

ÖKONOMISCHE BEWERTUNG VON UMWELTSCHÄDEN

Methodenkonvention zur
Schätzung externer Umweltkosten

Impressum

Herausgeber: Umweltbundesamt
Postfach 14 06
06813 Dessau
Telefon: (0340) 2103 2285
E-Mail: info@umweltbundesamt.de
Internet: www.umweltbundesamt.de

Redaktion: Dr. Sylvia Schwermer, Fachgebiet Wirtschafts- und sozialwissenschaftliche Umweltfragen“

Titelfoto: Christin Weiß

Stand: April 2007

Inhalt

1	Einleitung	7
1.1.	Die ökonomische Bewertung von Umweltschäden im Kontext der leitbildorientierten Umweltpolitik	7
1.2.	Erfahrungen mit der Schätzung externer Umweltkosten	11
1.3.	Zielsetzung und Aufbau der Methodenkonvention	14
2	Maßstäbe zur ökonomischen Bewertung externer Kosten	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	21
2.5.	Berücksichtigung der Unsicherheit und der Risikoaversion bei der Schätzung von Umweltkosten	23
2.5.1.	Bewertung bei Risikoneutralität	23
2.5.2.	Bewertung bei Risikoaversion	25
2.5.3.	Bewertung von Damokles-Risiken (Katastrophenrisiken)	27
2.5.4.	Exkurs: Zur Bewertung von Kernkrafttrisiken	29
2.5.5.	Zur Einbeziehung des Vorsorgeprinzips: Die Bewertung von Pythia-Risiken	30
2.5.6.	Exkurs 1: Zur Rolle gesellschaftlicher Diskurse bei der Risikobewertung	32
2.5.7.	Exkurs 2: Strategien zum Umgang mit Ungewissheit	33
2.6.	Diskontierung künftiger Nutzen und Kosten	34
2.7.	Zusammenfassung der Maßstäbe	37
3	Kostenkategorien zur Schätzung externer Kosten	40
3.1.	Schadenskosten als Maßstab für die Zahlungsbereitschaft	40
3.2.	Vermeidungskosten als Hilfsgröße zur Bestimmung externer Kosten	43
3.3.	Externe Gesamtkosten, Durchschnittskosten und Grenzkosten von Umweltschäden	44
3.3.1.	Externe Gesamtkosten	44
3.3.2.	Externe Gesamtkosten	45
3.3.3.	Externe Grenzkosten	45

3.4.	Methodisches Vorgehen zur Schätzung externer Kosten	46
3.4.1.	Wirkungspfadansatz	47
3.4.2.	Standard Preis Ansatz.....	49
3.4.3.	Kombination des Wirkungspfadansatzes und des Standard-Preis-Ansatzes.....	50
3.4.4.	Top Down Ansatz zur Bewertung von Umweltschäden und externen Kosten ..	51
3.4.5.	Empfehlungen der Methodenkonvention zur Auswahl des Bewertungsansatzes	52
4	Standardisiertes Vorgehen zur ökonomischen Bewertung externer Kosten und Umweltschäden	53
4.1.	Schritt 1: Beschreibung der Zielsetzung	54
4.2.	Schritt 2: Untersuchungsgegenstand konkretisieren und Systemgrenzen festlegen ..	55
4.3.	Schritt 3: Darstellung der relevanten Umwelteinwirkungen	56
4.4.	Schritt 4: Ursache-Wirkungsbeziehungen darstellen (Wirkungsabschätzung).....	57
4.5.	Schritt 5: Zuordnung zu ökonomischen Nutzen- und Kostenkategorien.....	59
4.6.	Schritt 6: Ökonomische Bewertung	60
4.7.	Schritt 7: Darstellung der Ergebnisse	61
5	Leitlinien zur Methodenauswahl und zur Schätzung ausgewählter Kostenkategorien	64
5.1.	Überblick über die wichtigsten Bewertungsmethoden	64
5.2.	Leitlinien zur Methodenauswahl.....	66
5.3.	Empfehlung zur Bewertung von Klimafolgeschäden	67
5.4.	Empfehlung zur Bewertung von Gesundheitsrisiken.....	70
5.4.1.	Methodische Ansätze.....	70
5.4.2.	Bewertung tödlicher Gesundheitsrisiken.....	71
5.4.3.	Bewertung einer verkürzten Lebenserwartung durch Luftschadstoffe und Lärm	72
5.5.	Best-Practice-Kostensätze.....	75
6	Zusammenfassung	77

