbezogene Ziele vorliegen, auf Grundlage derer man Zahlungsbereitschaften für die Verringerung der Umweltschäden schätzen kann. Dies können rechtlich-verankerte Ziele (z. B. Emissionsminderungsziele im Klimaschutz) oder Expertenurteile sein. Dies bedeutet, dass bei Nichteinhaltung der Ziele die Kosten, um die Ziele zu erreichen, als Maßstab (gesellschaftliche Zahlungsbereitschaft) für die zu bewertenden Umweltschäden dienen.

Individuelle Präferenzen, gesellschaftlich-politische Bewertungen und Expertenurteile stehen nicht isoliert nebeneinander, sondern beeinflussen sich gegenseitig. Auf Basis der naturwissenschaftlichen Kenntnisse über die Reaktionsfähigkeit und Tragkapazität öko-

logischer Systeme lassen sich die Folgen heutigen Handelns verdeutlichen. Diese Kenntnisse (Expertenurteile) fließen sowohl in die Meinungsbildung der Individuen als auch in den gesellschaftlich-politischen Willensbildungsprozess ein. Die Frage, welche Zielsetzungen und Maßstäbe heranzuziehen sind, muss der Bewertende im Kontext der Zielsetzung beurteilen und begründen. Wichtig ist aus unserer Sicht vor allem, dass die Gründe, warum welche Ziele für die Bewertung herangezogen werden, transparent gemacht werden. Nur dann kann man die Schätzung der Umweltkosten sachgerecht interpretieren.

Bewertung irreversibler Schäden

Zur Bewertung irreversibler Schäden schlagen wir – je nach Art des Schadens – unterschiedliche Bewertungsansätze vor. Handelt es sich um einen irreversiblen Schaden, der aber ersetzbar ist (Funktionsverlust kann ersetzt werden), so ist der Ersatzkostenansatz anzuwenden. Dies ist der Standardfall bei der ökonomischen Bewertung. Kennt man die Folgewirkungen eines Schadens nicht oder sind die Kenntnisse sehr unsicher (z. B. Verlust einer Art), dann sollte man die Bandbreiten der möglichen Schäden aufzeigen und monetär bewerten (Szenarienanalysen). Sofern keine Analysen zu möglichen Schäden vorliegen, kann man die möglichen Folgewirkungen nur qualitativ beschreiben.

Bewertung bei Unsicherheit und Risiko

Grundsätzlich empfehlen wir, den Erwartungswert des Schadens für die Schätzung von Umweltkosten zu verwenden. Bei Vorliegen von Risikoaversion in der Bevölkerung stellt der Erwartungswert des Schadens die Untergrenze der Kosten dar. Das Risiko – sowie die Gründe, die für eine Risikoaversion in der Bevölkerung sprechen – sind qualitativ zu beschreiben und Sensitivitätsrechnungen unter Berücksichtigung eines Risikoaversionsfaktors durchzuführen.

Bewertung von Katastrophenrisiken (Damokles-Risiken)

Katastrophenrisiken verbinden ein hohes Schadenspotenzial mit einer sehr geringen Eintrittswahrscheinlichkeit. Typische Beispiele sind technische Risikopotenziale wie Kernenergie, große Chemieanlagen, Staudämme und Flüssiggaslager. Die Bandbreiten der Eintrittswahrscheinlichkeiten und der Schadenshöhen – sowie die hieraus ermittelten Erwartungswerte – sind anzugeben. Da bei Katastrophenrisiken mit Sicherheit von Risikoaversion der Bevölkerung auszugehen ist, sind Sensitivitätsrechnungen unter Berücksichtigung der Risikoaversion durchzuführen. So lange es für Deutschland keine Untersuchungen zur Höhe der Aversionsfaktoren gibt, schlagen wir vor – in Anlehnung an die Ergebnisse aus der Schweiz – den Aversionsfaktor 100 zu verwenden.

Bewertung bei Ungewissheit (Pythia-Risiken)

Für Pythia-Risiken ist charakteristisch, dass sowohl die Eintrittswahrscheinlichkeit als auch die Dimension eines möglichen Schadens ungewiss sind. Aus Vorsorgegründen sind aber Maßnahmen gerechtfertigt, die das Risiko dieser Schäden verringern.

Die monetäre Schadensbewertung für Risiken, über deren Wirkungen ein sehr hohes Maß an Ungewissheit besteht und über die keine Schätzungen bzgl. Eintrittswahrscheinlichkeiten und Schadensausmaß vorliegen, ist methodisch nicht möglich. Das Schadenspotenzial dieser Risiken ist nach den Kriterien Ubiquität, Persistenz und Irreversibilität zu charakterisieren und qualitativ zu beschreiben.

Diskontierung künftiger Kosten und Nutzen

Bei langfristig auftretenden Umweltschäden beeinflusst die Wahl der Diskontrate entscheidend das Ergebnis. Denn je höher die Diskontrate um so geringer gehen künftige Nutzen und Kosten in die Bewertung ein.

Für Zeithorizonte bis zu 20 Jahren empfiehlt die Methodenkonvention standardmäßig eine Diskontrate in Höhe von 3 Prozent, bei längeren Zeiträumen 1,5 Prozent zu verwenden und eine Sensitivitätsrechnung mit Null Prozent durchzuführen.

Empfohlene Bewertungsansätze

Die Maßstäbe der Bewertung spiegeln sich auch in den Bewertungsansätzen wider.

Grundsätzlich empfehlen wir, den Wirkungspfadansatz zur Schätzung von Umweltkosten zu verwenden. Dieser Bottom-up-Ansatz erfasst die Wirkungskette von der Umwelteinwirkung bis zur Wirkung auf verschiedene Rezeptoren (Mensch, Tier). Monetär bewertet werden Schäden und Risiken. Für die Schadensbereiche Gesundheitsrisiken, Materialschäden und Ernteauffälle, die durch Luftschadstoffe verursacht wurden, liegen best-practice Schätzungen vor, die verwendet werden können.

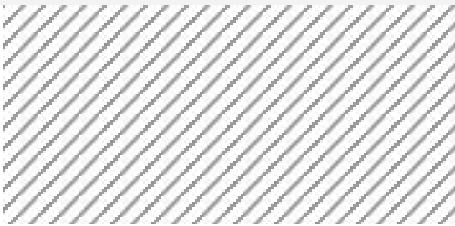
Der Standard-Preis-Ansatz ist als second-best-Lösung für solche Schadenskategorien anzuwenden, bei denen die Kenntnisse über Dosis-Wirkungs-Beziehungen oder monetäre Werte von Schäden (noch) nicht ausreichend sind, um Schadenskosten mit hinreichend großer Sicherheit zu berechnen. Voraussetzung für diesen Ansatz ist, dass ein Umweltschutzziel vorhanden ist, das im Rahmen eines Entscheidungsprozesses, möglichst unter Beteiligung der betroffenen Akteure, festgelegt wurde und gesellschaftlich akzeptiert und erwünscht ist. Zielerreichungskosten oder Vermeidungskosten sind zu ermitteln.

Standardisiertes Vorgehen zur Schätzung der Umweltkosten

Die Vorgehensweise bei der Schätzung von Umweltkosten erfolgt in sieben Bewertungsschritten. Diese sind ausführlich zu dokumentieren und die zugrunde gelegten wichtigen Annahmen transparent zu machen.

Bewertungsschritte

- 1 Beschreibung der Zielsetzung
- 2 Untersuchungsgegenstand konkretisieren und Systemgrenzen festlegen bzgl.
 - Verursacher /Aktivitäten
 - Umwelteinwirkungen
 - zu analysierende Schadensarten, Umweltauswirkungen auf Schutzgüter
 - regionale, zeitliche, projektbezogene Systemgrenzen etc.

<i>Physischer Wirkungspfad</i>	<i>Monetäre Bewertung</i>
3 Darstellung der relevanten Umwelteinwirkungen	
4 Ursache-Wirkungsbeziehungen darstellen (Wirkungsabschätzung)	
5 Zuordnung zu ökonomischen Nutzen- und Kostenkategorien	
6 	
7 Darstellung und Interpretation der Ergebnisse im Kontext der Zielsetzung	ökonomische Bewertung der resultierenden Nutzenänderungen für den Menschen

Quelle: Eigene Darstellung.

Leitlinien zur Methodenauswahl

Wir empfehlen vorrangig Methoden zur Schätzung der Höhe von Kosten zu verwenden, die auf (korrigierten) Marktpreisen basieren, da ihre Anwendung erstens mit einem im Vergleich zu anderen Instrumenten geringeren Aufwand verbunden ist und sich zweitens die Ergebnisse einfacher in der umwelt- und wirtschaftspolitischen Diskussion kommunizieren lassen. Wertschöpfungsmethoden und Bewertungen an Hand der Schadensverringerkosten sind für viele Fälle anwendbar. Diese Methoden sind valide, soweit Schäden an marktgängigen Gütern entstehen und man die Kosten zur Behebung dieser Schäden schätzen kann.

Best-Practice-Schätzungen

Auf Grundlage der Empfehlungen der Methodenkonvention lassen sich vor allem best-practice-Schätzungen für energiebezogene Umweltkosten und Umweltkosten des Verkehrs ermitteln.⁵⁷ Wir schlagen vor, die empfohlenen Werte regelmäßig (möglichst alle drei Jahre) zu überprüfen.

⁵⁷ Vgl. hierzu Anhang B.

Transparenz sichern

Die Sicherstellung der Transparenz über die der Bewertung zugrunde liegenden Annahmen ist aus Sicht des Umweltbundesamtes eine zentrale Voraussetzung, um die Nutzbarkeit der Schätzungen zu verbessern. Hierzu bietet die Methodenkonvention ein Formblatt an, das einheitlich für alle Bewertungsstudien verwendbar ist. Dieses macht auf einen Blick ersichtlich, welche Maßstäbe in die Bewertung einfließen und welche Schadensarten enthalten sind.

Verbindlichkeit der Konvention

Die Konvention ist künftig für alle Studien anzuwenden, die das Umweltbundesamt zur Schätzung von Umweltkosten durchführt oder durchführen lässt. Des Weiteren sollen die Vorschläge auch in die Arbeiten anderer Ressorts eingespeist werden.

7 Literaturverzeichnis

- Ahlheim, M., Lehr, U. (2002): Nutzentransfer. das Sparmodell in der Umweltbewertung, Perspektiven der Wirtschaftspolitik 2002, S. 85 ff.
- Arrow, K. J. u. a. (1995): Intertemporal Equity, Discounting and Economic Efficiency, in: Bruce, Lee and Haites (Hrsg.): Climate Change 1995, Economic and Social Dimensions of Climate Change, Contribution of Working Group III to the Second Assessment report of the IPCC, Cambridge, U.K., Cambridge University Press, S. 125 – 144.
- Bachmann, T. M. (2006): Hazardous substances and human health: exposure, impact and external cost assessment at the European scale. Elsevier: Amsterdam.
- Bamberg, G./Coenenberg, A. G. (2006): Betriebswirtschaftliche Entscheidungslehre, 13. Aufl., Verlag Vahlen: München.
- BMU (2005): Folgenabschätzungen zu den wirtschaftlichen Nutzen und Kosten der Europäischen Chemikalienpolitik (REACH), Sonderteil in Umwelt Nr.3/2005.
- BMU (2012): Erneuerbare Energien in Zahlen – Nationale und internationale Entwicklung, http://www.erneuerbare-energien.de/files/pdfs/allgemein/application/pdf/broschuere_ee_zahlen_bf.pdf.
- Bundesregierung (2012), Nationale Nachhaltigkeitsstrategie – Fortschrittsbericht 2012, http://www.bundesregierung.de/Content/DE/_Anlagen/Nachhaltigkeit-wiederhergestellt/2012-05-21-fortschrittsbericht-2012-barrierefrei.pdf;jsessionid=D98609DCA8034C985DF0B7F98FCF4EF9.s1t1?__blob=publicationFile&v=1 .
- Dryzek, J. S. (1990): Discursive Democracy. Cambridge: Cambridge University Press.
- Enquete-Kommission (1994): „Schutz des Menschen und der Umwelt“: Die Industriegesellschaft gestalten – Perspektiven für einen nachhaltigen Umgang mit Stoff- und Materialströmen, Bonn.
- Enquete-Kommission (2002): „Nachhaltige Energieversorgung unter den Bedingungen der Globalisierung und Liberalisierung“.
- van Essen, H. P./Maibach, M. (2007): Methodologies for external cost estimates and internalisation scenarios, Discussion paper for the workshop on internalisation on March, 15.
- European Commission (1998): ExternE Vol. 7, Methodology 1998, <http://www.extern.info>, publications.
- European Commission (2005): ExternE – Externalities of Energy – Methodology 2005 Update, Office for Official Publications of the European Communities, Luxembourg, <http://maxima.ier.uni-stuttgart.de/brussels/methup05.pdf> .
- Ewers, H.-J./Rennings, K. (1992): Abschätzung der Schäden durch einen sogenannten Super-Gau, in Prognos (1992): Identifizierung und Internalisierung externer Kosten der Energieversorgung. Prognos Schriftenreihe, Band 2, Basel, 1992.

ExternE (2005): Externalities of Energy – Methodology 2005 update, Editiert von Peter Bickel und Rainer Friedrich, Institut für Energiewirtschaft und Rationelle Energieanwendung; DG Research; EUR 21951.

Friedrich, R. (1993): Externe Kosten der Stromerzeugung – Probleme bei ihrer Quantifizierung, Energiewirtschaftliche Studien Bd. 3, Frankfurt a. M.

Geisendorf, S., Gronemann, S. und Hampicke, U. (1998): Die Bedeutung des Naturvermögens und der Biodiversität für eine nachhaltige Wirtschaftsweise. Möglichkeiten und Grenzen ihrer Erfassbarkeit und Wertmessung. Erich Schmidt Verlag: Berlin.

INFRAS/IWW (2000): External costs of transport: Accident, Environmental and Congestion Costs of Transport in Western Europe, Zürich, Karlsruhe.

INFRAS/IWW (2004): External costs of transport, Update Study, Zürich, Karlsruhe.

KATARISK (2002): Katastrophen und Notlagen in der Schweiz. Eine Risikobeurteilung aus Sicht des Bevölkerungsschutzes.

<http://www.bevoelkerungsschutz.admin.ch/internet/bs/de/home/themen/gefaehrdungen/katarisk.html> .

Krewitt, W. (1997): Schäden durch Stromerzeugung aus Kernenergie, in Friedrich, R./ Krewitt, W. (Hrsg.): Umwelt- und Gesundheitsschäden durch die Stromerzeugung – Externe Kosten von Stromerzeugungssystemen, Springer: Berlin.

Meyerhoff, J. (1997): Ansätze zur ökonomischen Bewertung biologischer Vielfalt. In: Feser, H.-D. und von Hauff, M. (Hrsg.): Neuere Entwicklungen in der Umweltökonomie und -politik. Regensburg: Transfer, 229-246.

NewExt (2004): New Elements for the Assessment of External Costs from Energy Technologies.

Pearce, D. W. und Moran, D. (1998): The economics of biological diversity conservation. In: Fiedler, P. L. und Kareiva, P. M. (Hrsg.): Conservation biology - for the coming decade. London, New York: Chapman and Hall, S. 384-409.

Rat von Sachverständigen für Umweltfragen (1998): „Umweltschutz: Erreichtes sichern – Neue Wege gehen“. Umweltgutachten 1998.

Renn, O. u. a. (2003): The Application of the Precautionary Principle in the European Union. Final Report. Manuscript. Stuttgart: Akademie für Technikfolgenabschätzung.

Renn, O. (2004): Perception of Risks. The Geneva Papers on Risk and Insurance, Vol. 29, No. 1, S. 102-114.

Renn, O./ Pfenning, U. (2004): Berücksichtigung des Vorsorgeprinzips und qualitativer Risikomerkmale bei der Ermittlung umweltrelevanter externer Kosten; Gutachten im Auftrag des Umweltbundesamtes.

Schimank, U. (1992): Spezifische Interessenkonsense trotz generellem Orientierungsdisens, in: H.-J. Giegel (Hrsg.): Kommunikation und Konsens in modernen Gesellschaften. Frankfurt: Suhrkamp, S. 236-275.

Schmid, S.A., (2005): Externe Kosten des Verkehrs: Grenz- und Gesamtkosten durch Luftschadstoffe und Lärm in Deutschland. Fakultät Maschinenbau. Universität Stuttgart, Stuttgart, S. 237.

UBA (Umweltbundesamt) (1999): Leitfaden Betriebliche Umweltauswirkungen.

UBA (Umweltbundesamt) (2007): Ökonomische Bewertung von Umweltschäden – Methodenkonvention zur Schätzung externer Umweltkosten, Umweltbundesamt, April 2007.

UNITE (Unification of Accounts and Marginal Costs for Transport Efficiency) (2003), im Auftrag der Europäischen Kommission DG TREN, Nash u. a., University of Leeds.

WBGU (1999): Wissenschaftlicher Beirat der Bundesregierung Globale Umweltveränderungen: Welt im Wandel. Strategien zur Bewältigung globaler Umweltrisiken. Jahresgutachten 1998. Berlin: Springer.

Weitzman, M. L. (1994): On the „Environmental” Discount Rate. Journal of Environmental Economics and Management 26: 200 - 209.



METHODEN DER ÖKONOMISCHEN BEWERTUNG

Anhang A der „Methodenkonvention 2.0
zur Schätzung von Umweltkosten“

Impressum

Herausgeber: Umweltbundesamt
Pressestelle
Wörlitzer Platz 1
06844 Dessau-Roßlau

E-Mail: pressestelle@uba.de
Internet: www.umweltbundesamt.de

Stand: August 2012

Redaktion: Fachgebiet I 1.4 -
Wirtschafts- und sozialwissenschaftliche Umweltfragen,
nachhaltiger Konsum

Autorin: Dr. Sylvia Schwermer

Gestaltung: UBA

Titelfoto: © Wrangler / Fotolia.de

Inhalt

A 0 Einleitung	4
A 1 Bewertung bei Verfügbarkeit von Marktpreisen	4
A 1.1 Marktpreise als Knappheitsindikatoren.....	4
A 1.2 Wertschöpfungsmethode.....	7
A 1.3 Schätzung der Kosten zur Schadensverringerung oder -beseitigung	9
A 1.4 Schätzung der Substitutions- und Kompensationskosten	11
A 2 Indirekte Bewertungsmethoden zur Schätzung der Zahlungsbereitschaft für Umweltgüter	12
A 2.1 Hedonische Bewertungsmethode.....	12
A 2.2 Aufwands- und Reisekostenmethoden	13
A 2.3 Schätzung der Zielerreichungskosten / Vermeidungskosten.....	15
A 3 Direkte Bewertungsmethoden zur Schätzung der Zahlungsbereitschaft für Umweltgüter	16
A 3.1 Kontingente Bewertungsmethode (Contingent Valuation)	17
A 3.2 Attributbasierte Bewertungsansätze (Conjoint Analysis).....	19
A 3.3 Partizipative Bewertungsmethoden (Participatory Valuation Methods)	20
A 3.4 Befragung öffentlicher Entscheidungsträger nach ihren Präferenzen	21
A 4 Benefit Transfer: Zur Nutzung vorhandener Informationen für die ökonomische Bewertung....	22
A 4.1 Qualitätskriterien zur Durchführung eines Benefit Transfers.....	22
A 4.2 Datenbanken und Informationsquellen.....	23
A 4.3 Übertragung der Ergebnisse aus anderen Ländern.....	25
Literaturverzeichnis	27

A 0 Einleitung

Wesentlich für die Wahl der Bewertungsmethode von Umweltschadenskosten ist, ob es sich um *tangible* oder *intangible* Kosten handelt. Tangible Umweltschäden - beispielsweise Produktionsverluste – lassen sich mit Marktpreisen bewerten. Hierzu zählen auch „reparierbare“ Schäden wie Materialschäden an Fassaden. Ein geeigneter Indikator zur Erfassung dieser Schäden sind die Kosten der entsprechenden Instandsetzungsmaßnahmen. Kapitel A 1.1 erläutert unter welchen Bedingungen die Bewertung zu Marktpreisen eine valide Schätzung des Umweltschadens darstellt.

Viele Wirkungen auf Mensch und Umwelt sind jedoch intangibler Natur. Hierzu zählen Effekte, die die Umweltqualität beeinträchtigen (und beispielsweise eine Verringerung des Erholungswert von Wäldern induzieren), Beeinträchtigungen des physischen und psychischen Wohlbefindens sowie Einflüsse auf Änderungen des Unfall- und Sterberisikos, soweit sie über die messbaren Krankenhaus-, Arznei- und Erwerbsausfallkosten hinausgehen. Zur Bewertung dieser Nutzenverluste reicht ein einfacher Rückgriff auf Marktpreise oder Kosten der Wiederherstellungs- und Sanierungsmaßnahmen nicht aus. Man muss auf andere Weise versuchen, aus dem Marktverhalten (indirekte Bewertungsmethoden) oder durch Befragung der Betroffenen (direkte Bewertungsmethoden) auf die Wertschätzung der Individuen zu schließen. Auf welche Bewertungsmethoden man hierbei zurückgreifen kann, erläutern die Kapitel A 2 und A 3. Abschließend widmet sich Kapitel A 4 der Darstellung des so genannten „Benefit Transfers“, d.h. der Frage, wie sich vorhandene Schätzungen auf ein neues Bewertungsproblem übertragen lassen.

A 1 Bewertung bei Verfügbarkeit von Marktpreisen

A 1.1 Marktpreise als Knappheitsindikatoren

Die Kosten einer Maßnahme sind nach der ökonomischen Theorie grundsätzlich als Opportunitätskosten zu erfassen. Sie geben den Verzicht auf eine anderweitige Verwendung der Produktionsfaktoren wieder, stellen also Knappheitsindikatoren dar.

Marktpreise stellen Knappheitsindikatoren dar, falls

- es sich um einen Konkurrenzmarkt handelt

Weicht der Markt, etwa durch eine monopolistische Struktur, davon ab, so müsste man die Marktpreise bei der Bewertung (nach unten) korrigieren. Praktische Lösungen dieses generellen Problems finden sich jedoch kaum. Meist wird es wegen des hohen Aufwands der Informationsbeschaffung abgelehnt, für jeden Markt das Ausmaß der Marktunvollkommenheit mit Hilfe geeigneter Maßzahlen (z. B. des Lerner'schen Monopolgrads) festzustellen.

- die Preise sich durch die zu bewertende Maßnahmen nicht ändern (ceteris-paribus Bedingung)

Preisänderungen sind bei „nicht-marginalen“ Änderungen zu erwarten, z. B. wenn man die Umweltauswirkungen aller Wirtschaftsaktivitäten eines Landes in einem Jahr erfassen und bewerten möchte. Da bei einer solchen Betrachtung nicht die Schätzung der (Grenz-)Schadenskosten, sondern eher die Schätzung eines Ökosozialproduktes oder der Schadenskosten eines ganzen Sektors im Mittelpunkt stehen, betrachten wir diese bei der Methodendiskussion nicht weiter.¹

Für eine Reihe zu bewertender Wirkungen - hierzu zählen lokal begrenzte Effekte und solche, die ein im Vergleich zur Gesamtwirtschaft geringes Ausmaß annehmen - ist jedoch die Annahme gerechtfertigt, dass die Marktpreise konstant bleiben.²

- die Preise nicht durch Steuern, Subventionen oder staatliche Preissetzungen (z. B. subventionierte Preise bei Agrargütern) verzerrt sind

In diesen Fällen ist zu klären, ob man statt der Marktpreise Faktorkosten oder Weltmarktpreise für die Bewertung heranziehen soll. Bei Studien, die externe Kosten oder Umweltschadenskosten für mehrere Länder schätzen, plädieren wir dafür, die Marktpreise um indirekte Steuern und Subventionen zu bereinigen.³

Sofern sich die Marktpreise als Knappheitsindikatoren interpretieren lassen, kann man das Konzept der Zahlungsbereitschaft sehr einfach anwenden, da die beobachtbaren Marktpreise den marginalen Zahlungsbereitschaften entsprechen: Die Wohlfahrtsänderung ist dann als die Summe der mit den Marktpreisen gewichteten Mengenänderungen (etwa zusätzliche Reparaturaufwendungen durch Materialschäden) zu bestimmen.

Zusammenfassend kommen wir bezüglich der Verwendung von Marktpreisen zu folgenden Schlussfolgerungen:

¹ Um nicht-marginale Umweltauswirkungen zu beurteilen, muss man auf gesamtwirtschaftliche Modelle zurückgreifen. Beispiele für diese Anwendung findet man in dem EU-Projekt GARP.

² Preisänderungen können sich aber auch dann ergeben, wenn die Qualität des Gutes durch die Umwelteinwirkung beeinträchtigt wird. In diesem Fall kann die Preisänderung als Indikator für die Qualitätsänderung interpretiert werden.

³ So wurden z. B. im Rahmen des EU-Forschungsprojekts UNITE (2003) die Schäden zu Werten der eingesetzten Produktionsfaktoren (d. h. zu Faktorkosten) angesetzt, und somit um staatliche Transfers bereinigt. Dies entspricht auch dem gängigen Standard nach der wohlfahrtsökonomischen Theorie. Die Bewertung des Verlustes von Gütern ist somit zu interpretieren als Bewertung des in diese Güter eingeflossenen Produktionsfaktoren, die einer anderen Verwendung entzogen worden sind. Praktisches Problem ist allerdings, dass aufgrund der Unterschiedlichkeit des Systems indirekter Steuern die jeweilige Höhe der Faktorkosten im internationalen Vergleich schwierig zu ermitteln ist.

Die Bewertung zu Marktpreisen stellt in folgenden Fällen eine **valide Schätzung** des Umweltschadens dar:

- Die Wertschöpfung ändert sich: Der ökonomische Nutzenverlust, der mit einer Beeinträchtigung der Umweltqualität einhergeht, entspricht dem Rückgang der Wertschöpfung. Beispielsweise kann sich eine verschlechterte Gewässerqualität in erhöhten Wasseraufbereitungskosten für die betriebliche Nutzung niederschlagen, oder eine verschlechterte Bodenqualität kann zu Produktionsausfällen in der Landwirtschaft führen. Es können auch erhöhte Kosten durch notwendige Substitutionsmaßnahmen, etwa durch die Notwendigkeit des Fremdbezugs von Wasser, auftreten. Beispielhaft wird dies anhand von Ertragsverlusten in der Landwirtschaft in Kapitel A 1.2 erläutert.
- Schäden lassen sich durch geeignete Maßnahmen verringern oder beheben: Falls man durch Reparatur oder Sanierung die Qualität des geschädigten Gutes wieder herstellen kann, nimmt man die Kosten der Wiederherstellungsmaßnahmen als Maßstab für den Umweltschaden. Sofern sich die Schäden nicht vollständig beheben lassen, stellen diese Schätzungen eine Untergrenze des Nutzenverlustes dar. Ein Beispiel (Materialschäden) erläutern wir in Kapitel A 1.3.
- Funktionsverluste lassen sich durch geeignete Maßnahmen beheben: Der Bewertungsansatz basiert auf der Schätzung der Kosten der Ersatz- oder Ausgleichsmaßnahmen, die auf die Wiederherstellung der Funktionen des Naturhaushaltes zielen. Anwendbar ist dieser Bewertungsansatz, falls sich die Schäden zwar nicht beheben lassen, es aber möglich ist, einen Ausgleich an anderer Stelle der Volkswirtschaft (Beispiel: Naturschutzrechtliches Ausgleichsgebot) oder durch produzierte Güter (Beispiel: Technische statt natürliche Hochwasserschutzmaßnahmen) zu schaffen.