7	Anhang: Methoden der ökonomischen Bewertung	83
A 1	Bewertung bei Verfügbarkeit von Marktpreisen	83
A 1.1	Marktpreise als Knappheitsindikatoren	83
A 1.2	Wertschöpfungsmethoden.....	85
A 1.3	Schätzung der Kosten zur Schadensverringerung oder -beseitigung.....	87
A 1.4	Schätzung der Substitutions- und Kompensationskosten	88
A 2	Indirekte Bewertungsmethoden zur Schätzung der Zahlungsbereitschaft für Umweltgüter	89
A 2.1	Hedonische Bewertungsmethode.....	89
A 2.2	Aufwands- und Reisekostenmethoden.....	90
A 2.3	Schätzung der Zielerreichungskosten / Vermeidungskosten	92
A 3	Direkte Bewertungsmethoden zur Schätzung der Zahlungsbereitschaft für Umweltgüter	93
A 3.1	Kontingente Bewertungsmethode (Contingent Valuation).....	94
A 3.2	Attributbasierte Bewertungsansätze (Conjoint Analysis).....	96
A 3.3	Partizipative Bewertungsmethoden (Participatory Valuation Methods)	98
A 3.4	Befragung öffentlicher Entscheidungsträger nach ihren Präferenzen	98
A 4	Benefit Transfer: Zur Nutzung vorhandener Informationen für die ökonomische Bewertung 99	
A 4.1	Qualitätskriterien zur Durchführung eines Benefit Transfers.....	99
A 4.2	Datenbanken und Informationsquellen	100
A 4.3	Übertragung der Ergebnisse aus anderen Ländern	103
8	Literaturverzeichnis	105

Übersicht 1:	Bandbreiten externer Kosten der Stromerzeugung	13
Übersicht 2:	Kategorien des ökonomischen Gesamtwertes von Umweltgütern.....	17
Übersicht 3:	In der Schweiz verwendete Risikoklassen und Aversionsfaktoren.....	26
Übersicht 4:	Beispiel einer Entscheidungsmatrix	33
Übersicht 5:	Kostenkategorien zur Schätzung externer Schadenskosten	41
Übersicht 6:	Beispiel: Externe Effekte des Verkehrs	45
Übersicht 7:	Der Wirkungspfadansatz zur Erfassung externer Umweltkosten	47
Übersicht 8:	Mit Hilfe der Wirkungspfadanalyse (Luftpfad) ermittelbare externe Umweltkosten	49
Übersicht 9:	Der erweiterte Wirkungspfadansatz zur Berechnung externer Umweltkosten	51
Übersicht 10:	Vorgehensweise bei der Analyse und Bewertung umweltrelevanter externer Effekte	53
Übersicht 11:	Beispiel zu betrieblichen Umwelteinwirkungen	57
Übersicht 12:	Beispiele für Umweltprobleme und korrespondierende relevante Umwelteinwirkungen	58
Übersicht 13:	Formblatt 1: Allgemeine Angaben zur Studie	62
Übersicht 14:	Formblatt 2: Schadenskategorien	63
Übersicht 15:	Anwendungsfelder Bewertungsmethoden.....	65
Übersicht 16:	Beispielhafte Wertansätze (in €) für luftschadstoffbedingte Krankheitsfälle .	71
Übersicht 17:	Wertansätze (in €) zur Bewertung von Nutzenverlusten durch vorzeitige Todesfälle (basierend auf ExternE Methodology Update 2005).....	74
Übersicht 18:	Durchschnittliche externe Schadenskosten (Klima, Gesundheit, Materialschäden und Ernteaufälle)) in € je Tonne.....	76
Übersicht 19:	Externe Kosten der Stromerzeugung in Deutschland.....	76

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 heute vermeidet Umweltschäden morgen. 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) setzen, offen legen 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 sind nur einige Begriffe, die hier zu nennen sind.