A 1.2 Wertschöpfungsmethode

Wertschöpfungsmethode	
Bewertungsgegenstand	Die erhöhten Produktionskosten oder verringerten Erträge (oder eine Kombination beider Effekte), die unmittelbar aus einer Beeinträchtigung der Umweltqualität resultieren.
Grundgedanke	Der ökonomische Nutzenverlust, der mit einer Beeinträchtigung der Umweltqualität einhergeht, wird durch den damit verbundenen Verlust der Wertschöpfung gemessen. Beispielsweise kann sich eine verschlechterte Gewässerqualität in erhöhten Wasseraufbereitungskosten für die betriebliche Nutzung niederschlagen, oder eine verschlechterte Bodenqualität kann zu Produktionsausfällen in der Landwirtschaft führen. Es können auch erhöhte Kosten durch notwendige Substitutionsmaßnahmen, etwa durch die Notwendigkeit des Fremdbezugs von Wasser, auftreten.
Validität	Die Wertschöpfungsmethoden sind valide Methoden, falls es sich um relativ gut eingrenzbare Beeinträchtigungen der Umweltqualität handelt.
Bemerkungen	Die Wertschöpfungsmethoden stellen einen akzeptablen Kompromiss zwischen Einfachheit und Validität der Ergebnisse dar. Bei der Bewertung besteht teilweise die Gefahr von Doppelzählungen, beispielsweise falls man sowohl Ertragsausfälle als auch Kosten für mögliche Substitutionsmaßnahmen einbezieht.
Anwendungsgebiete	Wertschöpfungsmethoden kann man in nahezu allen Bereichen der Projektbewertung anwenden.

Anwendungsbeispiel: Ertragsverluste im Agrarsektor

Bei der Bewertung von Ertragsverlusten im Agrarsektor⁴ können folgende Kostenkategorien für die Bewertung relevant sein: Erstens Ausweich- und Anpassungskosten, die aus Verhaltensänderungen der Produzenten resultieren, und zweitens die Kosten der nicht vermiedenen Schäden (bewertete Ertragsverluste)⁵.

Ausweich- und Anpassungskosten

Eine mögliche Anpassungsreaktion der Produzenten ist der verstärkte Einsatz bestimmter Inputfaktoren wie z. B. Dünger⁶ oder Calciumcarbonat (Kalk), um schadstoffbedingte Produktionsverluste zu verringern. Zur Ermittlung der Kosten schätzt man bspw. die erhöhte Kalkaufbringung auf Feldern, die zur Neutralisierung der sauren Einträge dient. Auf diese Weise lassen sich die so entstehenden zusätzlichen Produktionskosten über den Marktpreis für Kalk auch monetarisieren.

⁴ Die folgenden Überlegungen lassen sich auch auf Produktionsverluste in anderen Sektoren übertragen.

⁵ Zur Frage, welche Ertragsverluste durch die Emission von Luftschadstoffen entstehen können, vgl. ausführlich die Auswertung vorhandener Studien in ExternE, volume 7 (1998): Methodology update, download unter www.externe.info/publications

⁶ In Abhängigkeit von der zu untersuchenden Fragestellung kann es auch notwendig sein, die negativen Effekte der erhöhten Düngemittelnutzung in die Bewertung einzubeziehen.

Mittel- bis langfristig können Produzenten auch auf Pflanzenarten ausweichen, die eine bessere Schadstoffresistenz aufweisen. Diese Anpassung wird – zumindest für einen bestimmten Zeitraum – mit erhöhten Kosten verbunden sein, die in die Bewertung einzubeziehen sind.

Möglich ist auch der Fall, dass die Produktionsverluste zu einer Einstellung der Produktion führen – falls bereits die Rentabilitätsschwelle erreicht ist. In diesem Fall würde der bewertete Produktionsrückgang die Kosten überschätzen. Als Indikator für den Verlust ist dann der verringerte Bodenwert heranzuziehen oder der entgangene Gewinn.⁷

Kosten nicht vermiedener Schäden: Ertragsverluste

Als Leitlinien für die Bewertung der Produktionsverluste empfiehlt das Umweltbundesamt:

- ➔ Grundsätzlich sollte eine Bewertung zu Weltmarktpreisen erfolgen, sofern der Weltmarkt für das Gut eine relevante Bedeutung besitzt.⁸
- ➔ Für Güter, die eher europaweite, nationale oder regionale Bedeutung besitzen, empfehlen wir, europäische Preise zu verwenden.⁹
- ➔ Sind Güter auf eng beschränkten lokalen Handel begrenzt, sind die lokalen Preise ein geeigneter Indikator.
- ➔ Studien, die externe Kosten oder Umweltschadenskosten für mehrere Länder schätzen, sollten die Marktpreise um indirekte Steuern und Subventionen bereinigen (Bewertung zu Faktorkosten).

Die verwendeten Datenquellen sind anzugeben und die jeweils gewählte Vorgehensweise sowie eventuelle Preiskorrekturen nachvollziehbar zu begründen.

⁷ Sofern nur ein Teil der Produktion verringert wird, wird angenommen, dass der bewertete Produktionsrückgang dem entgangenen Gewinn entspricht. Hier ist implizit die Annahme enthalten, dass sich die Produktionskosten nicht ändern.

⁸ Weltmarktpreise für Weizen, Gerste, Kartoffeln und Hafer können aus FAO-Statistiken entnommen werden.

⁹ Europäische Preise bspw. für Zuckerrüben und Roggen können aus der New Cronos Database von EUROSTAT entnommen werden.

A 1.3 Schätzung der Kosten zur Schadensverringerung oder -beseitigung

Kosten von Maßnahmen, die eine Minderung des Schadens bedingen (diesen aber nicht vollständig beheben) lassen sich als Maßstab für die Untergrenze des Nutzenverlustes heranziehen. Hierbei sind sowohl die Kosten zur materiellen Schadensverringerung als auch die Kosten, die aus Anpassungs- und Ausweichreaktionen resultieren, einzubeziehen.

Schätzung der Kosten zur Schadensverringerung	
Bewertungsgegenstand	Die Nutzeneinbuße einer Beeinträchtigung der Umweltqualität misst man anhand der (potenziellen) Aufwendungen, die man zur Vermeidung des Schadens tätigen müsste.
Grundgedanke	Aufwendungen zur Vermeidung negativer Umweltwirkungen werden getätigt, sofern der damit verbundene Nutzen höher ist als die getätigten Ausgaben.
Validität	Die Validität der Methode ist davon abhängig, ob durch die bewertete Maßnahme (z. B. Beseitigung luftverschmutzungsbedingter Schäden an Häusern) der Schaden vollständig behoben werden kann oder ein Restschaden verbleibt. Meist stellt die Schätzung eine Untergrenze der Zahlungsbereitschaft für eine verbesserte Umweltqualität dar.
Bemerkungen	Die Ausgaben zur Behebung der Schäden oder Schädwirkungen müssen zurechenbar sein. Dient die betrachtete Maßnahme noch anderen Zielen oder wird sie im Zuge von ohnehin fälligen Modernisierungsmaßnahmen durchgeführt, müssen Abschläge vorgenommen werden.
Anwendungsgebiete	Die Verfahren sind anwendbar bei Umweltbeeinträchtigungen, deren negative Wirkungen sich durch geeignete Maßnahmen eindämmen lassen, z. B. Einbau von Lärmschutzfenstern, Verwendung unempfindlicher Fassadenanstriche, Wasseraufbereitungskosten. Die Methode ist sowohl anwendbar für die Schätzung privater Nutzeneinbußen als auch zur Bewertung volkswirtschaftlicher Nutzeneinbußen, die man nicht individuell zu rechnen kann (z. B. Schäden an öffentlichen Gebäuden und Denkmälern, Kosten der Sanierung von Industriebrachen).

Nicht nur das Verhalten individuell Geschädigter, sondern auch das Verhalten politischer Entscheidungsträgern kann man als Indikator zur Schätzung der Zahlungsbereitschaft der Bevölkerung heranziehen. Entscheidungsträger können z. B. Vertreter kommunaler Behörden sein (Bürgermeister, Fachexperten), die über Investitionen im Umwelt- und Gesundheitsbereich entscheiden (Bau einer Lärmschutzmauer, einer Ampelanlage an einer gefährlichen Kreuzung, einer Klinik, etc.). Die Kosten solcher Entscheidungen können geschätzt und lassen sich als Maßstab für den damit verbundenen Nutzen der Bevölkerung interpretieren.¹⁰

¹⁰ Zur Rechtfertigung dieser Vorgehensweise kann argumentiert werden, dass diese Entscheidungsträger durch demokratische Wahlen legitimiert wurden (oder als Experten ihrerseits von demokratisch gewählten Entscheidungsträgern eingesetzt wurden). Dabei wird angenommen, dass diese Entscheidungsträger auch die Präferenzen der Bevölkerung nach bestem Wissen und Gewissen vertreten.

Anwendungsbeispiel: Materialschäden an Fassaden

Luftverunreinigungen führen zu Verschmutzung und Beschädigung von Fassaden. Die Instandsetzungszeiten verkürzen sich, damit steigen die durchschnittlichen Instandsetzungskosten (*Wiederherstellungskosten*). Diese durchschnittlichen Instandsetzungskosten verwendet man als Indikator für die Schäden an Materialien.¹¹

Bei der Bewertung nimmt man an, dass für jedes Material ein *Instandsetzungskriterium* existiert, also eine *feste Grenze*, bei deren Überschreitung eine Instandsetzung durchzuführen ist. Im Fall des Materialabtrags durch Korrosion ist das Instandsetzungskriterium der von Experten bestimmte „kritische Materialabtrag“ in Mikrometern, bei dem man die Materialoberfläche erneuern muss. Erfasst man auch die reine Verschmutzung der Fassaden (ohne gleichzeitigen Materialabtrag), etwa durch Ruß, beschreibt das Instandsetzungskriterium den Grad an Verschmutzung, bei dem eine Reinigung erfolgen soll.

Bei Annahme eines festen Instandsetzungskriteriums tritt außer den Instandsetzungskosten kein zusätzlicher ästhetischer Wertverlust auf, da zwar der Materialabtrag schneller eintritt, aber auch in gleichem Maße öfter instand gesetzt wird. Somit ändert sich der durchschnittliche Zustand der Fassade nicht. Unter der Voraussetzung, dass man durch die Instandsetzung die entstandenen luftschadstoffbedingten Schäden an den Materialien wieder vollständig beheben kann, also keine irreparablen Wert- und Substanzverluste auftreten, erfassen die zusätzlichen Instandsetzungskosten den insgesamt durch Luftverschmutzung auftretenden Schaden.

Um die Schadenskosten zu schätzen, ist es notwendig, ein Instandsetzungskriterium zu definieren, und anhand dieses Kriteriums die Verkürzung der Instandsetzungszeiten zu ermitteln. Hieraus können dann die durchschnittlichen Instandsetzungskosten für die Lebensdauer des Gebäudes ermittelt werden. Die Differenz zu den Instandsetzungskosten ohne die zu bewertende Umwelteinwirkung stellt die Höhe der Materialschadenskosten dar.

¹¹ Darüber hinausgehende Kosten des ästhetischen Erhalts werden vernachlässigt, so dass es sich bei der Bewertung eher um eine Untergrenze des Schadens handelt.

A 1.4 Schätzung der Substitutions- und Kompensationskosten

Verfahren zur Ermittlung der Substitutions- und Kompensationskosten (auch naturale Kompensation) spielen für naturschutzrechtliche Ausgleichmaßnahmen und für die Umwelthaftung eine wichtige Rolle.¹² Bei der naturalen Kompensation geht es darum, die Funktionen der geschädigten natürlichen Ressource durch entsprechende Ausgleichs- oder Ersatzmaßnahmen wieder zur Verfügung zu stellen. Die Kosten dieser Maßnahmen sind ein Indikator für den entstandenen Schaden.

Kompensations- und Substitutionskosten	
Bewertungsgegenstand	Werden Werte und Funktionen des Naturhaushaltes durch einen Eingriff im Rahmen baulicher Maßnahmen beeinträchtigt, dann lässt sich der dadurch entstandene Schaden mit den Kosten von Ausgleichs- oder Ersatzmaßnahmen schätzen.
Grundgedanke	Die Bewertungsmethode basiert auf der Schätzung der Kosten, die zur Wiederherstellung der Funktionen des Naturhaushaltes anfallen.
Validität	Ausgangspunkt für die Ableitung monetärer Werte sind naturschutzfachliche Anforderungen an die Dimensionierung von Ausgleichs- oder Ersatzmaßnahmen (naturschutzrechtliches Ausgleichsgebot, § 8 BNatSchG). Das Ausgleichsgebot interpretiert man als gesellschaftlichen Konsens zur Erhaltung der Funktionen des Naturhaushaltes. Die Kosten der Ausgleichsmaßnahmen entsprechen daher der gesellschaftlichen Zahlungsbereitschaft.
Bemerkungen	Ausschlaggebend für die Anwendbarkeit dieser Methode ist die Frage, ob es einen gesellschaftlichen Konsens über die Notwendigkeit des Funktionsausgleichs gibt. I. d. R. wird lediglich eine Untergrenze des Schadens geschätzt, falls nicht alle Funktionen des Naturhaushaltes ersetzt oder substituiert werden können.
Anwendungsgebiete	Z. B. Bewertung naturräumlicher Funktionen, die durch den Betrieb von Verkehrswegen verloren gehen Schätzung von Kosten für Marktgüter als funktioneller Ersatz von Umweltgütern, z. B. Kosten der technischen Abwasserbehandlung für den Wert der Reinigungsleistung eines Schilfgürtels Kompensation von Schäden an ökologischen Gütern im Rahmen der Umwelthaftung

¹² Vgl. ausführlich Kokott u. a. (2003).

A 2 Indirekte Bewertungsmethoden zur Schätzung der Zahlungsbereitschaft für Umweltgüter

Indirekte Bewertungsmethoden ermitteln den Wert eines öffentlichen Gutes (Umweltgutes) und die Nachfragefunktion nach diesem Gut aus beobachtbarem (vergangenem) Marktverhalten der Konsumenten (revealed preference-Methoden). Die Bezeichnung „indirekt“ signalisiert in diesem Zusammenhang, dass aus dem Nachfrageverhalten für am Markt gehandelte Güter Schätzungen für den Wert nicht gehandelter Umweltgüter abgeleitet werden.

A 2.1 Hedonische Bewertungsmethode

Grundgedanke der hedonischen Bewertungsmethode (hedonic price approach¹³) ist, dass die Umweltqualität indirekt den Preis bestimmter Güter beeinflusst. Dies gilt zum Beispiel für Immobilien und Wohnungen. Deren Nähe zu Naherholungsangeboten kann einen positiven Einfluss auf den Preis haben. Umgekehrt wirken sich andere Lagemerkmale wie Lärm, Luftverschmutzung oder Geruchsbelastung negativ auf den Preis aus. Leitende Fragestellung dieser Methode ist folglich, signifikante Preisänderungen bezüglich der Eigenschaften der Wohnumgebung zu erfassen, um damit Informationen über die Wertschätzung für die lokale Umweltqualität zu erhalten. Die Umweltqualität kann sich auch auf den Arbeitsmarkt auswirken, indem etwa in Gebieten mit hoher Umweltqualität tendenziell ein höheres Arbeitsangebot herrscht. Dies ist der Grundgedanke so genannter Arbeitsmarktmodelle, die den Einfluss der lokalen Umweltqualität auf die Arbeitsplatzentscheidungen messen und damit auch Rückschlüsse auf die individuelle Bewertung der lokalen Umweltqualität erlauben.

Um zu verlässlichen Ergebnissen zu kommen, muss es gelingen, den Einfluss der Umweltqualität auf den Preis der anderen Einflussgrößen zu isolieren (Regressionsansätze). Die Berücksichtigung einer Vielzahl von Erklärungsvariablen kann aber – falls diese untereinander selbst korreliert sind (z. B. gute Verkehrsanbindung und Verkehrslärm) - zu instabilen Ergebnissen führen. Die Methode unterstellt auch eine schnelle Preisreaktion auf Veränderungen der Determinanten. Die Anwendung der Methode ist problematisch, falls – bspw. wegen eines regulierten Wohnungsmarktes - Mietpreise nur bedingt Rückschlüsse über Zahlungsbereitschaften für eine verbesserte Umweltqualität erlauben.

¹³ Die Bezeichnung hedonic price approach geht darauf zurück, dass angenommen wird, dass ein Gut - beispielsweise Immobilien - das Glück (hedone: altgriechisch für Freude/Vergnügen) der Käufer fördert (vgl. Court, 1939, S. 107 fn 8). Für die Ansatz rechnet man die Bedeutung einer der Charakteristika (hier: Umweltqualität im Wohnumfeld) für die Glückssteigerung heraus und leitet darüber (indem man diese Wirkung mit den Auswirkungen der Kaufpreise in Beziehung setzt) einen impliziten Preis für die Umweltqualität ab.

Analyse von Wohnungsmarktdaten / hedonische Methoden	
Bewertungsgegenstand	Die Nutzeneinbuße bei einer verschlechterten Umweltqualität in Wohngebieten (z. B. durch Verkehrslärm) bewertet man durch die Differenz der Immobilienpreise in Abhängigkeit von der Umweltqualität (z. B. ruhige Lage vs. laute Wohngegend).
Grundgedanke	Die Umweltqualität ist eine Determinante der Nachfrage nach Immobilien. Bei ansonsten gleicher Ausstattung sind Individuen bereit, für Immobilien in Gegenden mit hoher Umweltqualität einen höheren Preis zu zahlen. Hieraus sind Rückschlüsse auf die Wertschätzung der Umweltqualität möglich.
Validität	Die Anwendung des Verfahrens setzt voraus, dass man den Einfluss der Umweltqualität auf die Immobilienpreise isolieren kann und dass die Immobilienpreise kurzfristig reagieren. Nutzeneinbußen werden ggf. nur für einen Teil der Betroffenen erfasst, so dass es zu einer Unterschätzung des Schadens kommen kann.
Bemerkungen	Relativ aufwändiges Verfahren, das eine Schätzung von Nachfragefunktionen nach Immobilien verlangt.
Anwendungsgebiete	Empirische Anwendungsbereiche für die Schätzung der Wertschätzung von Umweltqualität finden sich in folgenden Bereichen: Nutzen von Luftreinhaltemaßnahmen an stationären oder mobilen Quellen, von Gewässerschutzmaßnahmen sowie von Lärmschutzmaßnahmen. In der internationalen Forschung wurde dieser Ansatz in einer Reihe von Bewertungsstudien eingesetzt, z. B. zur Bestimmung des Wertes natürlicher Ressourcen in Naherholungsgebieten (vgl. z. B. Pendleton/Mendelsohn, 2000).

A 2.2 Aufwands- und Reisekostenmethoden

Mit Hilfe dieser an Reiseentscheidungen ansetzenden Methoden lassen sich nutzungsabhängige Wertkomponenten einer Ressource erfassen. Ziel ist es, aus dem getätigten Aufwand zum Besuch oder zur Nutzung von Einrichtungen, Rückschlüsse auf die Zahlungsbereitschaft für die hierbei genutzten Umweltgüter zu ziehen. Damit basieren die Methoden auf beobachtbarem Verhalten und Daten (Besucherzahlen, Anreiseweg, Eintrittspreise, Transportkosten etc.). Bei den Methoden unterscheidet man nach Bruttoausgabenmethode, Eintrittspreismethode und Gesamtaufwandsmethode.

Bruttoausgabenmethode	
Bewertungsgegenstand	Die Nutzeneinbuße bei einer Beeinträchtigung des Erholungswertes von Naturlandschaften bewertet man durch die Gesamtausgaben pro Tag, die explizit für die Erholung getätigt werden, multipliziert mit den durch die Beeinträchtigung verringerten Nutzertagen.
Grundgedanke	Der Erholungsnutzen wird mindestens so hoch eingeschätzt wie die damit verbundenen Ausgaben (z. B. Fahrtkosten).
Validität	Das Verfahren misst die Untergrenze der Zahlungsbereitschaft für den Erhalt der Naturlandschaften.
Bemerkungen	Schwierigkeiten bestehen hinsichtlich der Zurechnung der Ausgaben, die für den Erholungsvorgang getätigt werden, insbesondere falls Fahrten mehreren Zwecken dienen.
Anwendungsgebiete	Die Bruttoausgabenmethode ist ein Verfahren, das auch im deutschsprachigen Raum bei der Ermittlung von Erholungsnutzen vielfach Anwendung findet. Der Ansatz lässt sich vor allem für ausgabenintensive Nutzungen (z. B. Wasserskifahren) als kostengünstiges Schätzverfahren nutzen. Für ausgabenarme Nutzungen (z. B. Spazieren gehen) ist er aufgrund der Unterschätzung des Nutzens eher nicht geeignet.

Eintrittspreismethode	
Bewertungsgegenstand	Die Nutzeneinbuße bei einer Beeinträchtigung des Erholungswertes von Naturlandschaften bewertet man durch die Schätzung eines plausiblen Eintrittspreises (ermittelt anhand einer vergleichbaren privaten Einrichtung oder der durchschnittlichen Reisekosten) multipliziert mit der durch die Beeinträchtigung verringerten Besucherzahl.
Grundgedanke	Der Erholungsnutzen ist mindestens so hoch wie der zu zahlende Eintrittspreis.
Validität	Das Verfahren misst die Untergrenze der Zahlungsbereitschaft für den Erhalt der Naturlandschaft unter der Voraussetzung, dass sich sowohl der Preis einer vergleichbaren Einrichtung ermitteln lässt als auch die Verminderung der Besucherzahl.
Bemerkungen	Es handelt sich hierbei nur um ein vermeintlich einfaches Verfahren. Die Schätzung eines plausiblen Eintrittspreises ist für das Ergebnis entscheidend und daher sorgfältig zu begründen. Im Allgemeinen ist es sehr schwierig, vergleichbare private Einrichtungen zu identifizieren. Die in Kauf genommenen Reisekosten lassen sich zwar als Grobindikator heranziehen. Sie sind jedoch nicht geeignet, falls eine Fahrt mehreren Zwecken dient.
Anwendungsgebiete	Die Eintrittspreismethode hat man vor allem in den USA zur Beurteilung des Erholungsnutzens wasserwirtschaftlicher Projekten verwendet.

Gesamtaufwandsmethode	
Bewertungsgegenstand	Die Nutzeneinbuße bei einer Beeinträchtigung des Erholungswertes von Naturlandschaften bewertet man durch die Gesamtaufwendungen pro Tag, die direkt der Aktivität zugerechnet werden können, multipliziert mit den durch die Beeinträchtigung verringerten Nutzertagen. Im Unterschied zur Bruttoausgabenmethode lassen sich auch fiktive Kosten (Zeitkosten) und Kosten der Reisevorbereitung berücksichtigen und monetarisieren.
Grundgedanke	Der Erholungsnutzen ist mindestens so hoch wie die gesamten Aufwendungen (z. B. Fahrtkosten, Zeitaufwand).
Validität	Das Verfahren misst die Untergrenze der Zahlungsbereitschaft. Durch die Berücksichtigung von Aufwendungen, die sich nicht unmittelbar in getätigten Ausgaben wiederfinden, gelingt eine validere Annäherung an die tatsächliche Zahlungsbereitschaft als bei den beiden oben dargestellten Methoden.
Bemerkungen	Wie bei der Bruttoausgabenmethode bestehen Schwierigkeiten hinsichtlich der Zurechnung der Ausgaben.
Anwendungsgebiete	Wie die Bruttoausgabenmethode lässt sich der Ansatz vor allem für ausgabenintensive Nutzungen als kostengünstiges Schätzverfahren nutzen. Für ausgabenarme Nutzungen ist er wegen der Unterschätzung des Nutzens eher nicht geeignet.

Eine Sonderform der indirekten Bewertungsmethoden stellt die Methode des **kontingenten Verhaltens** (contingent behavior method) dar. Während die Aufwands- und Reisekostenmethoden das tatsächlich realisierte Verhalten der Individuen untersuchen, wird in Umfragen dieser Form nach deren künftigem Entscheidungsverhalten in Abhängigkeit von der Umweltqualität gefragt. Zunächst wird den Befragten z. B. die beabsichtigte Verbesserung der Umweltqualität beschrieben, anschließend danach gefragt, wie diese Verbesserung ihr Nutzungsverhalten beeinflussen würde. Die daraus berechnete Änderung der Nutzungskosten lässt sich als Zahlungsbereitschaft für die Qualitätsverbesserung in-

interpretieren. Ein solches Verfahren dient vor allem dazu, die Ergebnisse aus beobachtetem Verhalten, z. B. aus der Reisekostenmethode, abzusichern.

A 2.3 Schätzung der Zielerreichungskosten / Vermeidungskosten

Es gibt einige Schadenskategorien, bei denen die Kenntnisse über Dosis-Wirkungs-Beziehungen und/oder monetäre Werte von Schäden (noch) nicht ausreichen, um externe Kosten mit hinreichend großer Sicherheit zu berechnen. In diesen Fällen kann als „zweitbeste Lösung“ der so genannte Standard-Preis-Ansatz verwendet werden, um Umweltbeeinträchtigungen in Kosten umzurechnen. Auch die Tatsache, dass die Wirkungsmechanismen zwar bekannt, aber sehr komplex sind (z. B. falls Wechselwirkungen und lokale Gegebenheiten eine große Rolle spielen) spricht dafür, diesen Ansatz zu wählen. Ziel des Standard-Preis-Ansatzes ist die Schätzung von Zielerreichungskosten oder Vermeidungskosten. Voraussetzung ist, dass ein Umweltschutzziel vorhanden ist, das gesellschaftlich akzeptiert und erwünscht ist. Als Ziele lassen sich nationale Umwelthandlungsziele (z. B. beim Klimaschutz) oder auch Umweltqualitätsziele heranziehen (z. B. critical loads). Diese Kostenschätzungen sind jedoch nicht geeignet, um die gesetzten Ziele zu begründen (Zirkelschluss).¹⁴

Zur Schätzung der Zielerreichungskosten ist es notwendig, Maßnahmen zur Erreichung der Ziele zu spezifizieren. In einfachen Fällen sind die kostengünstigsten Maßnahmen bekannt. Häufig ist jedoch ein ganzes Bündel von Maßnahmen notwendig, um ein Umweltziel zu erreichen. In diesem Fall lassen sich Zielerreichungskosten durch Anwendung von Modellrechnungen schätzen. Hierbei wird i. d. R. ein Referenzszenario einem Maßnahmenzenario gegenübergestellt, wobei in das Maßnahmenzenario die kostengünstigsten Maßnahmen zur Erreichung des Umweltziels eingestellt sind. Aus dem Vergleich dieser beiden Szenarien ermitteln die Modelle die entsprechenden Kosten. Setzt man die Gesamtkosten der Zielerreichung ins Verhältnis zu den verringerten Emissionen, erhält man die durchschnittlichen Zielerreichungskosten. Die Kosten zur Verringerung der letzten Einheit Emissionen bezeichnet man als Grenzkosten der Zielerreichung. Synonym wird auch der Begriff Vermeidungskosten (durchschnittliche Vermeidungskosten, Grenzvermeidungskosten) verwendet. Die Grenzkosten sind i. d. R. höher als die Durchschnittskosten.

¹⁴ Zur Berücksichtigung geeigneter Ziele vgl. die Ausführungen in Methodenkonvention 2.0, Kapitel 2.3.