Die „Methodenkonvention zur Schätzung externer Umweltkosten“ ist das Ergebnis umfangreicher Diskussionen im Umweltbundesamt (UBA), mit politischen Entscheidungsträgern und Wissenschaftlern. Einen wesentlichen wissenschaftlichen Input hat das UBA-Forschungsprojekt 203 14 127 „Maßstäbe zur Schätzung umweltrelevanter externer Kosten“ unter der Federführung des Instituts für Energiewirtschaft und Rationelle Energieanwendung (IER, Stuttgart) und mit Einbindung eines wissenschaftlichen Projektbegleitkreises geleistet¹.

Auf einige drängende Bewertungsfragen geben wir noch keine Antwort, beispielsweise zur Bewertung des Verlusts an Biodiversität, zur Bewertung von Ökosystemschäden und vieles mehr. Der nun vorgelegte Text erhebt daher keinen Anspruch auf Vollständigkeit.

Mit den vorgeschlagenen Bewertungsgrundsätzen lassen sich beispielsweise Kostensätze für externe Kosten der Stromerzeugung begründen. Die Berücksichtigung externer Kosten lässt viele Energieeffizienzmaßnahmen in einem anderen Licht erscheinen. Denn durch Einsparmaßnahmen werden nicht nur direkte Kosten sondern auch künftige Umwelt- und Gesundheitsschäden vermieden. Gesamtwirtschaftlich betrachtet ist daher die Rentabilitätsschwelle

¹ Bearbeiter des Projektes waren Prof. Dr. Rainer Friedrich, Dr. Peter Bickel, Alexander Großmann, Dr. Bert Droste-Franke (IER), Prof. Dr. Ortwin 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,

erheblich niedriger als bei einer rein betriebswirtschaftlichen Analyse. Bei öffentlichen Investitionen sollten daher die externen Kosten in die Entscheidung einbezogen werden. Wie dies konkret geschehen kann, haben wir von den Forschungsinstituten Infras, Zürich und dem Finanzwissenschaftlichen Forschungsinstitut Köln in dem Forschungsprojekt „Praktische Anwendung der Methodenkonvention: Möglichkeiten der Berücksichtigung externer Umweltkosten bei Wirtschaftlichkeitsrechnungen von öffentlichen Investitionen“² untersuchen lassen. Das Projekt zeigt, dass für die Einbeziehung externer Kosten vor allem der Gebäudesektor (z.B. Evaluation von Heizsystemen und Energiesparmaßnahmen) große Potenziale bietet. Neben der Weiterentwicklung der noch offenen methodischen Fragen sehen wir es daher als wichtige künftige Aufgabe an, die praktische Nutzung der Schätzungen externer Kosten zu unterstützen.

² Maibach, M. Thöne, M. (2007).

1 Einleitung

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

Der Begriff Umweltschaden umfasst sowohl Schäden an Gesundheit und Eigentum (traditioneller Umweltschaden im juristischen Sprachgebrauch) 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 unvermeidbare Risiken durch anthropogene Einwirkungen durch den Menschen 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.

Die Bedingungen der nachhaltigen Entwicklung definieren die Grenzen für wirtschaftliche und soziale Entwicklungspfade. Die ersten beiden Regeln beziehen sich dabei auf die Betrachtung der Umwelt als Rohstofflieferantin, auf die man sich lange Zeit beschränkt hat. In

³ Enquete-Kommission (1994)

den letzten beiden Regeln steckt der Gedanke, dass die Funktionsfähigkeit der Ökosysteme nicht durch Einwirkungen des Wirtschaftens außer Kraft gesetzt werden darf⁴.

Die Orientierung am Leitbild der nachhaltigen Entwicklung verlangt eine umfassende Berücksichtigung der Reaktionsfähigkeit und Tragekapazität 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 sind, 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.

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 beitragen⁵.
- ➔ **Wirkungen auf die Umwelt in Gesetzesfolgenabschätzungen (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 negati-

⁴ vgl. hierzu Geisendorf, Hampicke u.a. (1998)

⁵ Vgl. hierzu die Ausführungen in Rat von Sachverständigen für Umweltfragen, (Umweltgutachten 1998).

ve Wirkungen für die Wirtschaft und Beschäftigung erschwert wird⁶. 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 erforderlich, dass die Bewertung der vermiedenen Umwelt- und Gesundheitsschäden auf einer akzeptierten Bewertungsmethode beruht.