A 3 Direkte Bewertungsmethoden zur Schätzung der Zahlungsbereitschaft für Umweltgüter

Direkte Bewertungsmethoden ermitteln die Zahlungsbereitschaft durch Befragung der Individuen mit speziellen Interviewtechniken. Da Befragungen i. d. R. mit hohem Zeit- und Kostenaufwand verbunden sind, setzt man diese Methoden nur dann ein, falls es nicht möglich ist, aus beobachtbarem Marktverhalten Rückschlüsse auf ökonomische Wertschätzungen zu ziehen.

Im Unterschied zu den indirekten Bewertungsmethoden können direkte Befragungen Aufschluss geben über Existenzwerte (z. B. das Wissen um die Existenz von Naturlandschaften oder Arten, ohne dass die Befragten einen unmittelbaren Nutzen davon haben) und Optionswerte (d.h. den Erhalt der potenziellen Möglichkeit des Erlebens von Naturlandschaften, obwohl die Befragten diese Möglichkeit gegenwärtig nicht realisieren). Mit direkten Bewertungsverfahren kann man daher sowohl nutzungsabhängige als auch nicht-nutzungsabhängige Wertschätzungen ermitteln. Anwendungsbereiche sind u. a. die Schätzung der Zahlungsbereitschaft für den Erhalt von Naturlandschaften, zum Schutz biologischer Vielfalt und zur Bewertung umweltbedingter Gesundheitsrisiken.

Bei der Ermittlung von Zahlungsbereitschaften durch direkte Befragung von Betroffenen sind die Gefahren verzerrender Wertangaben zu berücksichtigen. Nach Endres¹⁵ kann man hierbei drei Hauptprobleme unterscheiden:

Abstraktionsproblem: Dieses Problem entsteht, falls es den Befragten schwer fällt, Umweltqualitätsniveaus mit Geldbeträgen in Zusammenhang zu bringen. Dies kann dann der Fall sein, falls die Befragten den Verlust nicht substituierbarer Umweltgüter oder -funktionen bewerten sollen. Die direkte Bewertungsmethode stößt in diesem Fall an ihre Grenzen.

Belohnungsproblem: Bei Befragungen gibt es für den Einzelnen wesentlich weniger Anreize, über seine Präferenzen und Zahlungsbereitschaften nachzudenken als bei Entscheidungen über marktgängige Güter. Willkürliche Nennung von Zahlungsbereitschaften bleiben i. d. R. ohne Konsequenz, wogegen sich Fehleinschätzungen beim Kauf oder Verkauf von Gütern durch monetäre Verluste bemerkbar machen.

Trittbrettfahrerproblem: Befragte haben unter Umständen einen Anreiz, aus strategischen Gründen nicht ihre wahre Zahlungsbereitschaft preiszugeben. Falls sie erwarten, dass ihre offenbarte Zahlungsbereitschaft als Grundlage herangezogen wird, um tatsächlich Zahlungen zu leisten, besteht ein Anreiz zur Untertreibung. Dagegen besteht ein Anreiz zur Übertreibung, falls nicht erwartet wird, dass sie tatsächlich Zahlungen leisten müssen.

¹⁵ Vgl. Endres/Holm-Müller (1998).

Bei der praktischen Anwendung und Weiterentwicklung der Befragungsmethoden wurden sowohl Befragungstechniken entwickelt, die den Anreiz zu strategischem Verhalten begrenzen, als auch statistische Testverfahren erprobt, die Aufschluss über mögliche Verzerrungen und Fehlereingrenzungen geben, auf die wir hier nicht im Einzelnen eingehen können. Mittels des so genannten Scope-Tests wird bspw. untersucht, ob Zahlungsbereitschaftsangaben auf eine Veränderung des Programmumfangs in der erwarteten Art reagieren. In den USA ist die erfolgreiche Durchführung dieses Tests Voraussetzung dafür, dass man die Ergebnisse von Zahlungsbereitschaftsbefragungen im Rahmen von Schadensersatzansprüchen vor Gericht verwerten darf.¹⁶ Zusammenfassend lässt sich feststellen, dass die Gefahr strategischen Verhaltens bei der empirischen Abfrage von Werten für Umweltqualitätsaspekte eine geringere Bedeutung hat, als dies vielfach in der öffentlichen Diskussion vermittelt wird. Allerdings sind Befragungen i. d. R. mit einem erheblichen Zeit- und Kostenaufwand verbunden und verlangen daher vor ihrer Anwendung eine genaue Überprüfung der Kosten-Leistungsrelation für die zugrunde liegende Fragestellung.¹⁷

A 3.1 Kontingente Bewertungsmethode (Contingent Valuation)

Die Kontingente Bewertungsmethode (KBM) ist ein umfragebasiertes Verfahren, das die individuelle Zahlungsbereitschaft für eine bestimmte Umweltqualität abgefragt. Mit Hilfe ökonometrischer Methoden lässt sich eine durchschnittliche Zahlungsbereitschaft kalkulieren und die Schadenssumme durch die Multiplikation dieses Durchschnittswertes mit der Zahl der betroffenen Individuen berechnen. Ferner lassen sich Varianzen in der individuellen Zahlungsbereitschaft in Abhängigkeit der Charakteristika der jeweiligen natürlichen Ressource und des sozioökonomischen Profils der Befragten erklären (Einkommen, Alter, Gesundheitszustand, Informationsstand). Dies erlaubt Aussagen darüber, ob und wie die Ergebnisse auch auf andere Länder oder Bevölkerungsschichten übertragbar sind.

Als methodisch richtungsweisende KBM-Studien im deutschsprachigen Raum sind die Zahlungsbereitschaftsbefragung für bessere Luft in Westberlin von Schulz und für Lärmreduktion in Basel von Pommerehne zu erwähnen. Die letztgenannte Studie erbrachte auch den Nachweis, dass Kontingente Bewertung und Marktpreismethode, angewandt auf dieselbe Erhebungsgesamtheit (Einwohner der Stadt Basel respektive deren Wohnungsmietpreise), zu sehr ähnlichen und daher konsistenten Ergebnissen führen.

KBM-Studien weisen eine hohe Zuverlässigkeit auf, falls sie Naturgüter bewerten, die den Befragten vertraut sind. Probleme bestehen jedoch, falls multidimensionale Veränderungen der Umweltqualität zu bewerten sind, die hohe Anforderungen an die Dauer der Interviews und die Stichprobengröße stellen.¹⁸

¹⁶ Vgl. hierzu z. B. Degenhard u. a. (1997).

¹⁷ Für eine Darstellung der Methoden vgl. z. B. Ewers/Schulz (1982). Für einen Überblick zu neueren Zahlungsbereitschaftsanalysen für Naturschutzaufgaben und zum Erhalt der Biodiversität vgl. z. B. Degenhardt u. a. (1997) und Geisendorf u. a. (1998).

¹⁸ Vgl. MacAlister u.a. (2001).

Die KBM ist Gegenstand intensiver und kontroverser Diskussionen in der Ökonomie. Diese betreffen vor allem die Frage, ob die Methode geeignet sei, nutzungsunabhängige Werte valide und hinreichend präzise zu ermitteln.¹⁹ Einige traditionell der KBM vorgeworfenen methodischen Unzulänglichkeiten (z. B. Einfluss von Informationen, Wahl des Zahlungsinstruments, strategisches Verhalten der Befragten, mangelnde Berücksichtigung von Budgetbeschränkungen) wurden in der Forschung intensiv untersucht. Hieraus entwickelten sich Vorschläge für das Fragebogendesign zur Vermeidung potenzieller Fehlerquellen, so dass Fachleute diese Probleme zunehmend als kontrollierbar einschätzen.²⁰ Dies gilt auch für den sogenannten Embedding-Effekt. Dieser Begriff umschreibt die Beobachtung, dass Befragte in Kontingenten Bewertungsstudien häufig für den Erhalt einer speziellen Art ähnlich hohe Zahlungsbereitschaften angeben wie für den Erhalt sämtlicher bedrohter Arten zusammen.²¹ Allgemein gesprochen ist bei Vorliegen dieses Effektes die Zahlungsbereitschaft für ein einzelnes Gut ähnlich hoch wie für ein Güterbündel, in dem dieses Gut enthalten ist.²² Der Stand der Forschung zeigt jedoch, dass der Embedding-Effekt nicht regelmäßig in den Untersuchungen auftritt und sich durch entsprechende Fragetechniken aufdecken und vermeiden lässt.²³

Direkte Befragungen stellen die einzige Möglichkeit dar, auch nicht-nutzungsabhängige Werte einzubeziehen. Bei der Ermittlung von Nichtnutzungswerten muss man den relevanten Markt für das betreffende Naturgut nachvollziehbar abgrenzen.²⁴ Die theoretische Grenze des Untersuchungsgebiets liegt dort, wo der Umweltschaden keinen Einfluss mehr auf die Wohlfahrt der Individuen hat.²⁵ Diese Grenze eindeutig zu identifizieren ist häufig kaum möglich, da bei bedeutsamen Naturgütern Nichtnutzungswerte in weiter Entfernung vom Standort relevant sein können. Bei der Wahl des Untersuchungsgebietes ist auch zu berücksichtigen, dass für die Bevölkerung in weiterer Entfernung vom betrachteten Standort möglicherweise Substitute vorliegen. Je größer man das geographische Untersuchungsgebiet wählt, desto eher wird selbst bei individuell geringen Zahlungsbereitschaften die gesamte ökonomische Wertschätzung eine beachtliche Größenordnung erreichen und damit die Schadenssumme hoch ausfallen. Damit reagieren die Ergebnisse Kontingenter Bewertungen äußerst sensitiv auf die gewählte Marktabgrenzung.²⁶ Vor diesem Hintergrund sollte in den Bewertungsergebnissen stets vermerkt sein, wie sensitiv die gesamte ökonomische Wertschätzung auf die Marktabgrenzung reagiert.

¹⁹ Für einen Überblick vgl. Carson u.a. (2001).

²⁰ Vgl. Loomis (1999) und Bjornstad/Kahn (1996).

²¹ Vgl. Kahneman/Knetsch (1999).

²² In der Praxis der Schadensbewertung spielte der Embedding-Effekt z. B. beim Nestucca Oil Spill (1988) vor der Küste des US-Bundesstaates Washington eine Rolle. Die dort angefertigte KBM-Studie ergab, dass die Zahlungsbereitschaft für die Verhinderung eines einzelnen, moderaten Ölunfalls sogar höher liegt als die zur Verhinderung sämtlicher Ölunfälle. Vgl. Rowe u. a. (1992).

²³ Vgl. Hoehn/Loomis (1999).

²⁴ Für eine Übersicht zu diesem Problem in der deutschen Literatur: Rommel (2001).

²⁵ DesVosges u. a. (1998).

²⁶ So wurden z. B. in einem US-Schadensfall – hier die Wasserverschmutzung durch Bergwerksabfälle der Eagle Mine (Colorado) – in den dem Gericht vorgelegten ökonomischen Gutachten extrem unterschiedliche Schadenswerte ermittelt (US-\$ 140.000, US-\$ 15 Millionen). Diese Abweichung zwischen den Gutachten des Klägers und des Beklagten entstanden ausschließlich aufgrund der Unterschiede in der jeweils für relevant gehaltenen geographischen Ausdehnung des Untersuchungsgebietes. Vgl. Kopp/Smith (1989).

Um die Validität der Ergebnisse Kontingenter Bewertungen zu sichern, sind die gängigen Qualitätskriterien zu beachten.²⁷

A 3.2 Attributbasierte Bewertungsansätze (Conjoint Analysis)

Auch in Reaktion auf die methodischen Kontroversen um die Kontingenten Bewertungsmethoden hat in letzter Zeit eine Gruppe von Bewertungsmethoden verstärkt Aufmerksamkeit erfahren, die in der Literatur unter dem Begriff der attributbasierten Bewertungsmethoden oder Conjoint-Analysis (CJA) bekannt sind. Auch hier handelt es sich um umfragebasierte Verfahren, wobei die Bewertung der Umweltgüter durch Vergleiche dargelegter Alternativen erfolgt, die von den befragten Personen entsprechend ihrer Präferenzen in eine Reihenfolge zu bringen sind. Grundidee ist, den Befragten verschiedene Alternativen zu präsentieren, die sich in Bezug auf bestimmte Attribute unterscheiden. Die CJA wird vor allem als alternative Bewertungsmethode bei komplexen und mehrdimensionalen öffentlichen Gütern wie Landschaften geschätzt und eingesetzt.²⁸ Auch in der Umwelthaftung sehen einige Autoren einen Anwendungsbereich.²⁹ So könnten durch den Einsatz der CJA direkt naturale Äquivalente für geschädigte Naturgüter gefunden werden, ohne dass auf den Umweg der Verrechnung der jeweiligen Wertigkeit anhand der Metrik „Geld“ zurückgegriffen werden müsste. Demnach wäre die CJA als Informationsinstrument geeignet, schwierige Abwägungsentscheidungen bei der Auswahl unterschiedlicher Wiederherstellungsoptionen zu erleichtern.³⁰

Allerdings weist der Ansatz der CJA einige Defizite aus Sicht der ökonomischen Theorie und der hier verwandten Wohlfahrtsmaße auf und nicht alle Autoren bescheinigen seine Praktikabilität.³¹ Vor dem Hintergrund dieser Kritik haben Forscher die Ansätze des Choice-Modelling und der Choice-Experimente aus der CJA entwickelt.³² Im Unterschied zur CJA wird hier nicht mittels Paarvergleichen bewertet. Stattdessen wählen die Befragten diejenige Variante aus, der sie den Vorzug vor allen anderen geben.

Wegen der Komplexität solcher Fragestellungen findet die Befragung in der Regel als persönliches Interview statt, und auch hier ist die Auswahl einer repräsentativen Stichprobe entscheidend für die Belastbarkeit des Ergebnisses.

²⁷ Zur Konstruktion und der Analyse von Contingent-Valuation-Studien haben die Ökonomen Arrow und Solow Empfehlungen entwickelt, die auf Veranlassung des Damage Assessment and Restoration Program (DARP) der National Oceanic and Atmospheric Administration (NOAA) im Rahmen des US Department of Commerce entworfen wurden. Diese Organisation bemühte sich nach dem Unfall des Öltankers „Exxon Valdez“ um die Aufstellung von Qualitätskriterien, um Schadensbewertungen vor dem Hintergrund der Methodik zu überprüfen. Die Befolgung dieser Regeln wurde vorgeschlagen, um die Zuverlässigkeit der Ergebnisse zu erhöhen und die erläuterten typischen Fehlerquellen zu vermeiden.

²⁸ Vorliegende Studien sind z. B. Goossen/Langers (2000) und Jung (1996).

²⁹ Vgl. Mathews u. a. (1995).

³⁰ Farber/Griner (2000).

³¹ Vgl. Kopp (1999).

³² Vgl. Rose (1999).

Die drei Hauptschritte dieser Verfahren sind:

1. Identifikation der charakteristischen Eigenschaften (Attribute) eines Gutes oder Projekts
2. Erzeugung von „Choice Cards“ mit unterschiedlichen Kombinationen von Ausprägungen der Attribute
3. Wiederholte Auswahl der bevorzugten Alternative aus einer Reihe von 2 bis 5 unterschiedlichen Choice Cards bei dem Befragten

Um die individuelle Wertschätzung für eine Ressource zu schätzen, wird die Zahlungsbereitschaft über die Kosten als ein Attribut der verschiedenen Varianten ermittelt. Diese Methode setzen einige Autoren auch ein, um nutzungsunabhängige Werte von Umweltressourcen zu schätzen.³³

Mit dieser Methodengruppe steht damit ein zur Kontingenten Bewertungs-Methode alternativer Bewertungsansatz zur Verfügung, der allerdings vor ähnlichen Problemen im Hinblick auf seine Praktikabilität, z. B. bezogen auf den Kosten- und Zeitaufwand, steht und damit nur eine Relevanz bei größeren Umweltschäden haben dürfte. Die US-Regelungen zur Schadensbewertung ermöglichen zwar die Anwendung dieser Methodengruppe, bislang ist die gerichtliche Akzeptanz jedoch nicht geklärt, vor allem in Bezug auf die Bewertung von Nichtnutzungswerten. Im Vergleich zur KBM wird ein wesentlicher, wenngleich in der ökonomischen Literatur nicht unumstrittener Vorteil darin gesehen³⁴, dass eine explizite Bewertung natürlicher Ressourcen in Geldeinheiten, die nach Auffassung einiger Kritiker mit grundlegenden Schwierigkeiten konfrontiert ist, unterbleiben kann, ohne dass man auf ein präferenzbasiertes Bewertungsverfahren verzichten muss.

A 3.3 Partizipative Bewertungsmethoden (Participatory Valuation Methods)

Bei komplexen Umweltproblemen besteht die Gefahr, dass die Befragten nicht über genügend Hintergrundinformation verfügen, um die Frage nach der monetären Wertschätzung verlässlich zu beantworten. Um dieses Informationsproblem zu beheben, kann man partizipative Verfahren einsetzen. Die bedeutendsten Untergruppen dieser Verfahren stellen die Citizen Juries und die Market Stalls dar. Deutsche Begriffsbezeichnungen für diese neuartigen Methoden haben sich bisher nicht durchgesetzt. Die Verfahren sind am ehesten mit organisierten Diskursen zu vergleichen.

In beiden Verfahren zieht man eine zufällige Stichprobe der Bevölkerung (üblicherweise sind dies 10 - 12 Personen bei Citizen Juries sowie 8 – 10 Personen bei Market Stalls), die über zwei bis drei Tage mehrere Sitzungen mit Gruppendiskussionen und Experten-Hearings durchlaufen.

³³ Louviere u.a. (2000).

³⁴ Vgl. Flores/Thacher (2000).

Bei den Citizen Juries erfolgen die Diskussionen sowohl innerhalb der Bevölkerungsstichprobe als auch mit – für die zu beurteilende Situation ausgewiesenen - Experten. Am Ende des letzten Treffens erfolgt eine gemeinsame Bewertung - etwa des Umweltgutes. Die Bewertung muss nicht zwingend in monetären Einheiten erfolgen.

Im Gegensatz zu diesen Verfahren erfolgt innerhalb der Market Stalls stets eine direkte Frage nach dem monetären Wert des zu betrachtenden Gutes in vertraulicher Form am Ende jeder Sitzung. In der Zeit zwischen den Gruppensitzungen müssen die Teilnehmer Gedanken und Fragen in einem persönlichen Tagebuch dokumentieren; diese diskutieren sie in der nächsten Sitzung in der Gruppe, was zu einer Aktualisierung der tags zuvor geäußerten Zahlungsbereitschaft führen kann.

Beide Verfahren haben den Vorteil, dass sie das Informationsproblem beseitigen und die Teilnehmer sich darüber hinaus mit ethischen und gesellschaftlichen Aspekten des zu betrachtenden Problems auseinandersetzen. Vieles spricht dafür, dass Entscheidungen durch Diskussion und Konsensfindung in einer Gruppe gegenüber den isolierten Einzelentscheidungen tendenziell zu einem besseren Ergebnis führen.

A 3.4 Befragung öffentlicher Entscheidungsträger nach ihren Präferenzen

Aus einer Motivation, ähnlich der, die den eben beschriebenen partizipativen Bewertungsansätzen zu Grunde liegt, ist die Methode der Befragung öffentlicher Entscheidungsträgern nach ihrer Bewertung von Nicht-Marktgütern entstanden. Diesem Ansatz liegt die Einschätzung zugrunde, dass es sich bei diesen Akteuren um legitimierte Repräsentanten der Individuen handelt.

Auch hier lassen sich je nach Untersuchungsgegenstand sehr unterschiedliche Ausprägungen des Befragungsdesigns konstruieren: Von einer Contingent-Valuation-Befragung über ein komplexeres Experiment bis hin zu einer Multi-Kriterien-Analyse, bei der sich die Befragten zunächst explizit die relative Gewichtung der zu bewertenden Kriterien bewusst machen und diese offenbaren müssen. Hier sind ebenfalls – vergleichbar zu den partizipativen Bewertungsansätzen - Verfahren mit gemeinsamer Diskussions- und Konsensfindung zwischen unterschiedlichen Entscheidungsträgern und Experten möglich.

A 4 Benefit Transfer: Zur Nutzung vorhandener Informationen für die ökonomische Bewertung

Benefit Transfer bedeutet, dass der Bewertende vorliegende Schätzungen verwendet und auf die zu untersuchende Fragestellung überträgt. Hierfür liegen unterschiedliche Konzepte vor (z. B. Übertragung eines Durchschnittspreises, Ableitung von Zahlungsbereitschaftsfunktionen oder Metafunktionen, Präferenzkalibrierung), die sich im Einzelnen in der theoretischen Plausibilität der Ergebnisse und dem bei der Datenübertragung notwendigen Aufwand unterscheiden.

Voraussetzung, um ein Benefit Transfer durchzuführen ist, dass Primärstudien vorliegen, die ein vergleichbares Umweltgut bewerten. Der erheblich reduzierte Aufwand eines Benefit Transfers im Vergleich zu einer Primärstudie – bei Vorliegen adäquater Primärstudien kann die Berechnung innerhalb einiger Wochen erfolgen – stellt den entscheidenden Vorzug der Methode dar.

Dem stehen jedoch erhebliche Nachteile in Bezug auf die Validität und Reliabilität der Ergebnisse gegenüber. So äußerten Ökonomen grundsätzliche nutzentheoretische Vorbehalte, nach denen die Anwendung des Verfahrens nach strengen ökonomischen Kriterien nicht zulässig sei.³⁵ Hinzu kommt eine Reihe von praktischen Problemen, die bereits bei der Erhebung der Primärdaten auftreten können und eine Übertragbarkeit der Daten teilweise ausschließen.³⁶ Einigkeit besteht, dass bei einem Benefit Transfer eine Reihe von Qualitätskriterien einzuhalten sind.³⁷

A 4.1 Qualitätskriterien zur Durchführung eines Benefit Transfers

Bei einem Benefit Transfer sind die einschlägigen Qualitätskriterien zu beachten³⁸, die wir im Folgenden zusammenfassen:

1. Die Charakteristika des zu bewertenden Schadens müssen mit denen der Primärstudie weitgehend übereinstimmen.
2. Die sozioökonomischen Bedingungen müssen weitgehend ähnlich sein. Die Zuverlässigkeit einer internationalen Datenübertragung ist deutlich schlechter als die einer regionalen Übertragung innerhalb eines Landes.³⁹
3. Die Primärstudie muss hinreichend genau dokumentiert sein, so dass man bestimmte Parameter bei der Übertragung variieren kann.

³⁵ Vgl. Ahlheim/Lehr (2002).

³⁶ Vgl. Brookshire/Neill (1992).

³⁷ Vgl. Unsworth/Petersen (1994).

³⁸ In der Literatur wurden eine Reihe von Qualitätskriterien für die Durchführung eines Benefit Transfer entwickelt, unter anderem Unsworth und Petersen (1994), MacAlister et al. (2001), Ahlheim und Lehr (2002).

³⁹ Vgl. Muthke (2001).

4. Die Marktabgrenzung muss plausibel und nachvollziehbar sein. Es muss möglich sein Rückschlüsse auf die durchschnittliche Zahlungsbereitschaft zu ziehen. Um den aggregierten Nutzen auf der Basis eines Benefit Transfers zu kalkulieren, multipliziert man in der Regel die durchschnittliche Zahlungsbereitschaft aus der Primärstudie mit der Anzahl der Haushalte, die von dem zu bewertenden Umweltschaden betroffen sind.⁴⁰
5. Die Ergebnisse sollten möglichst aktuell sein. Es wird empfohlen, die Ergebnisse älterer Studien um Änderungen des Einkommens (unter Berücksichtigung der Einkommenselastizität) zu korrigieren.

Die Übertragung der Ergebnisse vorhandener Studien ist zu empfehlen, falls Werte für klar definierte Endpunkte (z. B. die Zahlungsbereitschaft einer Person zur Vermeidung eines Hustentages statt der Zahlungsbereitschaft zur Verminderung der Luftverschmutzung generell) vorliegen. Um solche monetären Werte zu übertragen, müssen – im Rahmen der Wirkungsanalyse – die durch die betrachtete Umwelteinwirkung verursachten Schäden angegeben sein. Auch falls die Übertragung der Werte mit Unsicherheiten behaftet ist, so gewährleistet diese Vorgehensweise zumindest ein großes Maß an Transparenz und Flexibilität (Einzelwerte sind leicht überprüfbar und ggf. ersetzbar).

Aus den von der EU-Kommission geförderten ExternE-Projekten können etliche Werte für einen Benefit transfer genutzt werden. Es liegen Kostensätze für definierte Endpunkte (z. B. Erkrankungen) vor, die man verwenden kann, wenn man Informationen über die aus den Umweltschäden resultierenden Gesundheitsrisiken hat.⁴¹ Es gibt Werte für die durchschnittlichen Schäden (Gesundheit, Material, Ernteaufälle) der Luftbelastung durch SO₂, NO_x, NMVOC, PM₁₀ und PM_{2,5}. Diese Werte sind auch nach Standortkriterien (z. B. ländlich, städtisch) und nach dem Ort der Emissionen (z. B. hoher Schornstein, bodennah) differenziert.

A 4.2 Datenbanken und Informationsquellen

Mittlerweile sind im Internet verschiedene Datenbanken und Tools zum Thema Umweltkosten verfügbar, die als Quelle für einen Benefit Transfer in Betracht kommen. Dabei ist zu unterscheiden zwischen Datenbanken, welche Ergebnisse von Bewertungsstudien enthalten und Empfehlungen zur überschlägigen Berechnung der Kosten. Die derzeit in den Studien der ExternE Projektserie verwendeten Kostensätze und die zugrundeliegenden Dosis-Wirkungsbeziehungen sind ausführlich dokumentiert in European Commission (2005).⁴²

⁴⁰ Vgl. OECD (2002).

⁴¹ Vgl. European Commission (2005), S. 85.

⁴² ExternE - Methodology 2005 Update (<http://www.externe.info/brussels/methup05.pdf>).

Datenbanken mit Ergebnissen von Bewertungsstudien:

- RED – Review of Externalities Data (www.red-externalities.net), enthält vor allem quantitative europäische Studien zu externen Umweltkosten in den Bereichen Stromerzeugung, Verkehr und Müllentsorgung.
- ENVALUE – Environmental Valuation Database (www.epa.nsw.gov.au/envalue/), enthält mehr als 400 Studien, davon 15 Prozent europäische Studien.
- EVRI - The Environmental Valuation Reference Inventory (<http://www.evri.ec.gc.ca/>) ist eine Datenbank mit Informationen zu knapp 1000 internationalen Bewertungsstudien (davon 165 europäische Studien). Die Informationen sind kostenlos ausschließlich für Personen aus den USA, Kanada, dem United Kingdom, Australien, Neuseeland und Frankreich zugänglich.
- Valuation Source List for the United Kingdom des Department of Environment, Food and Rural Affairs (DEFRA) (<http://www.defra.gov.uk/environment/economics/evslist/>) ist eine Zusammenstellung mit etwa 550 Studien, vor allem aus Großbritannien.

Benefit Tables:

Daneben gibt es die *Benefits Table* zur Bewertung marginaler Kosten durch Luftschadstoffemissionen, herausgegeben von der Generaldirektion Umwelt der Europäischen Kommission

(<http://www.europa.eu.int/comm/environment/enveco/air/betaec02aforprinting.pdf>). Einen ähnlichen Ansatz, allerdings in Form eines internetbasierten Tools, basierend auf verbesserter Methodik und neueren Daten stellt *EcoSenseLE*

(www.externe.info/ecosle.html) dar. Diese beiden Ansätze erlauben allerdings nur eine überschlägige Berechnung möglicher Schäden durch Luftschadstoffemissionen, da man wichtige Aspekte wie die Ortsabhängigkeit lokaler Schäden sowie Nichtlinearitäten luftschadstoffbedingter Schäden nicht angemessen berücksichtigen kann.