- ➔ **Hauptverursacher identifizieren und externe Kosten verursachergerecht ansetzen:** 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 es 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.⁷ 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

⁶ Vgl. hierzu beispielsweise die Diskussionen um die Neugestaltung der europäischen Chemikalienpolitik (REACH). Eine Zusammenfassung findet man in BMU Umwelt (2005).

⁷ 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.

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 Nutzungsmöglichkeiten⁸. 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.

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 mit diesen Effekten 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 streng genommen 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.

⁸ 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.

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 Perspektive des Umweltschutzes 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, so lange die hierdurch eingesparte Steuer höher ist als die Kosten der Reduzierung. Der Anreizmechanismus durch die Steuer führt daher im Idealfall zu einem Ausgleich von Grenzschaadenskosten 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 additive 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 beiden erstgenannten Fälle lasten die Kosten der Vermeidung dem Verursacher an, im dritten Fall trägt der Verursacher die Kosten der Entschädigung.

1.2. Erfahrungen mit der Schätzung externer Umweltkosten

Die Schätzung externer Umweltkosten 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 externer Kosten zu verbessern und die Ergebnisse auch den politischen Entscheidungsträgern zu vermitteln. Prominente Beispiele sind das groß angelegte For-

schungsprogramm ExterneE (Externe Kosten der Energie⁹) der EU-Kommission¹⁰ und die Arbeiten zu den externen Kosten des Verkehrs¹¹.

Die Weiterentwicklung und Vereinheitlichung der ökonomischen Bewertungsmethoden werden derzeit auf EU-Ebene vorangetrieben.

Einige Beispiele:

- 1) Der im Dezember 2000 verabschiedete Gemeinschaftsrahmen für staatliche Umweltschutzbeihilfen der EU sieht vor, dass zum Ausgleich der Differenz zwischen den externen Kosten aus fossilen und erneuerbaren Energiequellen Beihilfen für erneuerbare Energiequellen bis zu einer Höhe von 5 Cent pro Kilowattstunde (Cent/kwh) gezahlt werden können. Voraussetzung ist, dass die externen Kosten mit einem international anerkannten Bewertungsverfahren berechnet wurden.
- 2) Wichtiger Bestandteil des Aktionsprogramms der EU zu Umwelt und Gesundheit sind die Weiterentwicklung der Methoden zur Risikobewertung sowie zur Integration externer Kosten und Risikobewertungen und das Erarbeiten eines methodischen Systems für die Vereinheitlichung und Validierung der Methoden. Die Kommission befasst sich mit zahlreichen Einzelfragen zur Entwicklung, Vereinheitlichung und Validierung der Methoden und Modelle und fördert die Netzwerkbildung zwischen allen Beteiligten
- 3) Die EU-Richtlinie (EU Directive 2006/38/EC) sieht in Artikel 11 vor, dass die Kommission bis Juni 2008 ein allgemein anerkanntes, transparentes und nachvollziehbares Verfahren zur Schätzung der externen Kosten des Verkehrs vorlegen soll. Dieses Verfahren soll bei Berechnungen künftiger Infrastrukturgebühren zugrunde gelegt werden.

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 (vgl. die Bewertung der Kernenergie in Übersicht 1).

Worauf sind hohe Bandbreiten bei der Schätzung externer Kosten 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 externen Kosten.

⁹ Die Energieerzeugung verursacht externe Effekte u. a. durch die Emission von Luftschadstoffen, die letztlich zu Gesundheitsbeeinträchtigungen, Materialschäden und Verlust an landwirtschaftlichen Erträgen führen.

¹⁰ European Commission (1997) und (2005).

¹¹ UNITE (2003), INFRAS/IWW (2000) und (2004).

- ➔ 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).