Informationen über Ergebnisse der im Auftrag der EU-Kommission durchgeführten Studien der ExternE Projektserie

Informationen über die ExternE-Projektserie und die dabei verwendeten Datenquellen und Annahmen sind unter folgenden Links verfügbar:

www.externe.info: Überblick über die von der Europäischen Kommission geförderte Projektserie „Externalities of Energy“ – Methode des Wirkungspfadansatzes, Studien, Ergebnisse und weiterführende Verweise

<http://www.externe.info/applications.html>

Überblick über bisherige Anwendungen der ExternE-Methode

<http://www.externe.info/projects.html>

Auflistung bisher durchgeführter Studien mit Verweisen auf Berichte und weitere Informationen

Methodenbeschreibungen und Expositions-Wirkungsbeziehungen

Beschreibung der in der ExternE-Projektserie der Europäischen Kommission entwickelten Methode zur Ermittlung externer Umweltkosten - Stand 2005, 1998 und 1995.

[ExternE - Methodology 2005 Update \(http://www.externe.info/brussels/methup05.pdf\)](http://www.externe.info/brussels/methup05.pdf)

[ExternE - Methodology 1998 Update \(http://www.externe.info/reportex/vol7.pdf \)](http://www.externe.info/reportex/vol7.pdf)

[ExternE - Methodology Report \(1995\) \(http://www.externe.info/reportex/vol2.pdf\)](http://www.externe.info/reportex/vol2.pdf)

<http://europa.eu.int/comm/environment/air/cale/activities/cba.htm>: Cost-Benefit Analysis of the CAFE Programme - Methode der Kosten-Nutzenanalysen im Programm CAFE (Clean Air for Europe)

Umwelt und Gesundheit

[WHO - Air quality and health \(http://www.euro.who.int/air/activities/20050512_1 \)](http://www.euro.who.int/air/activities/20050512_1) enthält Auswertungen von Studien zum Themenkomplex Gesundheitsschäden durch Luftschadstoffemissionen in Europa

<http://www.euro.who.int/air>

Hier findet man Informationen der Weltgesundheitsorganisation (WHO) zum Themenkomplex Luftqualität und Gesundheit

Materialschäden

<http://www.corr-institute.se/ICP-Materials/>

UNECE ICP Materials – Beschreibung und Ergebnisse des UNECE-Messprogramms zur Schädigung von Materialoberflächen durch Luftschadstoffe. Unter anderem findet sich eine Aufstellung der abgeleiteten Expositions-Wirkungsbeziehungen.

Umwelt und Verkehr

http://www.uic.org/IMG/pdf/external_costs_of_transport_in_europe-update_study_for_2008-2.pdf

Externe Kosten des Verkehrs – Aktualisierungsstudie 2008. Studie im Auftrag des internationalen Eisenbahnverbandes

A 4.3 Übertragung der Ergebnisse aus anderen Ländern

Die Zahl der in verschiedenen Ländern durchgeführten - für Benefit Transfer geeigneten - Studien unterscheidet sich stark. Für die angelsächsischen Länder - vor allem die USA - liegen weitaus mehr Studien vor als für Deutschland. Dies liegt vor allem an der in diesen Ländern stärker verankerten Tradition, Kosten-Nutzen-Analysen durchzuführen und diese für die Politik- und Projektbewertung zu verwenden. Bei Durchführung von Benefit Transfer führt diese Situation zu einer stärkeren Gewichtung der in angelsächsischen Ländern vorherrschenden Präferenzstrukturen, die nur durch die Durchführung von mehr Primärstudien in Deutschland abgeschwächt werden kann.

In Europa liegen mittlerweile für die Bewertung von Gesundheitsschäden Primärstudien vor (vgl. z. B. CSERGE 1998). Aktuell werden im Rahmen des EU-Projekts HEATCO (vgl. <http://heatco.ier.uni-stuttgart.de/>) Befragungsstudien zur Bewertung der Verkehrslärmbelastigung in fünf europäischen Ländern (u. a. in Deutschland) durchgeführt. Dabei wird auch die Übertragbarkeit der Ergebnisse zwischen verschiedenen Ländern untersucht.

Grundsätzlich ist für die Übertragung von Werten zwischen verschiedenen Ländern eine Anpassung anhand der durchschnittlichen, mit Kaufkraftparitäten (PPP = purchasing power parities) gewichteten Pro-Kopf-Einkommen sinnvoll.

$$W_A = W_S * (Y_A / Y_S)^e$$

mit W_A – Wert für den Anwendungsfall

W_S – in Primärstudie ermittelter Wert

Y_A – PPP-gewichtetes Pro-Kopf-Einkommen im Anwendungsfall

Y_S – PPP-gewichtetes Pro-Kopf-Einkommen in Primärstudie

e – Einkommenselastizität der Zahlungsbereitschaft

Die Einkommenselastizität e ist ein Maß dafür, wie sich die Zahlungsbereitschaft zur Vermeidung eines Risikos ändert, wenn sich das Einkommen ändert. Nach einer Auswertung mehrerer Studien empfiehlt Pearce (2000) Einkommenselastizitäten im Bereich von $e = 0,3$ bis $0,6$ zu verwenden.⁴³ Diese Werte können als benchmark herangezogen werden, falls es kein für die Fragestellung spezifischen empirischen Informationen gibt.

Es ist offensichtlich, dass man bei einer Übertragung der Ergebnisse nach Maßgabe des Einkommens kulturelle Unterschiede und Unterschiede in Verhalten und Präferenzstruktur (der beiden betrachteten Länder) nicht abbildet. Sind diese Unterschiede sehr groß, ist eine solche Übertragung der Ergebnisse nur mit Einschränkung zu empfehlen.

Die Anpassung der Werte für verschiedene Länder beinhaltet das Werturteil, dass ein Umweltschaden in einem relativ reichen Land höher gewichtet wird als in einem ärmeren Land. In vielen Fällen wird man jedoch eher auf Durchschnittswerte zurückgreifen. So ist es zum Beispiel in den europäischen Studien der ExternE-Reihe gängige Praxis, mit EU-Durchschnittswerten zu rechnen. Die Verwendung europäischer Durchschnittswerte ist auch aus Sicht des Umweltbundesamtes eine akzeptable und praktikable Lösung.

⁴³ Nach Auffassung von Pearce sind weitere Studien zur Überprüfung dieser Werte erforderlich.

Literaturverzeichnis

- Ahlheim, M., Lehr, U. (2002): Nutzentransfer. das Sparmodell in der Umweltbewertung, Perspektiven der Wirtschaftspolitik 2002, S. 85 ff.
- Arrow, K. J. u. a. (1993): Report of the NOAA Panel on Contingent Valuation. Federal Register, 58, S. 4601-4614. Zitiert nach: European Commission (1995) ExternE Externalities of Energy. Vol. 6. Wind & Hydro. Brussels.
- Bjornstadt, D., Kahn, J.R. (1996): The contingent valuation of environmental resources. Methodological issues and Research Needs, Cheltenham.
- Brookshire, D., Neill, H. (1992): Benefit transfer: Conceptual and empirical issues, Water Resources Research, S. 651ff.
- Carson, R.T. u. a. (2001): Contingent valuation. Recent controversies and evidence, Environmental and Resource Economics, S. 173 ff.
- Court, A. T. (1939): Hedonic Price Indexes with Automotive Examples, in: General Motor Corporation (Hrsg.), The Dynamics of Automobile Demand, New York. General Motors Corporation. S. 99-117.
- Degenhardt u. a. (1997): Untersuchung der Zahlungsbereitschaft für die Umsetzung von Naturschutzkonzeptionen, F+E-Vorhaben im Auftrag des BfN, Kassel.
- DesVausges, W. u. a. (1998): Environmental Policy Analysis with Limited Information, Principles and Applications of the Transfer Method, Cheltenham.
- Endres, A., Holm-Müller, K. (1998): Die Bewertung von Umweltschäden, Stuttgart u. a.
- European Commission (1998): ExternE Vol. 7, Methodology 1998, <http://www.extern.info>, publications.
- European Commission (2005): ExternE – Externalities of Energy – Methodology 2005 Update, Office for Official Publications of the European Communities, Luxembourg, <http://maxima.ier.uni-stuttgart.de/brussels/methup05.pdf>
- Ewers, H. J., Schulz, W. (1982): Die monetären Nutzen gewässerguteverbessernder Maßnahmen. Berichte 3/82, Erich Schmidt Verlag, Berlin.
- ExternE (2005): Externalities of Energy – Methodology 2005 update, Editiert von Peter Bickel und Rainer Friedrich, Institut für Energiewirtschaft und Rationelle Energieanwendung; DG Research; EUR 21951.
- Farber, S., Griner, B. (2000): Using conjoint analysis to value ecosystem change, Environmental Science and Technology 2000, S. 1407ff.
- Flores, N.E., Thacher, J. (2000): Money, Who needs it? Natural Resource Damage Assessment, Working Paper No. 00-03, University of Colorado, Boulder.
- Geisendorf, S., Gronemann, S. und Hampicke, U. (1998): Die Bedeutung des Naturvermögens und der Biodiversität für eine nachhaltige Wirtschaftsweise. Möglichkeiten und Grenzen ihrer Erfassbarkeit und Wertmessung. Erich Schmidt Verlag, Berlin.

Goossen, M., Langers, F. (2000): Assessing Quality of Rural Areas in the Netherlands: Finding the most important Indicators for Recreation, Landscape and Urban Planning 2000, S. 241 ff.

HBEFA (2010): Handbuch Emissionsfaktoren des Straßenverkehrs (HBEFA), Version 3.1, Umweltbundesamt Berlin, Bundesamt für Umwelt, Wald und Landschaft Bern, Bern, INFRAS AG.

Hoehn, J., Loomis, J. (1999): Substitution effects in the Valuation of Multiple Environmental Programs, *Journal of Environmental Economics and Management*, S. 56f.

Isecke, B., Weltschev, M. Heinz, I. (1990): Volkswirtschaftliche Verluste durch umweltverschmutzungsbedingte Materialschäden in der Bundesrepublik Deutschland. Berlin. Bundesanstalt für Materialforschung und -prüfung.

Jung, M. (1996): Präferenzen und Zahlungsbereitschaft für eine verbesserte Umweltqualität im Agrarbereich, Frankfurt a. M.

Kahneman, D., Knetsch, J. (1992): Valuing public goods. The Purchase of Moral satisfaction, *Journal of Environmental Economics and Management* 1992, S. 57.

Kokott u. a. (2003): Ausgestaltung der Umwelthaftung in internationalen, europäischen und nationalen Haftungsregimen sowie Methoden der Schadensberechnung, *Berichte des Umweltbundesamtes* 3/2003.

Kopp, R.J., Smith, K. (1989): Benefit estimation goes to Court, the Case of natural resource damage assessments, *Journal of Policy Analysis and Management* 1989, S. 593 ff.

Kopp, R.J. (1999): Scaling and Selecting Compensatory Restoration Projects: An Economic Perspective, Discussion Paper 1, in: Cecil (Hrsg.), *Restoration of lost human uses of the environment*, Pensacola, Florida, S. 87ff.

Loomis, J. B. u. a. (1999): Idaho v. Southern Refrigerated, in Ward u. a. (Hrsg.): *Natural Resource Damages: Law and Economics*, S. 450f.

Louviere, J. J. u. a. (2000): *State choice methods. Analysis and Application*, Cambridge.

MacAlister u. a. (2001): *Study on the valuation and restoration of biodiversity damage of the purpose of environmental liability*, European Commission, DG Environment, Brüssel.

Mathews, K. E. u. a. (1995): *The Potential Role of Conjoint Analysis in Natural Resource Damage Assessments*, Triangle Economic Research, General Working Paper No. 3, Durham.

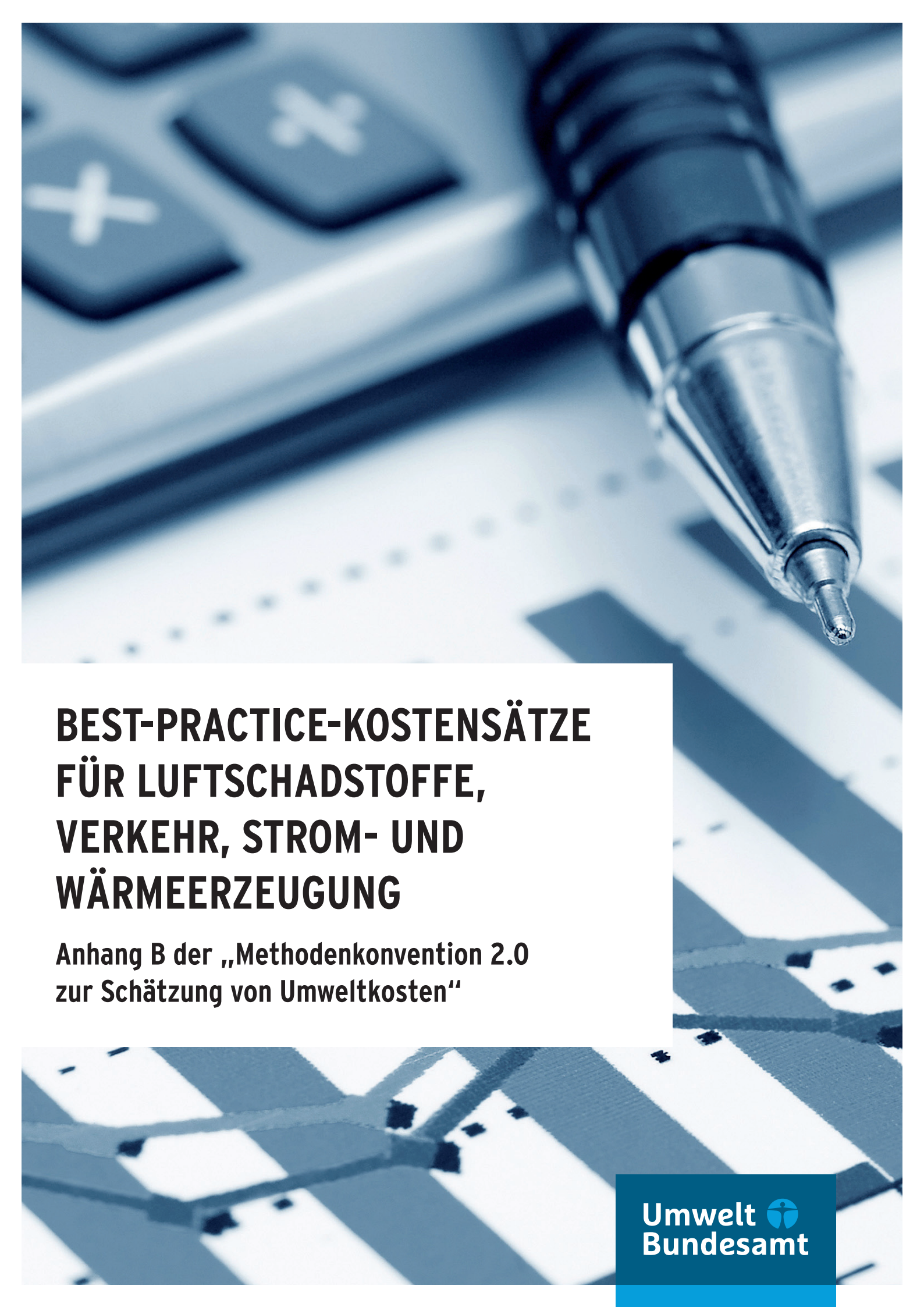
Muthke, T. (2001): Benefit Transfer, eine Alternative zur primären Bewertung von Umweltgütern? in: Elsasser, P., Meyerhoff, J. (Hrsg.), *Ökonomische Bewertung von Umweltgütern*, Marburg.

OECD (2002): *Valuation of Biodiversity Benefits*

Pearce, D. (2000): *Valuing Risks to Life and Health – Towards Consistent Transfer Estimates in the European Union and Accession States*, University College London.

http://www.europa.eu.int/comm/environment/enveco/others/david_pearce_paper.pdf

- Pendleton, L., Mendelsohn, R. (2000): Estimating Recreation Preferences Using Hedonic Travel Cost and Random Utility Models, *Environmental and Resource Economics* 2000, S. 89f.
- Pommerehne, W. W. (1988): Measuring Environmental Benefits: A Comparison of Hedonic Technique and Contingent Valuation, in: Bös, D.; Rose, M.; Seidl, C. (Hrsg.): *Welfare and Efficiency in Public Economics*. Berlin, Heidelberg, Springer, S. 363-400.
- Rommel (2001): Der Einfluss der Marktgröße und der Distanz auf die Zahlungsbereitschaft, in: Elsasser/Meyerhoff (Hrsg.), *Ökonomische Bewertung von Umweltgütern*, Marburg, S. 37.
- Rose, S. K. (1999): *Non-Market Valuation Techniques. The State of the art*, Working Paper Series in Environmental and Resource Economics, Cornell University.
- Rowe R. u. a. (1992). Nestucca Oil Spill, in: Ward u. a. (Hrsg.): *Natural Resources Damages: Law and Economics*, S. 527.
- UBA (Umweltbundesamt) (2007): *Ökonomische Bewertung von Umweltschäden – Methodenkonvention zur Schätzung externer Umweltkosten*, Umweltbundesamt, April 2007.
- UBA (Umweltbundesamt) (2012): *Ökonomische Bewertung von Umweltschäden – Methodenkonvention 2.0 zur Schätzung von Umweltkosten*, Umweltbundesamt, August 2012.
- UNITE (Unification of Accounts and Marginal Costs for Transport Efficiency) (2003), im Auftrag der Europäischen Kommission DG TREN, Nash u. a., University of Leeds.
- Unsworth, R., Petersen, T. (1994): *A manual for conducting natural resource damage assessments: The role of economics*, Cambridge.



BEST-PRACTICE-KOSTENSÄTZE FÜR LUFTSCHADSTOFFE, VERKEHR, STROM- UND WÄRMEERZEUGUNG

**Anhang B der „Methodenkonvention 2.0
zur Schätzung von Umweltkosten“**

Impressum

Herausgeber: Umweltbundesamt
Pressestelle
Wörlitzer Platz 1
06844 Dessau-Roßlau

E-Mail: pressestelle@uba.de
Internet: www.umweltbundesamt.de

Stand: August 2012, aktualisierte Fassung Februar 2014

Redaktion: Fachgebiet I 1.4 -
Wirtschafts- und sozialwissenschaftliche Umweltfragen,
nachhaltiger Konsum

Autoren: Dr. Sylvia Schwermer (UBA)
Philipp Preiss, Wolf Müller (IER)

unter Mitarbeit von: Veronika Wille, Jutta Reumann-Schwichtenberg, Katrin Ohlau,
Sandra Torras Ortiz, Peter Fantke, Rainer Friedrich (IER);
Markus Maibach, Daniel Sutter (Infras)

Gestaltung: UBA

Titelfoto: © Wrangler / Fotolia.de

Der Anhang B basiert wesentlich auf den Ergebnissen des UFOPLAN Projektes 3708 14 101 „Schätzung externer Umweltkosten und Vorschläge zur Kosteninternalisierung in ausgewählten Politikfeldern“, bearbeitet vom Institut für Energiewirtschaft und rationelle Energieanwendung (IER) und Infras, Zürich.

Inhalt

B 1 Einleitung.....	4
B 2 Bewertung von Klimafolgeschäden: Kostensatz für Kohlendioxid- und andere Treibhausgasemissionen	5
B 3 Kostensätze für Luftschadstoffe.....	9
B 3.1 Durchschnittliche Kostensätze für Luftschadstoffemissionen.....	9
B 3.2 Differenzierte Kostensätze für Luftschadstoffemissionen aus der Energieerzeugung und industriellen Prozessen	10
B 3.3 Kostensätze für Luftschadstoffe aus dem Straßenverkehr.....	12
B 4 Umweltkosten des Straßen- und Schienenverkehrs in Deutschland	13
B 4.1 Annahmen zur Emissionsberechnung	13
B.4.2 Kostensätze für Schäden an Natur und Landschaft.....	17
B 4.3 Kostensätze für Lärm	17
B.4.4 Kostensätze für verkehrsbezogene Aktivitäten.....	19
B 5 Umweltkosten der Strom- und Wärmeerzeugung	28
B 5.1 Umweltkosten der Stromerzeugung.....	28
B 5.2 Umweltkosten der Wärmeerzeugung.....	31
B Ergänzende Tabellen zu Emissionsfaktoren Verkehr	32
Literaturverzeichnis	42

B 1 Einleitung

Fachlich fundierte Informationen zur Schätzung von Umweltkosten sind von hohem umweltpolitischem Interesse. Sie bieten wichtige Informationen zur Versachlichung der Diskussion um die Kosten und Nutzen des Umweltschutzes und für die Gestaltung der Umweltschutzzinstrumente. Die ökonomische Bewertung von Umweltschäden ermöglicht es, den Nutzen umweltpolitischer Maßnahmen zu schätzen, denn umweltpolitische Maßnahmen vermeiden Kosten für Umwelt und Gesundheit in Gegenwart und Zukunft.

Für die Verwendbarkeit der Schätzungen von Umweltkosten ist eine qualifizierte Einschätzung der Validität solcher Schätzungen von großer Bedeutung. Das Umweltbundesamt hat vor diesem Hintergrund erstmals im Jahr 2007 eine „Methodenkonvention zur Schätzung externer Umweltkosten“ erarbeitet. Die Konvention enthält Verfahrensvorschläge und Empfehlungen zu wichtigen Annahmen für die Schätzung von Umweltkosten (zum Beispiel zur Diskontierung, zum Umgang mit Risiko und Unsicherheit, zu Bewertungsansätzen und -methoden). Für einige Kostenkategorien (Kosten durch Luftverschmutzung und Klimafolgeschäden sowie daraus abgeleitete Kosten der Stromerzeugung, Kosten des Verkehrs) wurden Best-Practice-Kostensätze auf Grundlage der UBA-Methodenkonvention berechnet.¹

Um neue Forschungsergebnisse bei der Schätzung von Umweltkosten zu berücksichtigen, beauftragte das UBA im Jahr 2009 das Institut für Energiewirtschaft und rationelle Energieanwendung (IER, Stuttgart) und das Forschungsinstitut Infras, Zürich, mit dem Forschungsprojekt „Schätzung externer Umweltkosten und Vorschläge zur Kosteninternalisierung in ausgewählten Politikfeldern“. Teil des Forschungsprojektes war die Überprüfung und Aktualisierung der Methodenkonvention im Hinblick auf aktuelle wissenschaftliche Entwicklungen. Die Ergebnisse sind in Sachstandspapieren dokumentiert.²

Dieser Anhang zur „Methodenkonvention 2.0“ enthält die UBA-Empfehlungen zu Best-Practice-Kostensätzen für Klima und Luftschadstoffe sowie die daraus abgeleiteten Schätzungen für aktivitätsbezogene Umweltkosten des Verkehrs sowie der Strom- und Wärmeerzeugung. Die Empfehlungen beruhen in wesentlichen Teilen auf den Ergebnissen des Forschungsprojektes. Weitergehende Annahmen oder Werturteile des Umweltbundesamtes, die eingeflossen sind, werden begründet. Alle Empfehlungen beziehen sich auf Euro-Werte im Jahr 2010 (€₂₀₁₀).

¹ Vgl. hierzu Maibach et al. (2007) „Praktische Anwendung der Methodenkonvention: Möglichkeiten der Berücksichtigung externer Umweltkosten bei Wirtschaftlichkeitsrechnungen öffentlicher Investitionen“, Download unter <http://www.umweltdaten.de/publikationen/fpdf-l/3194.pdf> sowie das darauf basierende Hintergrundpapier des Umweltbundesamtes „Externe Kosten kennen – Umwelt besser schützen“, Download unter <http://www.umweltbundesamt.de/uba-info-presse/hintergrund/externekosten.pdf>.

² Links zu den Sachstandspapieren THG/Klimawandel, Klassische Luftschadstoffe und Lärm stehen im Literaturverzeichnis unter Wille/Preiss/Friedrich (2012), Preiss et al. (2012) und Ohlau/Preiss/Friedrich (2012).

B 2 Bewertung von Klimafolgeschäden: Kostensatz für Kohlendioxid- und andere Treibhausgasemissionen

Aus der Zusammenschau vorliegender Schätzungen von Schadens- und Vermeidungskosten und unter der Maßgabe, eher eine vorsichtige Schätzung vorzulegen, halten wir einen Best-Practice-Kostensatz in Höhe von 80 €₂₀₁₀ / Tonne (t) CO₂ für angemessen.

Tabelle B1: UBA-Empfehlung zu den Klimakosten (in €₂₀₁₀ / t CO₂)

	Klimakosten in € ₂₀₁₀ / t CO ₂		
	Kurzfristig 2010	Mittelfristig 2030	Langfristig 2050
Unterer Wert	40	70	130
Mittlerer Wert	80	145	260
Oberer Wert	120	215	390

- Wir empfehlen, den Wert 80 €₂₀₁₀ / t CO₂ als zentralen Kostensatz zu verwenden.
- Sensitivitätsanalysen im Bereich 40 € / t CO₂ bis 120 € / t CO₂ halten wir für sinnvoll.
- Bei den Kostensätzen sollte zwischen kurz-, mittel- und langfristigen Sätzen unterschieden werden, da die Schadenskosten und auch die Vermeidungskosten im Zeitablauf steigen.
- Die Kostensätze für die Treibhausgase CH₄ und N₂O errechnen sich analog des Treibhausgaspotenzials, d.h. für CH₄ wird der 25fache Satz der CO₂ Kosten verwendet und für N₂O der 298fache Satz.³
- Treibhausgasemissionen des Flugverkehrs werden mit einem Emissionsgewichtungsfaktor (EGF) von 2 multipliziert. Dies ist der Tatsache geschuldet, dass Emissionen in großer Höhe ein höheres Schadenspotenzial entwickeln.

Begründung:

Zur Schätzung des Kostensatzes für Kohlendioxidemissionen werden sowohl Schadenskosten als auch Vermeidungskosten herangezogen. Das IER hat in dem Sachstandspapier „Treibhausgase – Klimawandel“ (Wille et al. 2012) die Ergebnisse vorliegender Studien zu den Schadenskosten des Klimawandels und den Vermeidungskosten zur Erreichung klimapolitischer Ziele ausgewertet.

IER schlägt vor, zur Erreichung des 2-Grad Ziels den Vermeidungskostenansatz zu verwenden⁴ und ermittelt einen Kostensatz in Höhe von 77€₂₀₁₀ / t CO₂. Der Kostensatz steigt

³ Vgl. IPCC (2007a) und Blasing (2012): http://cdiac.ornl.gov/pns/current_ghg.html

im Zeitablauf an, da die günstigen Vermeidungsoptionen zuerst gewählt werden. Grundlage der Empfehlung ist eine umfangreiche Literaturlauswertung. Als Vermeidungskosten werden die Werte der Meta-Studie von Kuik et al. (2009) für ein Ziel bei 450ppm CO₂e empfohlen. Auf Basis der Literaturlauswertung und Interpolation gelangt man zu den Werten in Tabelle B2.

Tabelle B2: Empfehlung IER Vermeidungskosten (in €₂₀₁₀ / t CO₂)

	2010	2020	2025	2030	2040	2050
unterer Wert	44	59	68	79	106	143
mittlerer Wert	77	104	119	139	186	251
oberer Wert	135	182	211	244	329	442

Quelle: Wille et al. (2012) auf Basis von Kuik et al. (2009),
Umrechnung in €₂₀₁₀: eigene Berechnungen.

Eine alleinige Verwendung von Vermeidungskosten als Näherungswert für die Klimakosten hält das Umweltbundesamt jedoch nicht für angemessen. Denn Vermeidungskosten sind zwar ein guter Indikator für die Anpassungskosten oder Opportunitätskosten, die die Volkswirtschaft tragen muss, um ein bestimmtes Ziel zu erreichen, geben aber keinen Anhaltspunkt über das Ausmaß der Schäden. Auch für Kosten-Nutzen-Analysen sind sie nicht verwendbar.⁵ Hierzu muss man auf Schadenskosten zurückgreifen.

Neuere Schätzungen der Schadenskosten streuen sehr stark. Neben den Unsicherheiten und Varianzen bzgl. der physikalischen Auswirkungen des Klimawandels sowie deren monetärer Bewertung sind es folgende Schlüsselfaktoren der Modelle, die die unterschiedlichen Schadenskostenabschätzungen der Studien erklären:

- die verwendete Diskontrate,
- die Art der Gewichtung für das Auftreten von Schäden in verschiedenen Regionen (genannt Equity Weighting, siehe hierzu die Erläuterung weiter unten in dem Kas-ten),
- die Art der Einbeziehung der Unsicherheit (Abschneidegrenzen bei der Durchschnittsbildung)⁶.

⁴ Die im Kontext der Klimaerwärmung auftretenden Unsicherheiten in den Schätzungen des Umweltschadens werden als zu groß für die Anwendung des Schadenskostenansatzes angesehen. Die Anwendung des Vermeidungskostenansatz dagegen ist – unter der Annahme, dass das 2-Grad Ziel die Präferenzen der Bevölkerung korrekt wiedergibt – gerechtfertigt. Wille et al. (2012), S. 7f.

⁵ Siehe hierzu Methodenkonvention 2.0, Abschnitt 3.2.

⁶ Wille et al. (2012).

Seit Veröffentlichung der Methodenkonvention 2007 hat sich die Anzahl der Varianten, die sich aus den Modellrechnungen ableiten lassen, noch deutlich erhöht.

Eine Einschränkung der Bandbreiten ist durch die Festlegung bestimmter Konventionen bzgl. der Annahmen möglich, wie es das UBA auch schon bei der Methodenkonvention 2007 vorgeschlagen hatte.

UBA empfiehlt in der Methodenkonvention für die Abschätzung langfristiger oder intergenerationeller Folgen eine niedrige Zeitpräferenzrate (1 Prozent, Sensitivitätstest mit 0 Prozent) und die Anwendung von Equity Weighting. Nach Auswertung von IER zeichnet sich ein wissenschaftlicher Konsens ab bei der Wahl der Diskontrate (1 Prozent) und der Methode zur Abschneidung unwahrscheinlicher Werte (1 Prozent getrimmte Durchschnittsberechnung)⁷. Die in Tabelle B3 dargestellten Werte für Schadenskosten spiegeln diese Annahmen wider. Sie stammen aus dem Modell FUND und wurden im Rahmen des NEEDS-Projekts berechnet. Zugrunde liegt ein Klimaszenario, das sogenannte „standardisierte EMF 14“ Szenario. Es geht von Emissionen aus, die zwischen 15-17 Gt C/a im Jahr 2050 und 20-26 Gt C/a im Jahr 2100 liegen. Dies entspricht zumindest bis 2080 etwa dem IPCC-Szenario A1 und spiegelt ein moderates business as usual Szenario wider.

Tabelle B3: Schadenskosten mit Equity Weighting (in €/t CO₂) und niedriger Zeitpräferenzrate

	2005	2015	2025	2035	2045	2055
Equity Weighting (WEu) Zeitpräferenz: 0%	416,72	511,97	569,00	509,50	508,33	671,33
Equity Weighting (WEu) Zeitpräferenz: 1%	111,81	141,23	170,55	158,51	164,96	225,95
Equity Weighting (Av) Zeitpräferenz: 0%	87,5	103,7	112,7	100,4	101,0	136,7
Equity Weighting (Av) Zeitpräferenz: 1%	23,5	28,6	33,8	31,2	32,8	46,0

WEu: West European Equity Weighting; Av: Average Equity Weighting

Quelle: Eigene Darstellung, zitiert nach Wille et al. (2012) und Anthoff (2007).

Betrachtet man die hier dargestellte Bandbreite sowie weitere Literaturlauswertungen zu den Schadenskosten, so zeigt sich, dass der bisher vom Umweltbundesamt empfohlene Kostensatz für CO₂ in Höhe von 70 €/t CO₂ in seiner Größenordnung weiterhin Bestand hat. Berücksichtigt man die Preisentwicklung seit 2000, ergäbe eine Umrechnung dieses Wertes auf €₂₀₁₀ mit deutscher Inflationsanpassung einen Kostensatz in Höhe von 82 €/t CO₂. Bei Anpassung an die europäische Inflationsrate sind dies 89 €/t CO₂. Unter bestimmten Annahmen, wie etwa einer Zeitpräferenzrate von 0 Prozent (siehe Zeile 1 in Tabelle B3), lassen sich aber auch deutlich höhere Werte rechtfertigen.

⁷ Vgl. zur Erläuterung der Durchschnittsberechnung Anthoff (2007) sowie Wille et al. (2012).

Exkurs: Equity Weighting

Nach den vorliegenden wissenschaftlichen Erkenntnissen sind heute ärmere Länder wie Afrika, Südamerika und Indien stärker negativ vom Klimawandel betroffen als die reicheren Länder in den mittleren und nördlichen Breitengraden.

Bei der ökonomischen Bewertung kann man die Unterschiede im Wohlstand der betroffenen Regionen durch Equity Weighting im Rahmen von Sensitivitätsanalysen berücksichtigen. Dies beruht auf der begründeten Annahme, dass ein zusätzlicher Euro für eine arme Person einen höheren Wert als für eine reiche Person hat. Umgekehrt ist ein Schaden von einem Euro bei einer armen Person deutlich gravierender zu bewerten als bei einer reichen Person. Anschaulich wird dies bei folgender Überlegung: Durch den Klimawandel wird ein angenommener Schaden von 1 € verursacht – unabhängig von der Region. Tritt dieser Schaden in einem ärmeren Land auf, welches ein durchschnittliches Einkommen von 100 € pro Kopf aufweist, so beträgt der Schaden 1/100 des pro Kopf-Einkommens. Tritt derselbe Schaden dagegen in einem reichen Land mit einem durchschnittlichen Einkommen von 5000 € auf, würde dieser Schaden nur 1/5000 des pro Kopf-Einkommens ausmachen. Im Verhältnis zum Einkommen ist der Schaden also im reichen Land weniger gravierend. Equity Weighting bedeutet, dass man die Schäden entsprechend den Einkommensäquivalenten gewichtet. Ist das pro Kopf-Einkommen in einem armen Land 50-mal geringer, so werden die Kosten 50-mal höher gewichtet. Auch wegen des überproportionalen Auftretens von Umweltschäden in ärmeren Weltregionen hat die Art und Weise, wie Schäden und Nutzen in verschiedenen Regionen zu einem globalen Wert aggregiert werden, einen entscheidenden Einfluss auf die Höhe der gesamten Schadenskosten: Equity Weighting kann die Schadenskosten des Klimawandels um einen Faktor von bis zu 10 vergrößern.⁸

Die Gewichtung der Schäden in den verschiedenen Regionen kann auf drei Arten erfolgen: NoEW (No Equity Weighting) bedeutet, dass die Schadenskosten ohne Gewichtung mit ihren Eurowerten eingehen. Bei AvEW (Average Equity Weighting) werden die Schadenskosten entsprechend dem Weltdurchschnittseinkommen korrigiert und bei WeuEW erfolgt eine Korrektur mit den EU-Durchschnittseinkommen. Die Kostensätze sind am höchsten bei WeuEW und am geringsten bei NoEW.

Das UBA hat sich in der Methodenkonvention 2007 für ein Equity Weighting ausgesprochen. Wir plädieren dafür, das WeuEW zu verwenden, da dies dem Verursacherprinzip am ehesten entspricht. Die Schadenskosten, die eine Tonne CO₂ verursacht, werden dadurch so bewertet als würden sie auch (vollständig) in Europa anfallen. Unter der Annahme einer niedrigen Zeitpräferenzrate (1 Prozent), der Anwendung von WeuEW und 1 Prozent getrimmte Durchschnittsberechnung ergibt sich eine Schätzung der Schadenskosten für das Jahr 2010 von etwa 120 €/t CO₂ (2010). Dieser Wert liegt in der Gesamtschau über die vorliegenden Ergebnisse verschiedener Studien im oberen Drittel. Bei Anwendung der AvEW liegt der Kostensatz bei etwa 25 €.

⁸ Vgl. Watkiss et al. (2005), die dies mit Modellrechnungen und Sensitivitätsrechnungen zeigen.

B 3 Kostensätze für Luftschadstoffe

B 3.1 Durchschnittliche Kostensätze für Luftschadstoffemissionen⁹

Die Kostensätze für verschiedene Luftschadstoffe wurden im Rahmen des 2009 abgeschlossenen EU-Projekts NEEDS (New Energy Externalities for Sustainability) ermittelt und sind in Preiss et al. (2008) dokumentiert.¹⁰ Diese Ergebnisse stellen den derzeitigen verfügbaren Stand des Wissens dar. Tabelle B4 zeigt die durchschnittlichen Umweltkosten pro emittierter Tonne des jeweiligen Schadstoffs¹¹ für Emissionen aus „unbekannten Quellen“¹² in Deutschland. Diese Durchschnittswerte können für eine überschlägige Schätzung der Schadenskosten durch Luftschadstoffe verwendet werden, wenn es keine standortspezifischen Informationen zu den Emissionsquellen gibt.

Tabelle B4: Durchschnittliche Umweltkosten der Luftverschmutzung durch Energieerzeugung in Deutschland (in €₂₀₁₀ / t Emission)

	Kostensätze für Emissionen in Deutschland				
€ ₂₀₁₀ /t Emission	Gesundheits-schäden	Biodiversitäts-verluste	Ernte-schäden	Material-schäden	Gesamt
Deutschland gesamt					
PM _{2.5}	55.400	0	0	0	55.400
PM _{coarse}	2.900	0	0	0	2.900
PM ₁₀	39.700	0	0	0	39.700
NO _x	12.600	2.200	500	100	15.400
SO ₂	11.900	800	-100	500	13.200
NM VOC	1.600	-300	300	0	1.600
NH ₃	18.200	8.700	-100	0	26.800

Quelle: NEEDS, <http://www.needs-project.org/docs/RS3a%20D1.1.zip>¹³

Die angegebenen Werte beziehen sich auf Emissionen für das Jahr 2010. In den Originalquellen sind die Kosten in €₂₀₀₀ angegeben. Um den Gegenwartswert des Euros wiederzugeben, wurden die Preisniveauänderungen in Deutschland zwischen 2000 und 2010 berücksichtigt. Dazu wurden Inflationsdaten von Eurostat in Form des Harmonisierten Verbraucherpreisindex (HVPI) verwendet, um die Kostensätze in €₂₀₁₀ umzurechnen.¹⁴

⁹ Die folgenden Ausführungen sind entnommen aus Müller/Preiss (2012).

¹⁰ Die Dokumentation der Kostensätze, die in NEEDS empfohlen werden, findet man unter <http://www.needs-project.org/docs/RS3a%20D1.1.zip> (alle Werte in €₂₀₀₀).

¹¹ Die wichtigsten Luftschadstoffe in diesem Zusammenhang sind Feinstaub (PM), Stickstoffoxide (NO_x), Schwefeldioxid (SO₂), Nicht Methan flüchtige organische Verbindungen (NM VOC) und Ammoniak (NH₃).

¹² Unbekannte Quellen (unknown height of release) bedeutet hier, dass es keine Spezifikation bzgl. des Standortes der Anlage (z. B. innerorts oder außerorts) und der Schornsteinhöhe gibt. Es handelt sich daher um Durchschnittswerte. Emissionen aus niedrigen Quellen und in dicht besiedelten Gebieten weisen höhere Kosten auf; solche aus höheren Quellen bzw. dünn besiedelten Gebieten entsprechend niedrigere Werte.

¹³ Eigene Umrechnung von €₂₀₀₀ auf €₂₀₁₀ anhand Eurostat/HVPI, Werte gerundet. In geringem Umfang kann es in einzelnen Bereichen zu negativen externen Kosten kommen.

¹⁴ Die Daten sind abrufbar unter <http://epp.eurostat.ec.europa.eu/portal/page/portal/hicp/data/database>

Im Rahmen des NEEDS Projektes wurden auch für andere europäische Länder Umweltkostensätze ermittelt. Generell sind die Werte für Deutschland deutlich höher als der EU 27-Durchschnitt. Dies hat im Wesentlichen zwei Gründe. Erstens liegt die Bevölkerungsdichte in Deutschland über dem Durchschnitt der EU-27, so dass es bei gleicher Emissionsmenge in Deutschland mehr Betroffene und damit höhere Gesundheitsschäden gibt. Zweitens liegt das Einkommen in Deutschland über dem Durchschnitt in der EU-27, so dass die Zahlungsbereitschaft zur Vermeidung von Umwelt- und Gesundheitsschäden höher ist.

Tabelle B5 zeigt die durchschnittlichen Werte in €₂₀₁₀, die für energiebezogene Luftschadstoffemissionen angesetzt werden können.

Tabelle B5: Durchschnittliche Umweltkosten der Luftverschmutzung durch Energieerzeugung in EU-27 (in €₂₀₁₀ / t Emission)

Luftschadstoffe	Kostensätze für Emissionen in EU-27
PM _{2,5}	40.600
PM _{coarse}	2.800
PM ₁₀	29.300
NO _x	10.300
SO ₂	10.100
NM ₁₀ OC	1.500
NH ₃	19.100

Quelle: NEEDS, <http://www.needs-project.org/docs/RS3a%20D1.1.zip>, eigene Umrechnung von €₂₀₀₀ auf €₂₀₁₀ sowie Gewichtung der EU-Kostensätze nach Müller/Preiss (2012)¹⁵. Annahme: PM₁₀ besteht zu 70% aus PM_{2,5}.

B 3.2 Differenzierte Kostensätze für Luftschadstoffemissionen aus der Energieerzeugung und industriellen Prozessen

Die Schadwirkungen der Luftschadstoffemissionen auf Umwelt und Gesundheit sind in der Regel umso gravierender, je niedriger die Emissionsquelle ist und umso höher die Bevölkerungsdichte in der Nähe der Emissionsquelle. Daher unterscheiden sich auch die Umweltkosten pro Tonne Emission in Abhängigkeit dieser Einflussfaktoren. Diese Differenzierung ist vor allem für die Kosten der primären Partikel und der Staubemissionen relevant. Die Kostensätze der anderen Luftschadstoffe unterscheiden sich nur geringfügig bezüglich der Freisetzungshöhe und -orte.

Für die meisten Anwendungen reicht es daher aus, auf durchschnittliche Kostensätze zurückzugreifen. Sofern es jedoch um standortbezogene Bewertungen geht oder auch der Anteil von Staubemissionen relativ hoch ist, bietet die Anwendung differenzierter Kostensätze einen Erkenntnisgewinn.

¹⁵ Zur Ermittlung des Durchschnitts wurde angenommen, dass 45% der Emissionen aus Kleinf Feuerung und Industrie und 10% aus Kraftwerken kommen. Des Weiteren wird von einer Verteilung der Emissionsquelle auf 70% ländliche und 30% städtische Gebiete ausgegangen.

Tabelle B6 zeigt die differenzierten Kostensätze für Deutschland und die EU-27. Die Werte differieren dabei einerseits nach unterschiedlichen Freisetzungshöhen für die Energieerzeugung (Kraftwerke, Freisetzungshöhe >100m), industrielle Energieerzeugung (20-100m) und Kleinfeuerungsprozesse (3-20m). Andererseits wird zwischen Emissionen aus städtischen und ländlichen Gebieten unterschieden.

Die angegebenen Werte beziehen sich auf Emissionen für das Jahr 2010 und sind mit dem Verbraucherpreisindex auf €₂₀₁₀ umgerechnet.¹⁶

Tabelle B6: Kosten der Luftverschmutzung durch Energieerzeugung und industrielle Prozesse in Deutschland und der EU-27 (in €₂₀₁₀ / t)

€ ₂₀₁₀ / t Emission	Kostensätze für Emissionen in Deutschland		Kostensätze für Emissionen in EU-27	
	Innerorts (Durchschnitt)	Außerorts	Innerorts (Durchschnitt)	Außerorts
PM _{2.5} (Kraftwerk)	30.600	30.600	18.600	18.600
PM _{coarse} (Kraftwerk)	1.200	1.200	700	700
PM ₁₀ (Kraftwerk)	21.800	21.800	13.200	13.200
PM _{2.5} (Industrie)	56.000	55.400	33.500	33.000
PM _{coarse} (Industrie)	3.200	2.900	2.100	1.900
PM ₁₀ (Industrie)	40.100	39.700	24.100	23.700
PM _{2.5} (Kleinfeuerung)	127.200	58.500	85.000	39.200
PM _{coarse} (Kleinfeuerung)	11.400	2.900	8.600	2.200
PM ₁₀ (Kleinfeuerung)	92.500	41.800	62.100	28.100
NO _x (Kraftwerk)	12.300	12.300	8.000	8.000
NO _x (Industrie/Kleinfeuerung)	15.400	15.400	10.500	10.500
SO ₂ (Kraftwerk)	12.400	12.400	9.200	9.200
SO ₂ (Industrie/Kleinfeuerung)	13.200	13.200	10.100	10.100
NM VOC	1.700	1.700	1.500	1.500
NH ₃	26.800	26.800	19.100	19.100

Quellen: NEEDS (Preiss et al., 2008) und EXIOPOL (Müller et al., 2010), Werte gerundet. Annahme: PM₁₀ besteht zu 70% aus PM_{2.5}.

¹⁶ Eine weitere Überarbeitung der Kostensätze unter Verwendung neuer Konzentrationswirkungsbeziehungen (CRF) für die klassischen Luftschadstoffe aus dem EU-Projekt HEIMTSA (Health and Environment Integrated Methodology and Toolbox for Scenario Assessment) und INTARESE (Integrated Assessment of Health Risks of Environmental Stressors in Europe) (Friedrich et al., 2011) ist angestrebt. Allerdings sind diese Ergebnisse noch nicht vollständig veröffentlicht und werden aus diesem Grund an dieser Stelle nicht dargestellt.

B 3.3 Kostensätze für Luftschadstoffe aus dem Straßenverkehr

Die Emissionen aus dem Straßenverkehr erfolgen mit sehr geringem Abstand zum Boden (Freisetzungshöhe 0-3m) und werden deshalb von den Rezeptoren stärker aufgenommen als die Emissionen aus größeren Freisetzungshöhen. Dies gilt in besonderem Maße für die Emissionen von Feinstaubpartikeln, da diese bei geringer Emissionshöhe vermehrt vom Menschen eingeatmet werden und somit zu höheren Gesundheitseffekten führen. Aus diesem Grund müssen die Auswirkungen dieser Emissionen gesondert betrachtet werden.

Tabelle B7 stellt die verschiedenen Kostensätze für Emissionen in Deutschland und in der EU-27 dar. Die Kostensätze für SO₂, NO_x, NMVOC und NH₃ entsprechen dabei den Kostensätzen für energiebezogene Emissionen aus niedrigen Freisetzungshöhen (Tabelle B6). Die Bewertung von Feinstaub aus dem Verkehr erfolgt auf Grundlage der Arbeit von Torras Ortiz (2010)¹⁷.

Tabelle B7: Kostensätze für Luftschadstoffe aus dem Straßenverkehr in Deutschland und der EU-27 (in €₂₀₁₀ / t)

Emission	Kostensätze für Emissionen in Deutschland		Kostensätze für Emissionen in EU-27	
	Innerorts Durchschnitt	Außerorts	Innerorts Durchschnitt	Außerorts
PM _{2.5} Auspuff	364.100	122.800	392.600	81.400
PM _{coarse} Abrieb, Aufwirbelung	10.200	2.900	11.000	3.100
PM ₁₀ Abrieb, Aufwirbelung*	33.700	11.000	36.300	8.500
NO _x Bau und Betriebsphase	15.400	15.400	10.300	10.300
SO ₂ Bau und Betriebsphase	13.200	13.200	10.100	10.100
NMVOC Bau und Betriebsphase	1.700	1.700	1.500	1.500
NH ₃ Bau und Betriebsphase	26.800	26.800	19.100	19.100
*: PM ₁₀ -Emissionen durch Abrieb und Aufwirbelung setzen sich aus 10% PM _{2.5} und 90% PM _{coarse} zusammen. Als Bewertungsgrundlage für PM _{2.5} wird hierbei der Kostensatz für Emissionen aus dem Auspuff ohne den Toxizitätsfaktor von 1,5 für Emissionen aus Verbrennungsmotoren verwendet.				

Quellen: Ergebnisse für Feinstaub von Torras (2010) und HEIMTSA (Friedrich et al., 2011), Kosten der anderen Schadstoffe NEEDS (Preiss et al., 2008) und EXIOPOL (Müller et al., 2010), Werte gerundet.

Hinsichtlich der dargestellten Faktoren für PM_{2.5}-Emissionen aus dem Straßenverkehr gilt es zu beachten, dass diese einen Aufschlag auf die Schäden durch Emissionen aus Verbrennungsmotoren um einen Faktor 1,5 enthalten. Dies wurde im Rahmen des Methodenupdates der ExternE-Projektreihe (ExternE, 2005) und auch in der ersten Version der Methodenkonvention empfohlen.

¹⁷ Torras Ortiz (2010) berücksichtigt bereits die neuen Dosis-Wirkungs-Beziehungen aus den EU-Projekten HEIMTSA und INTARESE (Friedrich et al., 2011). Vgl. hierzu ausführlich das Sachstandspapier „Klassische Luftschadstoffe“ (Preiss et al., 2012).

Die Werte beziehen sich auf Emissionen für das Jahr 2010. In den Originalquellen werden die Kostensätze in Euro für das Jahr 2000 (€₂₀₀₀) angegeben. Um in etwa den Gegenwartswert des Euros wiederzugeben, wurden die Preisniveauänderungen in Deutschland und Europa zwischen 2000 und 2010 berücksichtigt. Dazu wurden Inflationsdaten von Eurostat in Form des Harmonisierten Verbraucherpreisindex (HVPI) verwendet, um die Kostensätze in €₂₀₁₀ umzurechnen.

B 4 Umweltkosten des Straßen- und Schienenverkehrs in Deutschland

Die Bestimmung der Kostensätze für die Umweltkosten des Straßen- und Schienenverkehrs in Deutschland ist in zwei Teile gegliedert. So werden zunächst die Emissionen aus dem Betrieb der verschiedenen Fahrzeugtypen ermittelt, die bei der Verbrennung der Kraftstoffe, Abrieb und Staubaufwirbelungen entstehen. Im Anschluss daran werden die Emissionen aus den anderen Phasen des Lebenszyklus, z. B. Bau, Wartung und Entsorgung sowie aus der Bereitstellung der Kraftstoffe geschätzt.

Neben Luftschadstoffemissionen und Treibhausgasemissionen verursacht Verkehr auch Lärm und negative Effekte auf Natur und Landschaft. Auch hierfür liegen Kostenschätzungen vor, die zu den emissionsbezogenen Kosten noch hinzukommen. Das Vorgehen und die resultierenden verkehrsbezogenen Kostensätze werden im Folgenden beschrieben.

B 4.1 Annahmen zur Emissionsberechnung

Emissionsbedingte Umwelt- und Gesundheitsschäden sind in Städten größer als in ländlichen Gebieten. Um verkehrsbezogene Kostensätze zu schätzen (z.B. Kosten pro Fahrzeugkilometer) ist daher eine Bestimmung der jeweiligen Emissionen (z.B. pro Fahrzeugkilometer) und der Anteile von Fahrleistungen in städtischen und ländlichen Gebieten notwendig. Die Anteile an Fahrleistungen in städtischen und ländlichen Gebieten (Tabelle B8) entsprechen den Angaben aus dem vom Umweltbundesamt verwendeten Modell TREMOD (Transport Emission Model).

Tabelle B8: Verteilung der PM-Emissionen aus dem Straßenverkehr in städtische und ländliche Quellen nach Fahrzeugkategorie

Fahrzeugtyp	Stadt	Land
PKW	38%	62%
Leichte Nutzfahrzeuge	49%	51%
Schwere Nutzfahrzeuge	26%	74%
Krafträder	28%	72%
Linienbusse	72%	28%
Reisebusse	23%	77%
Busflotte (Annahme)	40%	60%
Zugverkehr (Annahme)	20%	80%

Quelle: IFEU (2010) und eigene Schätzungen.

Die Emissionsfaktoren, die zur Ermittlung der Kostensätze für Personen- und Güterzüge sowie für Krafträder verwendet werden, stammen aus dem Transportmodell TREMOVE (De Ceuster et al., 2007). Diese Daten beziehen sich auf die gefahrenen Fahrzeugkilometer für das Jahr 2010. Da für den Schienenverkehr jedoch nur ein durchschnittlicher Emissionsfaktor für jeden Schadstoff verfügbar war, wurde eine Annahme über die Aktivitäten in städtischen und ländlichen Gebieten getroffen. Dabei wurde angenommen, dass Züge zu 20 Prozent in städtischen und zu 80 Prozent in ländlichen Gebieten verkehren. Auch für die Verteilung der Fahrleistung der gesamten Busflotte musste mangels verfügbarer Daten eine Annahme getroffen werden. Diese ist ebenfalls der Tabelle zu entnehmen.

Für die Ermittlung der Emissionen für die Betriebsphase der Fahrzeuge wurden Emissionsfaktoren aus dem Handbuch für Emissionsfaktoren aus dem Straßenverkehr (HBEFA 3.1, 2010) verwendet.¹⁸ Das HBEFA liefert Emissionsfaktoren für die Jahre 2005 und 2010 in der Einheit Gramm pro Fahrzeugkilometer für die Luftschadstoffe CO, NH₃, NMVOC, NO_x, PPM_{2.5} und SO₂ sowie für die Treibhausgase CH₄, CO₂ und N₂O. Für die Berechnung der vorliegenden Kostensätze wurden allerdings lediglich die Emissionsfaktoren für das Jahr 2010 angewendet.

Darüber hinaus werden die Berechnungen der Kostensätze für Emissionen aus dem Straßen- und Schienenverkehr in Deutschland zum einen für die durchschnittliche Flotte der verschiedenen Fahrzeugtypen und zum anderen für die Euronormklassen (Euro 0 bis Euro V) für jede dieser Fahrzeugtypen und deren Unterklassen durchgeführt.

¹⁸ Für kommerzielle Nutzer des Handbuchs gelten besondere Lizenzbestimmungen. Die Dokumentation zum HBEFA 3.1 wird in Kürze auf www.hbefa.net verfügbar sein.