Übersicht 1: Bandbreiten externer Kosten der Stromerzeugung

Externe Kosten der Stromerzeugung		Enquete 12/8600	IER 1997	Friedrich / Krewitt (1997)	Voß (2000)	Hohmeyer (2001)	Enquete (2002) nach Kommissionsmehrheit
		Angaben in Pf / kwh					
Steinkohle	Untergrenze	1,2	3,24	3,23	2,00	5,27	34,40
	Obergrenze	31,33	30,29	11,73		40,64	
Braunkohle	Untergrenze	1,7	3,78	3,65	2,10	5,87	44,91
	Obergrenze	39,23	38,22	14,15		51,62	
Schweröl	Untergrenze		5,92	7,04		10,40	48,54
	Obergrenze		42,15	28,29		60,47	
Erdgas in Gasturbinen	Untergrenze		0,81	2,42	0,64	1,98	18,01
	Obergrenze		11,31	8,52		21,86	
Erdgas in GuD	Untergrenze			1,06	0,07		
	Obergrenze			3,71	0,24		
Kernenergie	Untergrenze	0,01	0,13	0,10			400
	Obergrenze	37,41	2,03	1,45			
Wasserkraft	Untergrenze	0,23			0,04	0,09	0,76
	Obergrenze				0,05	0,75	
Windenergie	Untergrenze	1,70	0,07	0,01	0,81	0,08	0,43
	Obergrenze		0,43	0,23		0,45	
Solarenergie/ Photovoltaik	Untergrenze		0,23	-0,05		0,19	2,58
	Obergrenze		2,48	0,97		2,58	

Quelle: Zitiert nach Ziesing (Hrsg.), 2004:.

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 externer Kosten angegebbar sind. Dies trifft beispielsweise auf Materialschäden, Ernteverluste und umweltbedingte Erkrankungen durch die Emis-

sion von Luftschadstoffen zu. Bei anderen wichtigen Schadenskategorien – wie beispielsweise die Bewertung von Ökosystemschäden, Klimafolgeschäden 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.

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 lassen sich in der Regel nur zum Teil quantifizieren und monetarisieren. Die Schätzungen externer Kosten geben daher oft nur einen Teil der tatsächlichen Schäden wieder. Dies ist bei der umweltpolitischen Bewertung der Ergebnisse zu berücksichtigen.

1.3. Zielsetzung und Aufbau der Methodenkonvention

Die seriöse Schätzung externer Kosten 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 künftig als Leitfaden zur Schätzung von Umweltkosten dienen und ist für Studien, die im Auftrag des Umweltbundesamtes durchgeführt werden, anzuwenden. Sie richtet sich auch an einen breiteren Kreis von Nutzern der Schätzungen, die damit überprüfen können, welche Maßstäbe den Schätzungen zugrunde liegen.

Das Umweltbundesamt hat, um die Erarbeitung der Methodenkonvention zu unterstützen, das Forschungsprojekt „Erarbeitung von Maßstäben für die Bewertung umweltrelevanter externer Kosten“ an das Institut für Energiewirtschaft und Rationelle Energieanwendung (IER) vergeben. Vorschläge zur Risikobewertung hat Herr Prof. Otwin 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 wurden¹². Die in die Methodenkonvention eingeflossenen Leitlinien spiegeln zu einem großen Teil die in diesem Projektbegleitkreis erzielten Ergebnisse wider.¹³

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. Zu ökonomischen Bewertungsmethoden gibt es eine Fülle einschlägiger Literatur. Kapitel 5 fasst die für die Umweltbewertung wichtigsten Methoden kurz zusammen und gibt Hinweise zur Methodenauswahl. Der Anhang zur Methodenkonvention enthält eine ausführliche Darstellung der wichtigsten ökonomischen Bewertungsmethoden. Da es in vielen Fällen notwendig ist, auf vorhandenen Schätzungen aufzubauen, werden auch die Möglichkeiten der Übertragung vorliegender Ergebnisse auf eine aktuelle Bewertungsfrage dargestellt.

¹² vgl. IER (2004a-d) und IER (2006).