Die Unterteilung nach den unterschiedlichen Abgasnormen Euro 0 bis Euro V ist für die folgenden Fahrzeugtypen möglich:

- | | |
|--------------------------------|---|
| ➤ Personenkraftwagen (PKW): | Dieselmotor und Benzinmotor |
| ➤ Leichte Nutzfahrzeuge (LNF): | Dieselmotor und Benzinmotor |
| ➤ Schwere Nutzfahrzeuge (SNF): | Dieselmotor, 7,5t/7,5t-12t/12t-14t/
14t-20t/20t-26t/26t-28t/28t-32t/>32t |
| ➤ (Schwer-)Lastzüge: | Dieselmotor, 20t-28t/28t-34t/34t-40t |
| ➤ Linienbusse: | Dieselmotor |
| ➤ Reisebusse: | Dieselmotor |
| ➤ Krafträder (KR): | 2-Takt und 4-Takt |

Die Emissionsfaktoren aus dem HBEFA haben sich gegenüber vorangegangenen Versionen teilweise deutlich erhöht. Da die Gründe dafür sehr vielfältiger Natur sind, wird an dieser Stelle auf eine ausführliche Diskussion und Beschreibung der Änderungen verzichtet.¹⁹ Für alle Euronormstufen wurden die Emissionsfaktoren für das Jahr 2010 verwendet. Die Faktoren für die Berechnungen der Kosten des Abriebs und der Wiederaufwirbelung wurden von Kugler (2012) ermittelt.

Die Berechnung der Kostensätze für die anderen Lebenszyklusphasen ist in mehrere unterschiedliche Bereiche gegliedert.

Kosten der Bau-, Wartungs- und Entsorgungsphase

Für diese Phasen wurden Daten aus dem Ökobilanzinventar ecoinvent 2.0 verwendet. Die Emissionsfaktoren wurden dabei aus den Angaben aus Spielmann et al. (2007) zu Gesamtemissionen und gesamter Fahrleistung der einzelnen Fahrzeugtypen errechnet.²⁰

Kraftstoffbereitstellung

Die Berechnung der Emissionen aus der Kraftstoffbereitstellung erfolgte ebenfalls unter Verwendung der Emissionsfaktoren aus dem Ökobilanzinventar ecoinvent 2.0.²¹ Da die Angaben aus der ecoinvent Datenbasis in kg Emission pro kg Treibstoff gegeben sind, war eine Umrechnung in kg Emission je Fahrzeugkilometer notwendig. Diese Umrechnung wurde anhand der Dichte der beiden Treibstoffe Diesel und Benzin sowie der Angaben zum Verbrauch in Litern pro Fahrzeugkilometer nach Fahrzeugtypen durchgeführt. Die Angaben zum Verbrauch wurden aus der TREMOVE Datenbank entnommen (Tabelle B9). Für die vorliegenden Berechnungen wurden die Verbrauchsangaben für das Jahr 2010 verwendet.

¹⁹ Vgl. Kugler et al. (2010).

²⁰ Aus Spielmann et al. (2007) geht hervor, welche Prozesse betrachtet wurden:

„Included processes: The inventory includes processes of material, energy and water use in vehicle manufacturing. Rail and road transport of materials is accounted for. Plant infrastructure is included, addressing issues such as land use, building, road and parking construction.”

²¹ Für die Berechnung der Emissionen aus der Kraftstoffbereitstellung wurden aus der ecoinvent 2.0 Datenbank die Prozesse „petrol, unleaded, at refinery“ und „petrol, unleaded, at regional storage“ für die Benzinproduktion sowie die Prozesse „diesel, at refinery“ und „diesel, at regional storage“ für die Dieselproduktion verwendet.

Tabelle B9: Verwendete Angaben zum Treibstoffverbrauch nach Fahrzeugkilometer für verschiedene Fahrzeugtypen

Fahrzeugkategorie	Treibstoff	Liter / 100 Fzkm	
		2005	2010
PKW	Benzin	8,18	7,65
PKW	Diesel	6,05	5,95
LNF	Benzin	8,72	8,35
LNF	Diesel	9,75	8,82
Reisebus	Diesel	28,57	28,87
Linienbus	Diesel	40,48	42,97
KR	Benzin (4-Takt)	4,60	4,57
KR	Benzin (2-Takt)	2,71	2,61
KR	Benzin (gew. Mittel)	4,03	3,92
SNF	Diesel	27,64	27,37

Quelle: Datengrundlage: De Ceuster et al. (2007).

B.4.2 Kostensätze für Schäden an Natur und Landschaft

In einer aktuellen Studie von INFRAS wurden die Kostensätze für Natur und Landschaft in €-Cent₂₀₀₈ berechnet.²² Diese Faktoren sind in der folgenden Tabelle B10 abgebildet.

Tabelle B10: Angaben zu Umweltkosten des Straßenverkehrs für Natur und Landschaft (in €-Cent₂₀₀₈ pro Fahrzeugkilometer)

Fahrzeugkategorie	Kosten für Natur und Landschaft
PKW	0,08
Busse	0,17
Motorräder	0,04
LNF	0,12
SNF	0,4
Güter- und Passagierzüge	1,9

Quelle: Sutter (2011).

B 4.3 Kostensätze für Lärm

Die Annahmen zur Bewertung der Schäden durch Verkehrslärm stellt das IER Sachstandspapier zu Lärm (Ohlau et al., 2012) ausführlich dar.

Geht es in erster Linie um eine eher pauschale (d.h. nicht nach Verkehrsstärke und Tageszeit differenzierte) Schätzung der Lärmkosten, so sollten Durchschnittskosten pro Fahrzeugtyp statt marginaler Kosten verwendet werden. Die Berechnung von Durchschnittskosten mit Hilfe der Wirkungspfadanalyse wurde bisher allerdings noch nicht durchgeführt. Will man dennoch grob die Größenordnung der Durchschnittskosten bestimmen, so empfiehlt IER, die Obergrenze der Grenzkosten pro Fahrzeugkilometer zu verwenden.²³

²² Bei der Studie handelt es sich um die Überarbeitung der UIC Studie von INFRAS/IWW (2004). Diese neue Studie ist noch nicht veröffentlicht. Die Werte wurden von Sutter (2011) zur Verfügung gestellt.

²³ Zur Problematik der Verwendung von Grenzkosten bei der Bewertung von Lärmkosten, vgl. die Methodenkongvention 2.0, Kapitel 3.3.

Tabelle B11: Marginale Kosten des Lärms (in €-Cent₂₀₁₀/Fahrzeugkilometer) für Straßen- und Schienenverkehr

		städtisch	niedrige Siedlungsdichte
	Tageszeit	Bandbreite	Bandbreite
PKW	Tag	0,79 – 1,94	0,04 – 0,13
	Nacht	1,45 – 3,53	0,08 – 0,23
Motorrad	Tag	1,60 – 3,87	0,09 – 0,25
	Nacht	2,91 – 7,05	0,17 – 0,46
Linienbus	Tag	3,99 – 9,68	0,22 – 0,62
	Nacht	7,27 – 17,61	0,41 – 1,15
Leichte LKW	Tag	3,99 – 9,68	0,22 – 0,62
	Nacht	7,27 – 17,61	0,41 – 1,15
Schwere LKW	Tag	7,33 – 17,78	0,41 – 1,15
	Nacht	13,37 – 32,41	0,75 – 2,09
Passagierzug	Tag	24,74 – 48,88	10,91 – 21,56
	Nacht	81,58 – 161,19	35,99 – 71,11
Güterzug	Tag	43,86 – 105,82	21,54 – 41,73
	Nacht	178,93 – 431,73	70,82 – 170,88

Quelle: CE Delft (2008) und eigene Berechnungen.

Tabelle B12: Empfehlung für Durchschnittskosten des Lärms (in €-Cent₂₀₁₀/Fahrzeugkilometer) für Straßen- und Schienenverkehr

Tageszeit		städtisch
PKW	Tag	1,94
	Nacht	3,53
Motorrad	Tag	3,87
	Nacht	7,05
Linienbus	Tag	9,68
	Nacht	17,61
Leichte LKW	Tag	9,68
	Nacht	17,61
Schwere LKW	Tag	17,78
	Nacht	32,41
Passagierzug	Tag	48,88
	Nacht	161,19
Güterzug	Tag	105,82
	Nacht	431,73

Quelle: CE Delft (2008) und eigene Berechnungen.

B.4.4 Kostensätze für verkehrsbezogene Aktivitäten

Über die Verknüpfung der Emissionsfaktoren für die einzelnen Fahrzeugkategorien, die Unterscheidung in städtische und ländliche Gebiete (nach der oben dargestellten Verteilung) und in Betriebs- und andere Life Cycle (LC)-Phasen erhält man die in Tabelle B13 dargestellten Kostensätze für Verkehr in €-Cent₂₀₁₀ pro gefahrenem Fahrzeugkilometer. Die Kosten für Lärm entsprechen einer Situation tagsüber mit hoher Verkehrsdichte.

Tabelle B13: Umweltkosten pro Fahrzeugkilometer für verschiedene Fahrzeugtypen in Deutschland (in €-Cent₂₀₁₀ / Fzkm)

Kostensätze Verkehr		Innerorts								Außerorts							
		Auspuff		Abrieb	Lärm	Bau, Wartung, Entsorgung	Kraftstoffbereitstellung	Natur und Landschaft	Gesamt	Auspuff		Abrieb	Lärm	Bau, Wartung, Entsorgung	Kraftstoffbereitstellung	Natur und Landschaft	Gesamt
		THG	nicht-THG							THG	nicht-THG						
PKW (Flotte 2010)	Diesel	1,4	1,9	0,3	1,9	0,6	1,6	0,1	7,7	1,0	1,0	0,0	0,0	0,6	1,6	0,1	4,3
	Benzin	1,5	0,5	0,3	1,9	0,6	1,1	0,1	5,9	1,2	0,4	0,0	0,0	0,6	1,1	0,1	3,3
LKW (Flotte 2010)	LNF (Diesel)	1,7	4,7	0,3	9,7	0,4	1,8	0,1	18,6	1,6	2,8	0,0	0,0	0,4	1,8	0,1	6,7
	LNF (Benzin)	1,6	1,2	0,3	9,7	0,4	1,7	0,1	14,9	1,3	0,9	0,0	0,0	0,4	1,7	0,1	4,4
	SNF (Diesel)	5,4	12,1	2,7	17,8	0,8	5,4	0,4	44,6	5,1	6,2	0,3	0,0	0,8	5,4	0,4	18,3
Bus (Flotte 2010)	Diesel	8,7	26,6	2,7	9,7	1,4	5,1	0,2	54,4	6,2	12,6	0,3	0,0	1,4	5,1	0,2	25,9
Kraftträder (Flotte 2010)	KR (Benzin, 4-T)	0,8	0,8	0,1	3,9	0,0	0,6	0,0	6,2	0,8	0,7	0,0	0,0	0,0	0,6	0,0	2,1
	KR (Benzin, 2-T)	0,5	1,0	0,1	3,9	0,0	0,8	0,0	6,3	0,6	0,8	0,0	0,0	0,0	0,8	0,0	2,2
Personenzug	Diesel	29,2	248,0		48,9	43,9		1,8	371,8	29,2	153,7		0,0	43,9		1,8	228,6
	elektrisch	49,7	15,9		48,9	43,9		1,8	160,2	49,7	11,1		0,0	43,9		1,8	106,5
Güterzug	Diesel	93,0	789,6		105,8	43,9		1,8	1.034,1	93,0	489,3		0,0	43,9		1,8	628,0
	elektrisch	98,9	31,7		105,8	43,9		1,8	282,0	98,9	22,1		0,0	43,9		1,8	166,7

Kostensätze Verkehr		Autobahn								Alle Strecken (Ø)							
		Auspuff		Abrieb	Lärm	Bau, Wartung, Entsorgung	Kraftstoffbereitstellung	Natur und Landschaft	Gesamt	Auspuff		Abrieb	Lärm	Bau, Wartung, Entsorgung	Kraftstoffbereitstellung	Natur und Landschaft	Gesamt
		THG	nicht-THG							THG	nicht-THG						
PKW (Flotte 2010)	Diesel	1,2	1,5	0,0	0,0	0,6	1,6	0,1	5,0	1,2	1,5	0,1	0,7	0,6	1,6	0,1	5,8
	Benzin	1,6	0,6	0,0	0,0	0,6	1,1	0,1	4,0	1,4	0,5	0,1	0,7	0,6	1,1	0,1	4,5
LKW (Flotte 2010)	LNF (Diesel)	2,0	4,0	0,0	0,0	0,4	1,8	0,1	8,3	1,7	4,0	0,2	4,7	0,4	1,8	0,1	12,9
	LNF (Benzin)	1,6	1,2	0,0	0,0	0,4	1,7	0,1	5,0	1,5	1,1	0,2	4,7	0,4	1,7	0,1	9,7
	SNF (Diesel)	5,6	5,7	0,3	0,0	0,8	5,4	0,4	18,3	5,4	7,5	0,9	4,6	0,8	5,4	0,4	25,1
Bus (Flotte 2010)	Diesel	5,6	10,8	0,3	0,0	1,4	5,1	0,2	23,4	7,0	17,6	1,3	4,6	1,4	5,1	0,2	37,3
Kraftträder (Flotte 2010)	KR (Benzin, 4-T)	1,1	1,3	0,0	0,0	0,0	0,6	0,0	3,1	0,9	1,0	0,0	1,1	0,0	0,6	0,0	3,6
	KR (Benzin, 2-T)	1,0	1,2	0,0	0,0	0,0	0,8	0,0	3,0	0,7	1,0	0,0	1,1	0,0	0,8	0,0	3,7
Personenzug	Diesel									29,2	172,6		9,8	43,9		1,8	257,2
	elektrisch									49,7	12,1		9,8	43,9		1,8	117,2
Güterzug	Diesel									93,0	549,4		21,2	43,9		1,8	709,2
	elektrisch									98,9	24,0		21,2	43,9		1,8	189,8

Quelle: Berechnungen des IER im Rahmen des Forschungsprojekts.

Tabelle B14 stellt die Kostensätze nach Euronormen für die unterschiedlichen Fahrzeugtypen dar. Dabei wurden die Berechnungen wieder auf Basis der im Rahmen der Methodenkonvention empfohlenen Ergebnisse von Torras Ortiz (2010) und HEIMTSA durchgeführt. Bei den verschiedenen LKW-Typen erfolgt eine zusätzliche Unterscheidung nach Transportgewicht, außerdem ist eine zusätzliche Kategorie für Schwerlastzüge enthalten. Um die Tabelle übersichtlicher zu gestalten, sind die berechneten Kostensätze für Bau, Wartung, Entsorgung und Kraftstoffbereitstellung sowie die Schäden an Natur und Landschaft durch den Straßenbau in der Kategorie Lebenszyklus zusammengefasst. Auch hier sind die dargestellten Faktoren für Lärm in einer Situation tagsüber mit hoher Verkehrsdichte gegeben.

Die verwendeten Emissionsfaktoren sind im Abschnitt „Ergänzende Tabellen zu Emissionsfaktoren Verkehr“ aufgelistet.

Tabelle B14: Kostensätze Verkehr: differenziert nach Emissionskategorie (Euronorm) für die verschiedenen Fahrzeugtypen (in €-Cent₂₀₁₀ / Fzkm)

Fahrzeugtyp und Emissionskategorie		Umweltkosten (Ø aller Strecken)					
		Auspuff		Abrieb	Lärm	Lebenszyklus	Gesamt
		THG	nicht-THG				
PKW Benzinmotor (Flotte 2010)	Euro I	1,7	1,7	0,1	0,7	1,8	6,0
	Euro II	1,7	1,2	0,1	0,7	1,8	5,4
	Euro III	1,6	0,3	0,1	0,7	1,8	4,5
	Euro IV	1,5	0,3	0,1	0,7	1,8	4,4
	Euro V	1,4	0,2	0,1	0,7	1,8	4,3
PKW Dieselmotor (Flotte 2010)	Euro 0	1,5	3,5	0,1	0,7	2,3	8,1
	Euro I	1,3	3,6	0,1	0,7	2,3	8,0
	Euro II	1,2	2,8	0,1	0,7	2,3	7,1
	Euro III	1,2	2,0	0,1	0,7	2,3	6,3
	Euro IV	1,2	1,6	0,1	0,7	2,3	5,8
	Euro V	1,1	0,9	0,1	0,7	2,3	5,1
Krafträder (2-Takt, Flotte 2010)	Euro 0	0,9	3,6	0,0	1,1	0,9	6,5
	Euro I	0,8	1,8	0,0	1,1	0,9	4,6
	Euro II	0,7	1,0	0,0	1,1	0,9	3,7
	Euro III	0,6	0,5	0,0	1,1	0,9	3,1

Fahrzeugtyp und Emissionskategorie		Umweltkosten (Ø aller Strecken)					
		Auspuff		Abrieb	Lärm	Lebens- zyklus	Gesamt
		THG	nicht- THG				
Krafträder (4-Takt, Flotte 2010)	Euro 0	0,8	1,1	0,0	1,1	0,6	3,6
	Euro I	0,8	1,0	0,0	1,1	0,6	3,5
	Euro II	0,7	0,8	0,0	1,1	0,6	3,2
	Euro III	1,0	0,6	0,0	1,1	0,6	3,3
Linienbusse (Dieselmotor, Flotte 2010)	Euro 0	8,8	48,3	1,2	4,6	6,8	69,7
	Euro I	7,6	27,6	1,2	4,6	6,8	47,8
	Euro II	7,5	22,6	1,2	4,6	6,8	42,7
	Euro III	7,7	19,1	1,2	4,6	6,8	39,5
	Euro IV	7,5	10,6	1,2	4,6	6,8	30,7
	Euro V	7,7	7,8	1,2	4,6	6,8	28,0
Reisebusse (Dieselmotor, Flotte 2010)	Euro 0	6,4	23,4	0,7	4,6	6,8	41,9
	Euro I	5,8	17,5	0,7	4,6	6,8	35,3
	Euro II	5,8	15,8	0,7	4,6	6,8	33,7
	Euro III	5,9	12,8	0,7	4,6	6,8	30,8
	Euro IV	5,9	7,2	0,7	4,6	6,8	25,1
	Euro V	6,0	4,9	0,7	4,6	6,8	23,1

Fahrzeugtyp und Emissionskategorie		Umweltkosten (Ø aller Strecken)					
		Auspuff		Abrieb	Lärm	Lebens- zyklus	Gesamt
		THG	nicht- THG				
Leichte Nutzfahrzeuge (Benzinmotor, Flotte 2010)	Euro 0	2,1	4,1	0,1	4,7	2,2	13,2
	Euro I	2,0	2,8	0,1	4,7	2,2	11,8
	Euro II	1,8	1,6	0,1	4,7	2,2	10,4
	Euro III	1,6	0,4	0,1	4,7	2,2	9,0
	Euro IV	1,5	0,3	0,1	4,7	2,2	8,8
	Euro V	1,1	0,2	0,1	4,7	2,2	8,3
Leichte Nutzfahrzeuge (Dieselmotor, Flotte 2010)	Euro 0	2,3	10,4	0,1	4,7	2,3	19,8
	Euro I	1,9	6,5	0,1	4,7	2,3	15,6
	Euro II	1,6	4,4	0,1	4,7	2,3	13,1
	Euro III	1,4	2,7	0,1	4,7	2,3	11,2
	Euro IV	1,4	2,5	0,1	4,7	2,3	11,0
	Euro V	1,0	1,1	0,1	4,7	2,3	9,2
Schwere Nutzfahrzeuge (≤7,5t, Dieselmotor, Flotte 2010)	Euro 0	3,0	12,2	0,9	4,6	6,6	27,4
	Euro I	2,6	7,3	0,9	4,6	6,6	22,1
	Euro II	2,5	6,6	0,9	4,6	6,6	21,3
	Euro III	2,7	4,8	0,9	4,6	6,6	19,7
	Euro IV	2,7	2,6	0,9	4,6	6,6	17,4
	Euro V	2,7	1,6	0,9	4,6	6,6	16,5
Schwere Nutzfahrzeuge (7,5t - 12t, Dieselmotor, Flotte 2010)	Euro 0	4,1	17,1	0,9	4,6	6,6	33,4
	Euro I	3,6	10,3	0,9	4,6	6,6	26,1
	Euro II	3,5	9,3	0,9	4,6	6,6	25,0
	Euro III	3,7	6,9	0,9	4,6	6,6	22,8
	Euro IV	3,6	3,7	0,9	4,6	6,6	19,5
	Euro V	3,7	2,4	0,9	4,6	6,6	18,2
Schwere Nutzfahrzeuge (12t - 14t, Dieselmotor, Flotte 2010)	Euro 0	4,3	18,1	0,9	4,6	6,6	34,6
	Euro I	3,8	11,0	0,9	4,6	6,6	27,0
	Euro II	3,7	10,0	0,9	4,6	6,6	25,8
	Euro III	3,9	7,5	0,9	4,6	6,6	23,6

Fahrzeugtyp und Emissionskategorie		Umweltkosten (Ø aller Strecken)					
		Auspuff		Abrieb	Lärm	Lebens- zyklus	Gesamt
		THG	nicht- THG				
	Euro IV	3,8	3,9	0,9	4,6	6,6	19,9
	Euro V	3,9	2,5	0,9	4,6	6,6	18,6
Schwere Nutzfahrzeuge (14t - 20t, Dieselmotor, Flotte 2010)	Euro 0	5,2	21,9	0,9	4,6	6,6	39,3
	Euro I	4,4	13,4	0,9	4,6	6,6	29,9
	Euro II	4,3	12,1	0,9	4,6	6,6	28,5
	Euro III	4,5	9,3	0,9	4,6	6,6	26,0
	Euro IV	4,3	4,9	0,9	4,6	6,6	21,4
	Euro V	4,4	3,3	0,9	4,6	6,6	19,8
Schwere Nutzfahrzeuge (20t - 26t, Dieselmotor, Flotte 2010)	Euro 0	6,1	22,7	0,9	4,6	6,6	41,0
	Euro I	5,7	16,3	0,9	4,6	6,6	34,2
	Euro II	5,2	14,7	0,9	4,6	6,6	32,1
	Euro III	5,4	11,5	0,9	4,6	6,6	29,0
	Euro IV	5,2	5,9	0,9	4,6	6,6	23,2
	Euro V	5,3	3,9	0,9	4,6	6,6	21,3
Schwere Nutzfahrzeuge (26t - 28t, Dieselmotor, Flotte 2010)	Euro 0	6,4	23,9	0,9	4,6	6,6	42,5
	Euro I	5,6	17,1	0,9	4,6	6,6	34,8
	Euro II	5,5	15,1	0,9	4,6	6,6	32,8
	Euro III	5,7	11,9	0,9	4,6	6,6	29,7
	Euro IV	5,5	6,1	0,9	4,6	6,6	23,8
	Euro V	5,6	4,0	0,9	4,6	6,6	21,7
Schwere Nutzfahrzeuge (28t - 32t, Dieselmotor, Flotte 2010)	Euro 0	7,3	27,1	0,9	4,6	6,6	46,6
	Euro I	6,4	19,6	0,9	4,6	6,6	38,2
	Euro II	6,4	17,4	0,9	4,6	6,6	35,9
	Euro III	6,6	13,4	0,9	4,6	6,6	32,1
	Euro IV	6,4	6,8	0,9	4,6	6,6	25,5
	Euro V	6,6	4,4	0,9	4,6	6,6	23,2
Schwere Nutzfahrzeuge (>32t, Dieselmotor, Flotte 2010)	Euro 0	7,2	27,1	0,9	4,6	6,6	46,5
	Euro I	6,3	19,6	0,9	4,6	6,6	38,1

Fahrzeugtyp und Emissionskategorie		Umweltkosten (Ø aller Strecken)					
		Auspuff		Abrieb	Lärm	Lebens- zyklus	Gesamt
		THG	nicht- THG				
	Euro II	6,2	17,6	0,9	4,6	6,6	36,0
	Euro III	6,4	13,7	0,9	4,6	6,6	32,3
	Euro IV	6,3	6,8	0,9	4,6	6,6	25,3
	Euro V	6,4	4,5	0,9	4,6	6,6	23,0
Lastzüge (20t - 28t, Dieselmotor, Flotte 2010)	Euro 0	6,0	22,4	0,9	4,6	6,7	40,6
	Euro I	5,3	16,2	0,9	4,6	6,7	33,8
	Euro II	5,2	14,3	0,9	4,6	6,7	31,7
	Euro III	5,4	11,1	0,9	4,6	6,7	28,7
	Euro IV	5,3	5,7	0,9	4,6	6,7	23,2
	Euro V	5,3	3,8	0,9	4,6	6,7	21,3
Lastzüge (28t - 34t, Dieselmotor, Flotte 2010)	Euro 0	6,3	23,5	0,9	4,6	6,7	42,0
	Euro I	5,6	17,0	0,9	4,6	6,7	34,8
	Euro II	5,5	15,0	0,9	4,6	6,7	32,7
	Euro III	5,7	11,6	0,9	4,6	6,7	29,5
	Euro IV	5,6	5,9	0,9	4,6	6,7	23,7
	Euro V	5,7	3,8	0,9	4,6	6,7	21,7
Lastzüge (34t - 40t, Dieselmotor, Flotte 2010)	Euro 0	7,2	26,8	0,9	4,6	6,7	46,1
	Euro I	6,3	19,4	0,9	4,6	6,7	37,9
	Euro II	6,2	17,3	0,9	4,6	6,7	35,7
	Euro III	6,4	13,5	0,9	4,6	6,7	32,1
	Euro IV	6,2	6,8	0,9	4,6	6,7	25,3
	Euro V	6,3	4,5	0,9	4,6	6,7	23,0

Quelle: Berechnungen des IER im Rahmen des Forschungsprojekts.

Um eine Umrechnung der dargestellten Kosten pro Fahrzeugkilometer für die verschiedenen Fahrzeugtypen in Kostensätze je Personenkilometer (Pkm) und Tonnenkilometer (tkm) zu ermöglichen, benötigt man Angaben zu den Besetzungsgraden nach Fahrzeugtyp. Hier wurden einerseits Empfehlungen von INFRAS, basierend auf Daten des Statistischen Bundesamtes sowie TREMOVE, und aus Spielmann et al. (2007) verwendet. Die folgende Tabelle B15 fasst diese Angaben zusammen. Es gilt hier darauf hinzuweisen, dass die Angaben zur Auslastung in Personenzügen zwischen den beiden genannten Quellen sehr stark abweichen. Wie aus der Tabelle zu entnehmen ist, geht aus den Daten von INFRAS eine durchschnittliche Auslastung von 112 Personen je Zug hervor. Die Daten aus ecoinvent (jeweils mit einem Sternchen versehen) zeigen dagegen eine Auslastung von 309 Personen je Zug.

Tabelle B15: Verwendete Besetzungsgrade nach Fahrzeugtyp

Besetzungsgrad		
Fahrzeugtyp	Personen / Fzg.	Tonnen / Fzg.
PKW	1,47	
Leichte Nutzfahrzeuge		0,8
Schwere Nutzfahrzeuge		10,52
Kraftrad	1,11	
Busflotte	17,10	
Linienbus	16,3*	
Reisebus	14,6*	
Passagierzug (allgemein)	112,0 (309*)	
Passagierzug (Diesel)	31,8	
Passagierzug (elektrisch)	138,5	
Güterzug (allgemein)		497,0
Güterzug (Diesel)		223,6
Güterzug (elektrisch)		586,5

Quelle: Berechnungen des IER im Rahmen des Forschungsprojekts.

Mit diesen Faktoren lassen sich alle in Fahrzeugkilometer angegebenen Kosten in Personenkilometer (Pkm) bzw. Tonnenkilometer (tkm) umrechnen. Beispielsweise betragen die Umweltkosten pro Kilometer bei Nutzung eines Diesel-PKW im Durchschnitt 6 €-Cent / Fzkm. Bei einem Besetzungsgrad von 1,5 Personen betragen die Umweltkosten pro Personenkilometer 4 €-Cent / Pkm.

Tabelle B16 stellt beispielhaft die so errechneten durchschnittlichen Umweltkosten (über alle Strecken) pro Personen- bzw. Tonnenkilometer dar.