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 Kernkrafttrisiken 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 externer Kosten

2.1. Welche Maßstäbe brauchen wir?

Umweltrelevante externe Effekte beeinflussen entweder direkt den Nutzen der Individuen (z.B. Lärm an verkehrsreichen Straßen führt zu Gesundheitsbeeinträchtigungen) 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 Ernteauffälle, Verschmutzung der Gewässer erfordert höhere Aufwendungen zur Reinigung). 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 externer Kosten 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

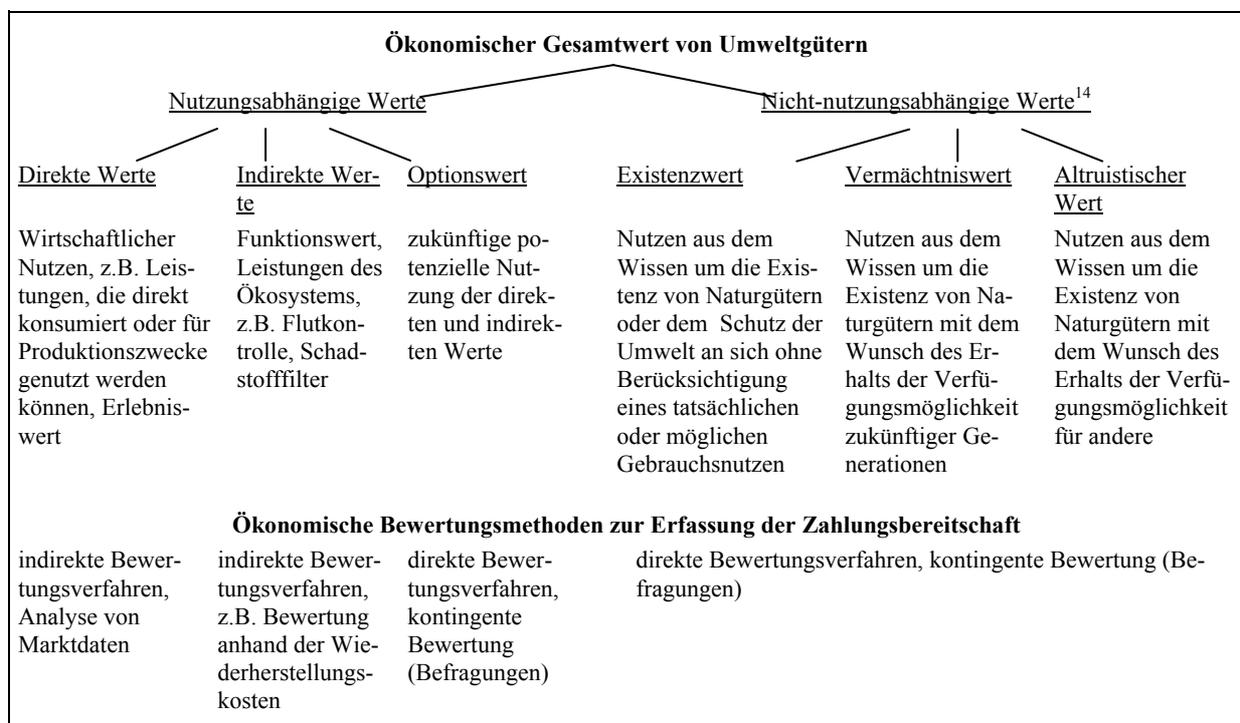
Im Zentrum der Methodenkonvention steht die Frage nach der Bewertung umweltrelevanter externer Kosten. Externe Kosten sind dadurch definiert, dass nicht die Verursacher diese Kosten tragen, sondern Individuen, die in keiner direkten oder indirekten Marktbeziehung zu den Verursachern stehen. Das Konzept der externen Kosten stellt daher die individuell-marktliche Bewertung in den Vordergrund. Will man externe Umweltkosten bewerten, spielen die individuellen Wertschätzungen (Präferenzen) die zentrale Rolle. Maßstab für die Bewertung von Umweltschäden sind die Präferenzen derjenigen, deren Nutzen sich verändert.

Externe Kosten 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 resultie-

renden 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 2, angelehnt an Pearce und Moran, 1998; Meyerhoff, 1997). Diese Gliederung vereinfacht es, die Ergebnisse der Bewertung im Hinblick auf Vollständigkeit der einbezogenen Werteelemente zu interpretieren.

Übersicht 2: Kategorien des ökonomischen Gesamtwertes von Umweltgütern



Wie in Übersicht 2 dargestellt, sind direkte Bewertungsmethoden (Befragungen zur Schätzung der Zahlungsbereitschaft) geeignet, um sowohl die nutzungsabhängigen als auch die nicht-nutzungsabhängigen Werte zu erfassen. Es wird aber kaum möglich sein, für jede Schätzung externer Kosten 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

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).

Wirtschaftssubjekte am Markt Rückschlüsse auf deren Zahlungsbereitschaften zu ziehen (siehe hierzu ausführlich Anhang). 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) Rückschlüsse auf die Untergrenze der Zahlungsbereitschaft ziehen (siehe hierzu ausführlich Kapitel 3.1 und 3.2).

Für die Methodenkonvention legen wir fest:

Ziel der Bewertung umweltrelevanter externer Kosten ist es, die Nutzeneinbußen der Individuen als Folge der 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 zu bestimmen, lassen sich auch 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. Das Umweltbundesamt hat im Rahmen einer Bestandsaufnahme zu Zielen für die Umweltqualität eine Zusammenstellung der quantifizierten Umweltqualitätsziele-

le der Bundesregierung im Umweltschutz vorgelegt.¹⁵ Berücksichtigt wurden quantifizierte umweltpolitische Ziele der Bundesregierung, die in internationalen Abkommen, in EU-Rechtsakten oder Ratsbeschlüssen, in nationalen Rechtsvorschriften oder in Veröffentlichungen der Bundesregierung niedergelegt sind. Beispiele für solche Ziele sind Emissionsminderungsziele, Luftqualitätsziele und Lärmschutzziele¹⁶. 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 eine Zustand, der nicht gesundheitsgefährdend ist) zu erreichen, sind in diesem Fall ein Indikator für die gesellschaftliche Zahlungsbereitschaft zur Schadensverringerung oder Umweltqualitätsverbesserung. Man geht hierbei 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 externe Kosten verwenden. Um diese Zahlungsbereitschaften im Kontext der Schätzung externer Kosten 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 geäußerte Meinung in Umfragen etc. Diese Bewertungen lassen sich am ehesten mit dem Begriff des „kollektives Bewusstseins“ umschreiben.

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, die Urteile sind aber nicht unbedingt gesellschaftlich akzeptiert.

Individuelle Präferenzen, Expertenurteile und gesellschaftliche Bewertungen stehen nicht isoliert nebeneinander sondern beeinflussen sich gegenseitig. Auf Basis der naturwissenschaftlichen Kenntnisse über die Reaktionsfähigkeit und Tragekapazität ökologischer Systeme (Expertenurteile) lassen sich die Folgen heutigen Handels verdeutlichen. Diese Kenntnis-

¹⁵ Umweltbundesamt (2000).

¹⁶ Immissionsricht- und Grenzwerte zur Konkretisierung des Qualitätsziels „Vermeidung erheblicher Lärmbelastigungen“ sind in verschiedenen Rechtsvorschriften und Normen festgelegt worden (z.B. BImSchG, BImSchV, TA Lärm, VDI 2058, DIN 4109, VDI 4100).

se 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.

Für die Methodenkonvention legen wir fest:

1.) Der Rückgriff auf gesellschaftliche Bewertungen und/oder Expertenurteile ist zur Schätzung externen Kosten heranzuziehen, falls es nicht möglich oder fachlich unangemessen ist, die Bewertung auf Grundlage der individuellen Zahlungsbereitschaften zur Verringerung der Umweltschäden vorzunehmen¹⁷.

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 Expertenurteile zu begründen.

¹⁷ 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).

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.

Beispiel: Schäden an Ökosystemen (Eutrophierung und Versauerung)

Bisher gibt es noch keine Impact-Modelle, die Ökosystemschäden so darstellen können, dass sich hieraus Schadensfunktionen schätzen lassen. Viele Studien zu externen Kosten berücksichtigen daher Schäden an Ökosystemen gar nicht. Trotz hoher Unsicherheiten bezüglich der Wirkungen gibt es Empfehlungen zur Begrenzung kritischer Einträge (critical loads, critical levels). Die Europäische Kommission strebt an, die Überschreitung der critical loads um 50% bis zum Jahr 2010 zu reduzieren.¹⁸ Zu diesem Ziel liegen Schätzungen über hierzu korrespondierende Kosten zur Reduzierung der Schwefeldioxidemissionen (SO₂) und Stickstoffoxiden (NO_x) vor, die als gesellschaftliche Zahlungsbereitschaft zur Reduzierung der Ökosystemschäden interpretiert werden können.¹⁹ Nach derzeitiger Kenntnis liegen die Werte für Versauerung bei 1800 Euro₂₀₀₀ / Tonne SO₂ und NO_x.