Tabelle B16: Umweltkosten pro Personen- bzw. Tonnenkilometer für verschiedene Fahrzeugtypen in Deutschland (in €-Cent₂₀₁₀ / Pkm bzw. tkm)

Fahrzeugtyp		Umweltkosten gesamt	
PKW	Diesel	4,0	€-Cent ₂₀₁₀ / Pkm
	Benzin	3,1	€-Cent ₂₀₁₀ / Pkm
LKW	LNF (Diesel)	16,2	€-Cent ₂₀₁₀ / tkm
	LNF (Benzin)	12,1	€-Cent ₂₀₁₀ / tkm
	SNF (Diesel)	2,4	€-Cent ₂₀₁₀ / tkm
Bus	Diesel	2,2	€-Cent ₂₀₁₀ / Pkm
Krafträder	Benzin, 4 Takt	3,2	€-Cent ₂₀₁₀ / Pkm
	Benzin, 2 Takt	3,3	€-Cent ₂₀₁₀ / Pkm
Personenzug	Diesel	8,1	€-Cent ₂₀₁₀ / Pkm
	Elektrisch	0,8	€-Cent ₂₀₁₀ / Pkm
Güterzug	Diesel	3,2	€-Cent ₂₀₁₀ / tkm
	Elektrisch	0,3	€-Cent ₂₀₁₀ / tkm

Quelle: Berechnungen des IER im Rahmen des Forschungsprojekts.

B 5 Umweltkosten der Strom- und Wärmeerzeugung

B 5.1 Umweltkosten der Stromerzeugung

Um die Umweltkosten der Stromerzeugung zu ermitteln, benötigt man Emissionsfaktoren für die verschiedenen Stromerzeugungstechnologien. Das Umweltbundesamt veröffentlicht regelmäßig die Emissionsfaktoren in der Einheit Gramm pro elektrische Kilowattstunde (kWh_{el}) für fossile und erneuerbare Stromerzeugungstechnologien.

Darüber hinaus werden die Emissionsfaktoren in indirekte und direkte Emissionen unterschieden. Direkte Emissionen beziehen sich auf die Emissionen, die im Rahmen der Energieerzeugung, also in der Operationsphase des Lebenszyklus der einzelnen Technologien, entstehen. Indirekte Emissionen ergeben sich in den anderen Phasen des Lebenszyklus (Bau, Instandhaltung, Abbau).

Unter der Verwendung von Emissionsfaktoren und den oben dargestellten Umweltkosten pro Tonne emittierter Schadstoffe lassen sich u.a. die vermiedenen Umweltschäden und Umweltkosten für verschiedene Technologien zur Stromerzeugung berechnen.²⁴

Hierzu gibt es grundsätzlich zwei Berechnungsmöglichkeiten. Für eine differenzierte Analyse sind Informationen und Annahmen zu den Standorten der Energieerzeugungsanlagen in Deutschland notwendig, auf dessen Basis man dann modellgestützt die Umweltschadenskosten²⁵ pro Kilowattstunde Strom ermitteln kann. Eine weitere Berechnungsmöglichkeit besteht darin, auf durchschnittliche Kostensätze zurückzugreifen und die Umweltkosten hiernach auszuweisen. Die Berechnungen lassen sich so einfacher nachvollziehen und sind auch leicht zu aktualisieren, wenn neue Emissionsfaktoren vorliegen. Die Abweichungen zur o.g. differenzierten Methode sind eher gering und haben keinen Einfluss auf die qualitativen Schlussfolgerungen. Vor diesem Hintergrund wurde diese Berechnungsmethode z.B. von Breitschopf (2012) zur Aktualisierung der Umweltschadenskosten in der periodisch fortgeschriebenen BMU-Veröffentlichung „EE in Zahlen 2011“ gewählt. Die Ergebnisse dieser Berechnungen werden auch hier dargestellt (vgl. Tabelle B17).

Die Emissionen aus der direkten Betriebsphase der Anlagen bewertet man dazu mit den durchschnittlichen Kostensätzen für Deutschland (vgl. Tabelle B4). Indirekte Emissionen entstehen jedoch nicht nur in Deutschland, sondern auch in anderen europäischen Ländern. Denn die zum Bau einer Anlage zur Stromerzeugung benötigten Teile werden nicht notwendigerweise alle in Deutschland produziert. Da nicht für jede Technologie die einzelnen Inputs und deren Ursprungsländer ermittelt werden konnten, schlägt das IER die Verwendung der EU Kostensätze vor (Tabelle B5).

²⁴ Siehe hierzu ausführlich Breitschopf (2012), sowie BMU (2012) Erneuerbare Energien in Zahlen.

²⁵ Vgl. ausführlich Müller/Preiss (2012).

Insgesamt schlägt das Umweltbundesamt für die Schätzung der Umweltkosten der Stromerzeugung Folgendes vor:

- Für überschlägige Berechnungen der vermiedenen Umweltschäden und der Umweltkosten pro erzeugter Einheit Strom oder Wärme können die Durchschnittskostensätze verwendet werden.
- Die Emissionen aus der direkten Betriebsphase sollten mit den deutschen Kostensätzen (Tabelle B4) bewertet werden.
- Die indirekten Emissionen sollten mit den durchschnittlichen EU-Kostensätzen bewertet werden (Tabelle B5).
- Für die Ausweisung standortbezogener Umweltschäden je Technologie bzw. Energieträger empfiehlt das UBA, die differenzierten Kostensätze aus Tabelle B6 anzusetzen.

Tabelle B17: Umweltkosten der Stromerzeugung in Deutschland (in €-Cent₂₀₁₀ / kWh_{el})

Stromerzeugung durch	Luftschadstoffe	Treibhausgase	Umweltkosten gesamt
Braunkohle	2,07	8,68	10,75
Steinkohle	1,55	7,38	8,94
Erdgas	1,02	3,90	4,91
Öl	2,41	5,65	8,06
<i>Erneuerbare Energien</i>			
Wasserkraft	0,14	0,04	0,18
Windenergie	0,17	0,09	0,26
Photovoltaik	0,62	0,56	1,18
Biomasse*	2,78	1,07	3,84
* Nach Erzeugungsanteilen gewichteter Durchschnittswert für Biomasse gasförmig, flüssig und fest (Haushalte und Industrie), Bandbreite von 0,3 bis 7,2 €-Cent/kWh _{el}			

Quelle: Breitschopf, B. (2012) und BMU (2012).

Stromerzeugung mit Braunkohle verursacht mit 10,75 €/Cent/kWh_{el} die höchsten Umweltkosten, gefolgt von den fossilen Energieträgern Steinkohle und Öl. Bereits deutlich niedriger liegen die Umweltkosten der Stromerzeugung aus Erdgas, am umweltfreundlichsten ist die Stromerzeugung aus erneuerbaren Energien. Gewichtet man die erneuerbaren Energien nach ihren Anteilen an der Stromerzeugung so liegen die Umweltkosten der erneuerbaren Energien, gemessen an ihrem Anteil an der Stromerzeugung 2010, im Durchschnitt nur bei etwa 1,8 €/Cent pro kWh_{el}. Die Umweltkosten der fossilen Energieträger liegen dagegen um 7 bis 9 €/Cent pro kWh_{el} darüber. Die Umweltkosten des Strommix Deutschland betragen 7,8 €/Cent / kWh_{el}.

Dies zeigt, dass durch die Förderung erneuerbarer Energien Folgekosten für Umwelt und Gesundheit in beträchtlicher Höhe vermieden werden. So beliefen sich die vermiedenen Umweltschäden durch den Einsatz von erneuerbarer Energie zur Stromerzeugung auf:²⁶

- 2007: 5,6 Mrd. €
- 2008: 5,9 Mrd. €
- 2009: 5,7 Mrd. €
- 2010: 5,8 Mrd. €
- 2011: 8,0 Mrd. €

Oftmals ist es sinnvoll, die Umweltkosten des durchschnittlichen Strommix zu bewerten, etwa um die Größenordnung vermiedener Umweltschäden durch Energieeinsparungen zu beziffern. Die durchschnittlichen Kosten pro kWh_{el} berechnet man, indem man die Anteile an der Stromerzeugung mit den jeweiligen Kostensätzen gewichtet.

Für das Jahr 2010 erhält man:

Strommix Deutschland (mit Kernkraft):	7.8 €/Cent / kWh _{el}
Strommix Deutschland (ohne Kernkraft):	7.0 €/Cent / kWh _{el}
Strommix erneuerbare Energien Deutschland:	1.8 €/Cent / kWh _{el}
Bahnstrommix:	7.0 €/Cent / kWh _{el}

Bei der Abschätzung der Umweltkosten der Kernenergie besteht das Problem, dass die Ergebnisse der Studien große Bandbreiten aufweisen. Zur Bewertung der Kernenergie wurde hier die Vorgabe aus der Methodenkonvention²⁷ angewendet. Danach sollten für die Bewertung der Emissionen aus der Kernenergie die Emissionsfaktoren der Technologie mit den höchsten Umweltkosten, in diesem Fall also Braunkohle, verwendet werden.²⁸

²⁶ Vgl. Breitschopf et al. (2010), Breitschopf et al. (2011) und Breitschopf (2012).

²⁷ Vgl. Methodenkonvention 2.0, Kapitel 2.5.4.

²⁸ Ausführlicher zu diesem Vorgehen vgl. Methodenkonvention 2.0, Kapitel 2.5.4.

1.1. B 5.2 Umweltkosten der Wärmeerzeugung

Tabelle B18 stellt die Umweltkosten der Wärmeerzeugung für das Jahr 2010 dar. Heizen mit Kohle und Strom verursacht mit Abstand die höchsten Umweltkosten. Schon mit deutlichem Abstand folgt die Fernwärmeversorgung und das Heizen mit Erdgas und Heizöl. Die Umweltkosten der erneuerbaren Energien zur Wärmeerzeugung liegen noch deutlich darunter. Dies zeigt, dass der Ausbau erneuerbarer Energien auf dem Wärmemarkt die entstehenden Umweltkosten deutlich verringert.

Tabelle B18: Umweltkosten der Wärmeerzeugung der Haushalte in Deutschland (in €-Cent₂₀₁₀ / kWh_{Endenergie})

Wärmeerzeugung durch	Luftschadstoffe	Treibhausgase	Umweltkosten gesamt
Heizöl	0,80	2,52	3,32
Erdgas	0,26	2,02	2,28
Braunkohle (Brikett)	2,74	3,43	6,17
Fernwärme mit Netzverlusten	0,88	2,60	3,48
Stromheizung mit Netzverlusten*	1,14	5,15	6,29
Erneuerbare Energien			
Solarthermie	0,54	0,55	1,10
Oberflächengeothermie	0,39	1,75	2,13
Biomasse*	1,63	0,25	1,88
* Zugrundegelegt wurde der Durchschnittssatz der Stromerzeugung (inkl. erneuerbare Energien und unter Berücksichtigung der Vorketten für die Erzeugung der jeweiligen Kraftstoffe. ** Nach Erzeugungsanteilen gewichteter Durchschnittswert für Biomasse gasförmig, flüssig und fest (Haushalte und Industrie), Bandbreite von 0,56 – 3,2 €-Cent/kWh.			

Quelle: Breitschopf, B. (2012) und BMU (2012).

B Ergänzende Tabellen zu Emissionsfaktoren Verkehr

Tabelle BA1: Emissionsfaktoren für verschiedene Fahrzeugtypen in Deutschland [in t / Fzkm]

		Auspuff (exhaust)								Abrieb		
		CH ₄	CO ₂	N ₂ O	NH ₃	NM VOC	NO _x	PPM _{2,5}	SO ₂	PPM ₁₀	PPM _{2,5}	PPM _{coarse}
PKW (Diesel)	AB	2,59E-10	1,50E-04	4,20E-09	1,00E-09	1,06E-08	7,64E-07	2,48E-08	8,09E-10	2,20E-08	2,20E-09	1,98E-08
	AO	3,00E-10	1,25E-04	4,15E-09	1,00E-09	1,22E-08	4,87E-07	1,99E-08	6,79E-10	2,20E-08	2,20E-09	1,98E-08
	IO	4,95E-10	1,67E-04	5,92E-09	1,00E-09	2,01E-08	6,17E-07	2,50E-08	9,05E-10	6,00E-08	6,00E-09	5,40E-08
PKW (Benzin)	AB	2,76E-09	1,97E-04	9,92E-10	6,40E-08	3,41E-08	2,05E-07	6,98E-09	1,05E-09	2,20E-08	2,20E-09	1,98E-08
	AO	2,36E-09	1,44E-04	1,40E-09	5,66E-08	3,09E-08	1,37E-07	2,65E-09	7,65E-10	2,20E-08	2,20E-09	1,98E-08
	IO	3,76E-09	1,83E-04	3,07E-09	3,93E-08	5,05E-08	1,80E-07	1,78E-09	9,71E-10	6,00E-08	6,00E-09	5,40E-08
LNF (Diesel)	AB	7,57E-10	2,47E-04	4,26E-09	1,00E-09	3,08E-08	1,81E-06	1,01E-07	1,34E-09	2,20E-08	2,20E-09	1,98E-08
	AO	7,75E-10	1,94E-04	4,22E-09	1,00E-09	3,15E-08	1,13E-06	8,36E-08	1,05E-09	2,20E-08	2,20E-09	1,98E-08
	IO	1,17E-09	2,10E-04	5,30E-09	1,00E-09	4,77E-08	1,02E-06	8,47E-08	1,14E-09	6,00E-08	6,00E-09	5,40E-08
LNF (Benzin)	AB	1,41E-08	1,94E-04	5,08E-09	6,15E-08	2,48E-07	5,38E-07	1,66E-08	1,03E-09	2,20E-08	2,20E-09	1,98E-08
	AO	8,17E-09	1,59E-04	6,18E-09	6,06E-08	1,69E-07	4,08E-07	8,02E-09	8,45E-10	2,20E-08	2,20E-09	1,98E-08
	IO	1,23E-08	1,99E-04	9,60E-09	5,67E-08	2,83E-07	5,01E-07	5,47E-09	1,06E-09	6,00E-08	6,00E-09	5,40E-08
SNF (Diesel)	AB	2,24E-09	6,92E-04	3,47E-08	3,00E-09	9,11E-08	3,28E-06	5,08E-08	3,75E-09	2,00E-07	2,00E-08	1,80E-07
	AO	2,48E-09	6,30E-04	2,92E-08	3,00E-09	1,01E-07	3,49E-06	6,44E-08	3,41E-09	2,00E-07	2,00E-08	1,80E-07
	IO	5,29E-09	6,63E-04	2,16E-08	3,00E-09	2,15E-07	5,34E-06	1,04E-07	3,59E-09	6,00E-07	6,00E-08	5,40E-07

KR (Benzin, 4-T)	AB	3,56E-08	1,37E-04	2,00E-09	2,00E-09	8,11E-07	6,59E-07	6,98E-09	7,27E-10	1,60E-08	1,60E-09	1,44E-08
	AO	2,43E-08	9,59E-05	2,00E-09	2,00E-09	5,59E-07	2,75E-07	2,65E-09	5,10E-10	1,60E-08	1,60E-09	1,44E-08
	IO	4,04E-08	1,02E-04	2,00E-09	2,00E-09	1,00E-06	1,36E-07	1,78E-09	5,44E-10	1,20E-08	1,20E-09	1,08E-08
KR (Benzin, 2-T)	AB	4,13E-07	1,11E-04	2,00E-09	2,00E-09	4,55E-06	1,60E-07	2,48E-08	5,92E-10	1,60E-08	1,60E-09	1,44E-08
	AO	3,28E-07	6,20E-05	1,19E-09	1,19E-09	3,06E-06	6,43E-08	1,99E-08	3,30E-10	1,60E-08	1,60E-09	1,44E-08
	IO	3,17E-07	5,62E-05	1,04E-09	1,04E-09	2,85E-06	6,47E-08	2,50E-08	2,99E-10	1,20E-08	1,20E-09	1,08E-08
Busse	AB	5,80E-09	6,90E-04	5,87E-09	3,00E-09	2,36E-07	5,97E-06	1,27E-07	3,74E-09	2,00E-07	2,00E-08	1,80E-07
	AO	6,43E-09	7,76E-04	6,65E-09	3,00E-09	2,61E-07	6,94E-06	1,52E-07	4,20E-09	2,00E-07	2,00E-08	1,80E-07
	IO	1,37E-08	1,08E-03	8,44E-09	3,00E-09	5,57E-07	1,06E-05	2,77E-07	5,83E-09	6,00E-07	6,00E-08	5,40E-07

Personenzug (Diesel)	3,64E-03	3,42E-06	6,45E-05	3,91E-06	4,40E-06
Personenzug (elekt- risch)	1,88E-05 5,71E-03	1,37E-07	3,00E-06	1,98E-07	3,07E-06
Güterzug (Die- sel)	1,16E-02	1,09E-05	2,05E-04	1,24E-05	1,40E-05
Güterzug (elektrisch)	3,74E-05 1,14E-02	2,72E-07	5,97E-06	3,95E-07	6,11E-06

AB = Autobahn, AO = Außerorts, IO = Innerorts

Quelle: Berechnungen des IER im Rahmen des Forschungsprojekts.

Tabelle BA2: Emissionsfaktoren für LC-Phasen für verschiedene Fahrzeugtypen in Deutschland [in t / Fzkm]

Fahrzeugtyp	Bau					Wartung				
	CO ₂	NMVOC	NO _x	PPM _{2,5}	SO ₂	CO ₂	NMVOC	NO _x	PPM _{2,5}	SO ₂
PKW (Diesel)	2,57E-05	4,99E-08	5,51E-08	1,18E-08	1,34E-07	4,83E-06	4,76E-09	9,81E-09	1,49E-09	1,78E-08
PKW (Benzin)	2,57E-05	4,99E-08	5,51E-08	1,18E-08	1,34E-07	4,83E-06	4,76E-09	9,81E-09	1,49E-09	1,78E-08
LNF (Diesel)	1,32E-05	1,78E-08	2,98E-08	7,92E-09	5,71E-08	1,01E-05	4,03E-09	1,83E-08	2,75E-09	3,48E-08
LNF (Benzin)	1,32E-05	1,78E-08	2,98E-08	7,92E-09	5,71E-08	1,01E-05	4,03E-09	1,83E-08	2,75E-09	3,48E-08
SNF,16t (Diesel)	3,23E-05	3,64E-08	7,67E-08	1,51E-08	9,26E-08	1,88E-05	3,27E-08	3,22E-08	4,00E-09	5,56E-08
SNF,28t (Diesel)	4,61E-05	4,77E-08	1,09E-07	2,33E-08	1,36E-07	2,47E-05	4,24E-08	4,44E-08	6,34E-09	7,19E-08
SNF,40t (Diesel)	6,33E-05	6,29E-08	1,50E-07	3,32E-08	1,93E-07	3,53E-05	6,64E-08	6,63E-08	1,01E-08	1,04E-07
KR (Benzin, 4-T)	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00
KR (Benzin, 2-T)	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00
Busse	6,03E-05	5,23E-08	1,42E-07	3,98E-08	2,10E-07	3,23E-05	2,96E-08	4,34E-08	4,75E-09	6,13E-08
Personenzug	1,45E-03	9,91E-07	3,15E-06	7,32E-07	6,15E-06	9,45E-04	4,02E-06	1,78E-06	2,23E-07	2,21E-06
Güterzug	1,45E-03	9,91E-07	3,15E-06	7,32E-07	6,15E-06	9,45E-04	4,02E-06	1,78E-06	2,23E-07	2,21E-06

Fahrzeugtyp	Entsorgung					Kraftstoffbereitstellung				
	CO ₂	NMVOC	NO _x	PPM _{2,5}	SO ₂	CO ₂	NMVOC	NO _x	PPM _{2,5}	SO ₂
PKW (Diesel)	2,50E-06	6,66E-10	2,18E-09	1,50E-10	1,66E-09	4,44E-05	2,18E-07	6,91E-08	1,65E-08	4,24E-07
PKW (Benzin)	2,50E-06	6,66E-10	2,18E-09	1,50E-10	1,66E-09	7,79E-05	2,46E-07	1,54E-07	2,53E-08	6,91E-07
LNF (Diesel)	1,90E-07	6,04E-11	2,83E-10	1,33E-11	8,42E-11	6,58E-05	3,23E-07	1,02E-07	2,45E-08	6,28E-07
LNF (Benzin)	1,90E-07	6,04E-11	2,83E-10	1,33E-11	8,42E-11	7,95E-05	2,51E-07	1,57E-07	2,58E-08	7,06E-07
SNF, 16t (Diesel)	1,24E-06	1,65E-10	9,76E-10	3,91E-11	1,53E-10	2,06E-04	1,01E-06	3,21E-07	7,68E-08	1,97E-06
SNF, 28t (Diesel)	2,00E-06	3,07E-10	1,80E-09	7,13E-11	2,75E-10	2,06E-04	1,01E-06	3,21E-07	7,68E-08	1,97E-06
SNF, 40t (Diesel)	2,00E-06	3,07E-10	1,80E-09	7,13E-11	2,75E-10	2,06E-04	1,01E-06	3,21E-07	7,68E-08	1,97E-06
KR (Benzin, 4-T)	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	4,35E-05	1,37E-07	8,58E-08	1,41E-08	3,86E-07
KR (Benzin, 2-T)	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	4,35E-05	1,37E-07	8,58E-08	1,41E-08	3,86E-07
Busse	2,51E-06	1,15E-10	7,73E-10	2,36E-11	1,16E-10	2,68E-04	1,32E-06	4,17E-07	9,98E-08	2,56E-06
Personenzug	3,94E-06	4,25E-09	2,00E-08	1,09E-09	2,83E-09					
Güterzug	3,94E-06	4,25E-09	2,00E-08	1,09E-09	2,83E-09					

Quelle: Berechnungen des IER im Rahmen des Forschungsprojekts.

Tabelle BA3: Emissionsfaktoren für verschiedene Fahrzeugtypen nach Euronormen in Deutschland [in t / Fzkm]

		Auspuff (exhaust)								Abrieb		
		CH ₄	CO ₂	N ₂ O	NH ₃	NMVOC	NO _x	PPM _{2,5}	SO ₂	PM ₁₀	PPM _{2,5}	PPM _{coarse}
PKW (Benzin)	Euro 0 (niedrig)	1,41E-08	1,60E-04	6,97E-09	2,00E-09	1,54E-07	7,98E-07	7,14E-09	8,57E-10	3,47E-08	3,47E-09	3,12E-08
	Euro 0 (hoch)	4,33E-08	2,86E-04	1,13E-08	1,00E-07	1,24E-06	2,34E-06	1,18E-08	1,52E-09	3,47E-08	3,47E-09	3,12E-08
	Euro 1	1,49E-08	2,12E-04	1,04E-08	9,99E-08	1,62E-07	7,98E-07	7,14E-09	1,12E-09	3,47E-08	3,47E-09	3,12E-08
	Euro 2	5,02E-09	2,04E-04	5,02E-09	1,26E-07	5,48E-08	3,79E-07	1,09E-08	1,09E-09	3,47E-08	3,47E-09	3,12E-08
	Euro 3	1,76E-09	1,99E-04	4,43E-10	4,06E-08	1,92E-08	6,59E-08	3,98E-09	1,06E-09	3,47E-08	3,47E-09	3,12E-08
	Euro 4	7,50E-10	1,93E-04	4,80E-10	4,05E-08	8,17E-09	6,22E-08	2,05E-09	1,02E-09	3,47E-08	3,47E-09	3,12E-08
	Euro 5	6,22E-10	1,79E-04	4,20E-10	4,03E-08	6,78E-09	5,56E-08	1,86E-09	9,54E-10	3,47E-08	3,47E-09	3,12E-08
PKW (Diesel)	Euro 0	5,52E-09	1,84E-04	0,00E+00	1,00E-09	8,75E-08	6,74E-07	1,15E-07	9,17E-10	3,47E-08	3,47E-09	3,12E-08
	Euro 1	1,34E-09	1,55E-04	3,73E-09	1,00E-09	5,47E-08	6,97E-07	1,19E-07	8,35E-10	3,47E-08	3,47E-09	3,12E-08
	Euro 2	7,49E-10	1,43E-04	5,73E-09	1,00E-09	3,05E-08	7,42E-07	7,83E-08	7,62E-10	3,47E-08	3,47E-09	3,12E-08
	Euro 3	4,53E-10	1,43E-04	4,67E-09	1,00E-09	1,84E-08	7,89E-07	3,73E-08	7,72E-10	3,47E-08	3,47E-09	3,12E-08
	Euro 4	2,26E-10	1,42E-04	4,67E-09	1,00E-09	9,20E-09	5,31E-07	3,60E-08	7,63E-10	3,47E-08	3,47E-09	3,12E-08
	Euro 5	2,33E-10	1,40E-04	4,67E-09	1,00E-09	9,49E-09	5,28E-07	1,47E-09	7,76E-10	3,47E-08	3,47E-09	3,12E-08
Krafträder (2-Takt)	Euro 0	4,69E-07	9,82E-05	2,00E-09	2,00E-09	6,23E-06	8,37E-08	1,15E-07	5,13E-10	1,47E-08	1,47E-09	1,32E-08
	Euro 1	3,26E-07	9,09E-05	2,00E-09	2,00E-09	4,33E-06	5,70E-08	1,19E-07	4,77E-10	1,47E-08	1,47E-09	1,32E-08
	Euro 2	5,30E-07	7,72E-05	2,00E-09	2,00E-09	1,84E-06	7,13E-08	7,83E-08	4,06E-10	1,47E-08	1,47E-09	1,32E-08
	Euro 3	3,41E-07	6,43E-05	2,00E-09	2,00E-09	1,18E-06	7,32E-08	3,73E-08	3,38E-10	1,47E-08	1,47E-09	1,32E-08

		Auspuff (exhaust)								Abrieb		
		CH ₄	CO ₂	N ₂ O	NH ₃	NM VOC	NO _x	PPM _{2,5}	SO ₂	PM ₁₀	PPM _{2,5}	PPM _{coarse}
Krafträder (4-Takt)	Euro 0	3,97E-08	9,65E-05	2,00E-09	2,00E-09	1,14E-06	3,09E-07	1,18E-08	5,04E-10	1,47E-08	1,47E-09	1,32E-08
	Euro 1	2,19E-08	9,35E-05	2,00E-09	2,00E-09	6,28E-07	2,97E-07	7,14E-09	4,91E-10	1,47E-08	1,47E-09	1,32E-08
	Euro 2	3,60E-08	9,17E-05	2,00E-09	2,00E-09	3,92E-07	2,71E-07	1,09E-08	4,83E-10	1,47E-08	1,47E-09	1,32E-08
	Euro 3	1,76E-08	9,45E-05	2,00E-09	2,00E-09	1,92E-07	1,95E-07	3,98E-09	4,97E-10	1,47E-08	1,47E-09	1,32E-08
Linienbus	Euro 0	4,14E-08	1,09E-03	2,44E-09	3,00E-09	1,68E-06	1,61E-05	7,82E-07	5,92E-09	3,33E-07	3,33E-08	3,00E-07
	Euro 1	1,46E-08	9,50E-04	2,44E-09	3,00E-09	5,93E-07	1,03E-05	3,93E-07	5,14E-09	3,33E-07	3,33E-08	3,00E-07
	Euro 2	1,01E-08	9,28E-04	2,44E-09	3,00E-09	4,11E-07	1,07E-05	2,06E-07	5,02E-09	3,33E-07	3,33E-08	3,00E-07
	Euro 3	9,16E-09	9,64E-04	1,22E-09	3,00E-09	3,72E-07	8,86E-06	1,83E-07	5,21E-09	3,33E-07	3,33E-08	3,00E-07
	Euro 4	1,13E-09	9,33E-04	2,61E-09	3,00E-09	4,59E-08	6,03E-06	4,52E-08	5,05E-09	3,33E-07	3,33E-08	3,00E-07
	Euro 5	1,15E-09	9,51E-04	6,76E-09	3,00E-09	4,68E-08	4,13E-06	4,62E-08	5,14E-09	3,33E-07	3,33E-08	3,00E-07
Reisebus	Euro 0	1,17E-08	7,92E-04	8,00E-09	3,00E-09	4,77E-07	1,11E-05	3,48E-07	4,29E-09	3,33E-07	3,33E-08	3,00E-07
	Euro 1	1,17E-08	7,16E-04	8,00E-09	3,00E-09	4,77E-07	8,05E-06	2,80E-07	3,87E-09	3,33E-07	3,33E-08	3,00E-07
	Euro 2	7,94E-09	7,19E-04	7,46E-09	3,00E-09	3,23E-07	8,63E-06	1,40E-07	3,88E-09	3,33E-07	3,33E-08	3,00E-07
	Euro 3	7,62E-09	7,39E-04	4,46E-09	3,00E-09	3,10E-07	6,59E-06	1,42E-07	3,99E-09	3,33E-07	3,33E-08	3,00E-07
	Euro 4	8,77E-10	7,26E-04	1,24E-08	3,00E-09	3,57E-08	4,31E-06	2,94E-08	3,92E-09	3,33E-07	3,33E-08	3,00E-07
	Euro 5	9,01E-10	7,41E-04	3,62E-08	3,00E-09	3,66E-08	2,84E-06	3,01E-08	4,01E-09	3,33E-07	3,33E-08	3,00E-07
LNF (Benzin)	Euro 0	5,13E-08	2,58E-04	7,11E-09	2,00E-09	1,47E-06	2,25E-06	1,63E-08	1,37E-09	3,47E-08	3,47E-09	3,12E-08
	Euro 1	3,58E-08	2,35E-04	2,94E-08	1,02E-07	3,90E-07	1,42E-06	1,20E-08	1,25E-09	3,47E-08	3,47E-09	3,12E-08

		Auspuff (exhaust)								Abrieb		
		CH ₄	CO ₂	N ₂ O	NH ₃	NM VOC	NO _x	PPM _{2,5}	SO ₂	PM ₁₀	PPM _{2,5}	PPM _{coarse}
	Euro 2	1,23E-08	2,21E-04	1,81E-08	1,35E-07	1,35E-07	5,01E-07	1,84E-08	1,17E-09	3,47E-08	3,47E-09	3,12E-08
	Euro 3	2,14E-09	2,02E-04	2,70E-09	3,73E-08	2,34E-08	8,76E-08	5,97E-09	1,07E-09	3,47E-08	3,47E-09	3,12E-08
	Euro 4	1,21E-09	1,87E-04	4,43E-10	3,71E-08	1,32E-08	5,54E-08	4,20E-09	9,92E-10	3,47E-08	3,47E-09	3,12E-08
	Euro 5	9,82E-10	1,34E-04	3,09E-10	3,69E-08	1,07E-08	3,88E-08	3,31E-09	7,11E-10	3,47E-08	3,47E-09	3,12E-08
LNF (Diesel)	Euro 0	5,49E-09	2,83E-04	0,00E+00	1,00E-09	2,23E-07	1,74E-06	3,21E-07	1,53E-09	3,47E-08	3,47E-09	3,12E-08
	Euro 1	3,02E-09	2,38E-04	3,65E-09	1,00E-09	1,23E-07	1,50E-06	1,74E-07	1,29E-09	3,47E-08	3,47E-09	3,12E-08
	Euro 2	1,37E-09	2,03E-04	5,65E-09	1,00E-09	5,55E-08	1,31E-06	9,73E-08	1,09E-09	3,47E-08	3,47E-09	3,12E-08
	Euro 3	2,09E-10	1,70E-04	4,88E-09	1,00E-09	8,50E-09	1,01E-06	4,73E-08	9,17E-10	3,47E-08	3,47E-09	3,12E-08
	Euro 4	2,06E-10	1,73E-04	4,88E-09	1,00E-09	8,40E-09	8,57E-07	4,68E-08	9,33E-10	3,47E-08	3,47E-09	3,12E-08
	Euro 5	2,25E-10	1,17E-04	4,88E-09	1,00E-09	9,15E-09	6,96E-07	7,00E-10	6,35E-10	3,47E-08	3,47E-09	3,12E-08
SNF (< 7,5t)	Euro 0	1,56E-08	3,75E-04	3,41E-09	3,00E-09	6,35E-07	4,82E-06	2,50E-07	2,03E-09	3,33E-07	3,33E-08	3,00E-07
	Euro 1	3,81E-09	3,24E-04	3,41E-09	3,00E-09	1,55E-07	3,49E-06	1,02E-07	1,75E-09	3,33E-07	3,33E-08	3,00E-07
	Euro 2	2,54E-09	3,14E-04	3,38E-09	3,00E-09	1,03E-07	3,58E-06	5,49E-08	1,70E-09	3,33E-07	3,33E-08	3,00E-07
	Euro 3	2,30E-09	3,31E-04	2,19E-09	3,00E-09	9,36E-08	2,53E-06	4,77E-08	1,79E-09	3,33E-07	3,33E-08	3,00E-07
	Euro 4	3,22E-10	3,30E-04	6,03E-09	3,00E-09	1,31E-08	1,54E-06	9,96E-09	1,79E-09	3,33E-07	3,33E-08	3,00E-07
	Euro 5	3,23E-10	3,30E-04	1,75E-08	3,00E-09	1,31E-08	9,00E-07	1,00E-08	1,79E-09	3,33E-07	3,33E-08	3,00E-07
SNF (7,5t - 12t)	Euro 0	1,24E-08	5,03E-04	3,41E-09	3,00E-09	5,03E-07	8,16E-06	2,40E-07	2,72E-09	3,33E-07	3,33E-08	3,00E-07
	Euro 1	5,95E-09	4,47E-04	3,41E-09	3,00E-09	2,42E-07	4,87E-06	1,50E-07	2,42E-09	3,33E-07	3,33E-08	3,00E-07

		Auspuff (exhaust)								Abrieb		
		CH ₄	CO ₂	N ₂ O	NH ₃	NM VOC	NO _x	PPM _{2,5}	SO ₂	PM ₁₀	PPM _{2,5}	PPM _{coarse}
	Euro 2	3,89E-09	4,34E-04	3,38E-09	3,00E-09	1,58E-07	5,04E-06	8,16E-08	2,35E-09	3,33E-07	3,33E-08	3,00E-07
	Euro 3	3,56E-09	4,56E-04	2,19E-09	3,00E-09	1,45E-07	3,60E-06	7,24E-08	2,47E-09	3,33E-07	3,33E-08	3,00E-07
	Euro 4	4,82E-10	4,51E-04	6,03E-09	3,00E-09	1,96E-08	2,20E-06	1,51E-08	2,44E-09	3,33E-07	3,33E-08	3,00E-07
	Euro 5	4,84E-10	4,52E-04	1,75E-08	3,00E-09	1,97E-08	1,34E-06	1,52E-08	2,45E-09	3,33E-07	3,33E-08	3,00E-07
SNF (12t - 14t)	Euro 0	1,33E-08	5,30E-04	7,44E-09	3,00E-09	5,43E-07	8,62E-06	2,54E-07	2,87E-09	3,33E-07	3,33E-08	3,00E-07
	Euro 1	6,33E-09	4,70E-04	7,44E-09	3,00E-09	2,57E-07	5,19E-06	1,61E-07	2,54E-09	3,33E-07	3,33E-08	3,00E-07
	Euro 2	4,18E-09	4,57E-04	6,63E-09	3,00E-09	1,70E-07	5,39E-06	8,78E-08	2,47E-09	3,33E-07	3,33E-08	3,00E-07
	Euro 3	3,82E-09	4,78E-04	4,19E-09	3,00E-09	1,56E-07	3,91E-06	7,90E-08	2,59E-09	3,33E-07	3,33E-08	3,00E-07
	Euro 4	4,91E-10	4,69E-04	1,18E-08	3,00E-09	2,00E-08	2,34E-06	1,59E-08	2,54E-09	3,33E-07	3,33E-08	3,00E-07
	Euro 5	4,93E-10	4,70E-04	3,45E-08	3,00E-09	2,00E-08	1,44E-06	1,60E-08	2,54E-09	3,33E-07	3,33E-08	3,00E-07
SNF (14t - 20t)	Euro 0	1,96E-08	6,43E-04	7,44E-09	3,00E-09	7,98E-07	1,03E-05	3,22E-07	3,48E-09	3,33E-07	3,33E-08	3,00E-07
	Euro 1	8,73E-09	5,45E-04	7,44E-09	3,00E-09	3,55E-07	6,15E-06	2,06E-07	2,95E-09	3,33E-07	3,33E-08	3,00E-07
	Euro 2	5,88E-09	5,30E-04	6,63E-09	3,00E-09	2,39E-07	6,47E-06	1,10E-07	2,87E-09	3,33E-07	3,33E-08	3,00E-07
	Euro 3	5,52E-09	5,56E-04	4,19E-09	3,00E-09	2,25E-07	4,69E-06	1,10E-07	3,01E-09	3,33E-07	3,33E-08	3,00E-07
	Euro 4	6,00E-10	5,36E-04	1,18E-08	3,00E-09	2,44E-08	2,92E-06	1,96E-08	2,90E-09	3,33E-07	3,33E-08	3,00E-07
	Euro 5	6,06E-10	5,37E-04	3,45E-08	3,00E-09	2,47E-08	1,87E-06	1,97E-08	2,91E-09	3,33E-07	3,33E-08	3,00E-07
SNF (20t - 26t)	Euro 0	1,04E-08	7,53E-04	7,44E-09	3,00E-09	4,25E-07	1,07E-05	3,29E-07	4,08E-09	3,33E-07	3,33E-08	3,00E-07
	Euro 1	1,02E-08	7,05E-04	7,44E-09	3,00E-09	4,13E-07	7,49E-06	2,53E-07	3,55E-09	3,33E-07	3,33E-08	3,00E-07

		Auspuff (exhaust)								Abrieb		
		CH ₄	CO ₂	N ₂ O	NH ₃	NM VOC	NO _x	PPM _{2,5}	SO ₂	PM ₁₀	PPM _{2,5}	PPM _{coarse}
	Euro 2	6,79E-09	6,42E-04	6,63E-09	3,00E-09	2,76E-07	7,89E-06	1,35E-07	3,47E-09	3,33E-07	3,33E-08	3,00E-07
	Euro 3	6,28E-09	6,67E-04	4,19E-09	3,00E-09	2,55E-07	5,84E-06	1,30E-07	3,61E-09	3,33E-07	3,33E-08	3,00E-07
	Euro 4	6,85E-10	6,42E-04	1,18E-08	3,00E-09	2,79E-08	3,51E-06	2,34E-08	3,48E-09	3,33E-07	3,33E-08	3,00E-07
	Euro 5	6,90E-10	6,44E-04	3,45E-08	3,00E-09	2,81E-08	2,21E-06	2,36E-08	3,48E-09	3,33E-07	3,33E-08	3,00E-07
SNF (26t - 28t)	Euro 0	1,08E-08	7,96E-04	7,44E-09	3,00E-09	4,41E-07	1,13E-05	3,46E-07	4,31E-09	3,33E-07	3,33E-08	3,00E-07
	Euro 1	1,05E-08	6,93E-04	7,44E-09	3,00E-09	4,28E-07	7,82E-06	2,67E-07	3,75E-09	3,33E-07	3,33E-08	3,00E-07
	Euro 2	7,12E-09	6,84E-04	6,63E-09	3,00E-09	2,90E-07	8,03E-06	1,45E-07	3,70E-09	3,33E-07	3,33E-08	3,00E-07
	Euro 3	6,56E-09	7,06E-04	4,19E-09	3,00E-09	2,67E-07	6,00E-06	1,38E-07	3,82E-09	3,33E-07	3,33E-08	3,00E-07
	Euro 4	7,53E-10	6,83E-04	1,18E-08	3,00E-09	3,06E-08	3,61E-06	2,53E-08	3,70E-09	3,33E-07	3,33E-08	3,00E-07
	Euro 5	7,56E-10	6,85E-04	3,45E-08	3,00E-09	3,07E-08	2,26E-06	2,55E-08	3,71E-09	3,33E-07	3,33E-08	3,00E-07
SNF (28t - 32t)	Euro 0	1,16E-08	9,06E-04	1,09E-08	3,00E-09	4,70E-07	1,30E-05	3,83E-07	4,90E-09	3,33E-07	3,33E-08	3,00E-07
	Euro 1	1,13E-08	7,96E-04	1,09E-08	3,00E-09	4,60E-07	9,05E-06	2,99E-07	4,31E-09	3,33E-07	3,33E-08	3,00E-07
	Euro 2	7,65E-09	7,89E-04	1,09E-08	3,00E-09	3,11E-07	9,28E-06	1,63E-07	4,27E-09	3,33E-07	3,33E-08	3,00E-07
	Euro 3	7,06E-09	8,14E-04	6,38E-09	3,00E-09	2,87E-07	6,83E-06	1,51E-07	4,41E-09	3,33E-07	3,33E-08	3,00E-07
	Euro 4	8,79E-10	7,97E-04	1,80E-08	3,00E-09	3,57E-08	4,08E-06	2,85E-08	4,31E-09	3,33E-07	3,33E-08	3,00E-07
	Euro 5	8,85E-10	8,00E-04	5,30E-08	3,00E-09	3,60E-08	2,52E-06	2,87E-08	4,33E-09	3,33E-07	3,33E-08	3,00E-07
SNF (> 32t)	Euro 0	1,15E-08	8,97E-04	1,09E-08	3,00E-09	4,66E-07	1,29E-05	3,88E-07	4,85E-09	3,33E-07	3,33E-08	3,00E-07
	Euro 1	1,15E-08	7,85E-04	1,09E-08	3,00E-09	4,68E-07	9,00E-06	3,03E-07	4,25E-09	3,33E-07	3,33E-08	3,00E-07

		Auspuff (exhaust)								Abrieb		
		CH ₄	CO ₂	N ₂ O	NH ₃	NM VOC	NO _x	PPM _{2,5}	SO ₂	PM ₁₀	PPM _{2,5}	PPM _{coarse}
	Euro 2	7,58E-09	7,72E-04	1,09E-08	3,00E-09	3,08E-07	9,41E-06	1,61E-07	4,18E-09	3,33E-07	3,33E-08	3,00E-07
	Euro 3	6,97E-09	7,97E-04	6,38E-09	3,00E-09	2,83E-07	7,03E-06	1,50E-07	4,31E-09	3,33E-07	3,33E-08	3,00E-07
	Euro 4	8,11E-10	7,75E-04	1,80E-08	3,00E-09	3,30E-08	4,10E-06	2,75E-08	4,19E-09	3,33E-07	3,33E-08	3,00E-07
	Euro 5	8,18E-10	7,77E-04	5,30E-08	3,00E-09	3,33E-08	2,55E-06	2,77E-08	4,21E-09	3,33E-07	3,33E-08	3,00E-07
Lastzug (20t - 28t)	Euro 0	1,01E-08	7,45E-04	7,44E-09	3,00E-09	4,10E-07	1,06E-05	3,22E-07	4,03E-09	3,33E-07	3,33E-08	3,00E-07
	Euro 1	9,82E-09	6,62E-04	7,44E-09	3,00E-09	3,99E-07	7,44E-06	2,52E-07	3,58E-09	3,33E-07	3,33E-08	3,00E-07
	Euro 2	6,64E-09	6,44E-04	6,63E-09	3,00E-09	2,70E-07	7,63E-06	1,34E-07	3,48E-09	3,33E-07	3,33E-08	3,00E-07
	Euro 3	6,09E-09	6,69E-04	4,19E-09	3,00E-09	2,48E-07	5,63E-06	1,28E-07	3,62E-09	3,33E-07	3,33E-08	3,00E-07
	Euro 4	7,11E-10	6,53E-04	1,18E-08	3,00E-09	2,89E-08	3,44E-06	2,33E-08	3,53E-09	3,33E-07	3,33E-08	3,00E-07
	Euro 5	7,14E-10	6,55E-04	3,45E-08	3,00E-09	2,90E-08	2,15E-06	2,34E-08	3,54E-09	3,33E-07	3,33E-08	3,00E-07
Lastzug (28t - 34t)	Euro 0	9,99E-09	7,80E-04	1,09E-08	3,00E-09	4,06E-07	1,12E-05	3,34E-07	4,22E-09	3,33E-07	3,33E-08	3,00E-07
	Euro 1	9,87E-09	6,95E-04	1,09E-08	3,00E-09	4,01E-07	7,81E-06	2,63E-07	3,76E-09	3,33E-07	3,33E-08	3,00E-07
	Euro 2	6,66E-09	6,79E-04	1,09E-08	3,00E-09	2,71E-07	7,98E-06	1,40E-07	3,67E-09	3,33E-07	3,33E-08	3,00E-07
	Euro 3	6,10E-09	7,04E-04	6,38E-09	3,00E-09	2,48E-07	5,91E-06	1,32E-07	3,81E-09	3,33E-07	3,33E-08	3,00E-07
	Euro 4	7,24E-10	6,88E-04	1,80E-08	3,00E-09	2,94E-08	3,54E-06	2,39E-08	3,72E-09	3,33E-07	3,33E-08	3,00E-07
	Euro 5	7,29E-10	6,90E-04	5,30E-08	3,00E-09	2,97E-08	2,19E-06	2,41E-08	3,73E-09	3,33E-07	3,33E-08	3,00E-07
Lastzug (34t - 40t)	Euro 0	1,17E-08	8,87E-04	1,19E-08	3,00E-09	4,77E-07	1,27E-05	3,86E-07	4,80E-09	3,33E-07	3,33E-08	3,00E-07
	Euro 1	1,15E-08	7,78E-04	1,19E-08	3,00E-09	4,69E-07	8,85E-06	3,05E-07	4,21E-09	3,33E-07	3,33E-08	3,00E-07

		Auspuff (exhaust)								Abrieb		
		CH ₄	CO ₂	N ₂ O	NH ₃	NMVOC	NO _x	PPM _{2,5}	SO ₂	PM ₁₀	PPM _{2,5}	PPM _{coarse}
	Euro 2	7,63E-09	7,68E-04	1,10E-08	3,00E-09	3,10E-07	9,21E-06	1,62E-07	4,16E-09	3,33E-07	3,33E-08	3,00E-07
	Euro 3	6,97E-09	7,90E-04	7,38E-09	3,00E-09	2,83E-07	6,92E-06	1,50E-07	4,28E-09	3,33E-07	3,33E-08	3,00E-07
	Euro 4	8,08E-10	7,70E-04	1,99E-08	3,00E-09	3,29E-08	4,09E-06	2,69E-08	4,17E-09	3,33E-07	3,33E-08	3,00E-07
	Euro 5	8,11E-10	7,72E-04	5,73E-08	3,00E-09	3,30E-08	2,56E-06	2,70E-08	4,18E-09	3,33E-07	3,33E-08	3,00E-07

Quelle: Berechnungen des IER im Rahmen des Forschungsprojekts.

Literaturverzeichnis

Anthoff, D. (2007): Report on marginal external damage costs inventory of greenhouse gas emissions, NEEDS Delivery n° 5.4 – RS 1b, 2007.

Blasing, T. J. (2012): Recent Greenhouse Gas Concentrations, (Updated February 2012); DOI: 10.3334/CDIAC/atg.032; http://cdiac.ornl.gov/pns/current_ghg.html

BMU (2012): Erneuerbare Energien in Zahlen – Nationale und internationale Entwicklung, http://www.erneuerbare-energien.de/files/pdfs/allgemein/application/pdf/broschuere_ee_zahlen_bf.pdf .

Breitschopf, B. (2012): Ermittlung vermiedener Umweltschäden – Hintergrundpapier zur Methodik im Rahmen des Projektes „Wirkungen des Ausbaus erneuerbarer Energien“, im Auftrag des BMU, http://www.erneuerbare-energien.de/files/pdfs/allgemein/application/pdf/hg_umweltschaeden_bf.pdf .

Breitschopf, B. et al. (2011), Einzel- und gesamtwirtschaftliche Analyse von Kosten- und Nutzenwirkungen des Ausbaus Erneuerbarer Energien im deutschen Strom- und Wärmemarkt – Update der qualifizierten Kosten- und Nutzenwirkungen für 2010, Untersuchung im Auftrag des BMU.

Breitschopf, B. et al. (2010), Einzel- und gesamtwirtschaftliche Analyse von Kosten- und Nutzenwirkungen des Ausbaus Erneuerbarer Energien im deutschen Strom- und Wärmemarkt – Update der qualifizierten Kosten- und Nutzenwirkungen für 2009, Untersuchung im Auftrag des BMU.

CE Delft (2008), Handbook on estimation of external costs in the transport sector - IMPACT D1, Version 1.1 February, 2008.

De Ceuster, G., van Herbruggen, B., Ivanova, O., Carlier, K., Martino, A. und Fiorello, D. (2007): TREMOVE. Service contract for the further development and application of the transport and environmental TREMOVE model, Lot 1 (Improvement of the data set and model structure), Service Contract 070501/2005/420798/MAR/C1, Final Report, European Commission, Directorate General Environment, Brüssel.

ExternE (2005): Externalities of Energy – Methodology 2005 update, Editiert von Peter Bickel und Rainer Friedrich, Institut für Energiewirtschaft und Rationelle Energieanwendung; DG Research; EUR 21951.

Friedrich, R., Kuhn, A., Bessagnet, B., Blesl, M., Bruchof, D., Cowie, H., et al. (2011): D 5.3.1/2 Methods and results of the HEIMTSA/INTARESE Common Case Study, http://www.integrated-assessment.eu/sites/default/files/CCS_FINAL_REPORT_final.pdf.

HBEFA (2010): Handbuch Emissionsfaktoren des Straßenverkehrs (HBEFA), Version 3.1, Umweltbundesamt Berlin, Bundesamt für Umwelt, Wald und Landschaft Bern, Bern, INFRAS AG.

IFEU (2010): Daten- und Rechenmodell: Energieverbrauch und Schadstoffemissionen des motorisierten Verkehrs in Deutschland"(TREMOMOD, Version 5.1), Heidelberg.

INFRAS/IWW (2004): External costs of transport, Update Study, Zürich, Karlsruhe.

IPCC (International Panel on Climate Change) (2007a): Climate Change 2007: The Physical Science Basis, Summary for Policy Makers. Contribution of Working Group I to the Fourth Assessment Report of the IPCC.

Kugler, U., Jörß, W. Theloke, J. (2010): Verkehrsemissionsmodellierung - Modellvergleich und Alternative Szenarien. UFOPLAN FKZ 206 43 200/01.

Kugler, U. (2012): Straßenverkehrsemissionen in Europa – Emissionsberechnung und Bewertung von Minderungsmaßnahmen, Dissertation, Institut für Energiewirtschaft und Rationelle Energieanwendung der Universität Stuttgart, http://elib.uni-stuttgart.de/opus/volltexte/2012/7039/pdf/FB107_OPUS.pdf

Kuik, O., Brander, L. und Tol, R. S. J. (2009): Marginal abatement costs of greenhouse gas emissions: A meta-analysis, Energy Policy 37, S. 1395–1403.

Maibach, M. et al. (2007): Praktische Anwendung der Methodenkonvention: Möglichkeiten der Berücksichtigung externer Umweltkosten bei Wirtschaftlichkeitsrechnungen von öffentlichen Investitionen. Endbericht März 2007. Studie im Auftrag des Umweltbundesamtes.

Müller, W./ Preiss, P. (2012), Kostensätze für Luftschadstoffe, Verkehr, Strom- und Wärmeerzeugung, IER, Version: 05. Juni 2012.

Müller, W., Preiss, P., Klotz, V. und Friedrich, R. (2010): External cost values for EE SUT framework – Final report providing external cost values to be applied in an EE SUT framework, Deliverable DIII,1,b-2, EXIOPOL (A new environmental accounting framework using externality data and input-output tools for policy analysis), <https://feem-projectnet.serversicuro.it/exiopoli/index.php>

Ohlau, K., Preiss, P. und Friedrich, R. (2012): Lärm, Sachstandspapier im Rahmen des Vorhabens „Schätzung Externer Umweltkosten und Vorschläge zur Kosteninternalisierung in ausgewählten Politikfeldern“, Umweltbundesamt, Forschungsprojekte FKZ 3708 14 101, Institut für Energiewirtschaft und Rationelle Energieanwendung, Universität Stuttgart, http://www.umweltbundesamt.de/umweltoekonomie/publikationen/sachstandspapier_lae rm.pdf

Preiss, P., Friedrich, R. und Klotz V. (2008): Report on the procedure and data to generate averaged/aggregated data, Deliverable N° 1.1 - RS 3a, NEEDS (New Energy Externalities Developments for Sustainability), <http://www.needs-project.org>

Preiss, P., Müller, W., Torras, S., Kuhn, A. und Friedrich, R. (2012): Klassische Luftschadstoffe, Sachstandspapier im Rahmen des Vorhabens „Schätzung Externer Umweltkosten und Vorschläge zur Kosteninternalisierung in ausgewählten Politikfeldern“, Umweltbundesamt, Forschungsprojekt FKZ 3708 14 101, Institut für Energiewirtschaft und Rationelle Energieanwendung, Universität Stuttgart, http://www.umweltbundesamt.de/umweltoekonomie/publikationen/sachstandspapier_klassische_luftschadstoffe.pdf

Spielmann, M., Bauer, C., Dones, R. und Tuchschnid, M. (2007): Transport Services, Data v2.0, Ecoinvent report No. 14, Villingen und Uster, Dezember 2007.

Sutter, D. (2011): Kostensatz Natur und Landschaft. Persönliche Mitteilung im Rahmen der Methodenkonvention zur Schätzung externer Umweltkosten. Umweltbundesamt, Forschungsprojekte FKZ 3708 14 101, INFRAS, E-Mail vom 24. Februar 2011

Torras Ortiz, S. (2010), A hybrid dispersion modelling approach for quantifying and assessing air quality in Germany with focus on urban background and kerbside concentrations, Dissertation, Institut für Energiewirtschaft und Rationelle Energieanwendung, Universität Stuttgart.

UBA (Umweltbundesamt) (2007): Ökonomische Bewertung von Umweltschäden – Methodenkonvention zur Schätzung externer Umweltkosten, Umweltbundesamt, April 2007.

Watkiss, P. et al. (2005), The Impacts and Costs of Climate Change, final Report prepared as task 1 of the project 'Modelling support for Future Actions: Benefits and Cost of Climate Change Policies and Measures', Brussels: Commissioned by European Commission DG Environment, 2005,

http://europa.eu.int/comm/environment/climat/pdf/final_report2.pdf

Wille, V., Preiss, P. und Friedrich, R. (2012): Sachstandspapier zu Treibhausgasen & Klimawandel, Sachstandspapier im Rahmen des Vorhabens „Schätzung Externer Umweltkosten und Vorschläge zur Kosteninternalisierung in ausgewählten Politikfeldern“, Umweltbundesamt, Forschungsprojekte FKZ 3708 14 101, Institut für Energiewirtschaft und Rationelle Energieanwendung, Universität Stuttgart,

http://www.umweltbundesamt.de/umweltoekonomie/publikationen/sachstandspapier_klima_und_treibhaus_gase.pdf