2.4. Bewertung irreversibler Schäden

Traditionell assoziiert man mit externen Kosten (oder 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. 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, falls 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)

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

¹⁸ vgl. European Communities (1997)

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. Hohe 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 externer Kosten 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 externer 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 externer Kosten sehr bedeutsam.²⁰ Diese Schätzungen sind daher als Bestandteil der externen Kosten einzubeziehen.

Für die Methodenkonvention legen wir fest:

¹⁹ vgl. hierzu Amann u.a. (1998)

²⁰ 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 externer Kosten dagegen in der Praxis keine Rolle und werden daher im Rahmen dieser Konvention nicht behandelt.

Irreversible Schäden, deren Funktionsverlust verzichtbar 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 externen Kosten 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 natürlichen Ereignissen (z.B. Erdbeben, Flutkatastrophen, Lawineneingänge, 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).

Wir legen für die Methodenkonvention fest:

Grundsätzlich ist der Erwartungswert des Schadens für die Schätzung externer Kosten 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 Ungewissheit²¹ 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“²² 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 mit der Risikobewertung von Katastrophen aus der Schweiz heran.

²¹ Den Begriff Ungewissheit verwenden wir, um auszudrücken, dass man auf Grundlage derzeitiger Erkenntnisse keine Aussagen über Wahrscheinlichkeiten des Schadenseintritts (oder Wahrscheinlichkeitsverteilungen) machen kann. Unsicherheit lässt sich dagegen in Form von Wahrscheinlichkeiten (oder Wahrscheinlichkeitsfunktionen) ausdrücken. 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.

²² Renn, O. und Pfenning, U. (2004).

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:

- ➔ 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 Aversionsfaktoren zu verwenden und wie diese ggf. zu ermitteln sind. Unter Experten besteht die mehrheitliche Auffassung, dass die Bestimmung der Risikoaversionfaktoren 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 Risiko-bewertung 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 3 gibt einen Überblick über die definierten Risikoklassen und verwendeten Risikoaversionfaktoren.

Übersicht 3: 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 1000 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.

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.

Wir legen für die Methodenkonvention folgendes Vorgehen fest:

Bei Vorliegen von Risikoaversion²³ 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.

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

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 illustrierte. 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.

²³ Zum Sonderfall Katastrophenrisiken siehe nächsten Abschnitt.

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.

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 hohe Bandbreite aufweisen. Diese Bandbreite resultiert 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 Kernkraft Risiken 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 ExternE Studie für die Kernkraft externe Kosten in Höhe von 0,2 Cent pro Kilowattstunde (Cent/kWh) geschätzt werden, geht die Mehrheit der Enquete Kommission Nachhaltige Energieversorgung (2002) von externen Kosten bis zu 200 Cent/kWh aus (vgl. hierzu auch Übersicht 1).

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 Schätzung der Schäden eines Kernschmelzunfalls in Deutschland variieren von 500 Milliarden (Mrd.) Euro (€)²⁴ bis 5 Billionen (Bill.) €²⁵, die geschätzten Eintrittswahrscheinlichkeiten liegen zwischen 1:33.000²⁶ bis zu 1: 10.000.000²⁷.

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.

Externe Kosten der Stromerzeugung – wie geht man mit den hohen Bandbreiten um?

Externe Kosten sind Schadenskosten. Falls es unterschiedliche Auffassungen über Ausmaß und Wahrscheinlichkeit der Schäden gibt (und sich diese Diskrepanzen auch nicht wissenschaftlich auflösen lassen), sind die Bandbreiten der externen Kosten zwangsläufig groß und

²⁴ Friedrich (1993), in einer ähnlichen Größenordnung liegt die Studie von Krewitt (1997).

²⁵ Ewers/Rennings (1992).

²⁶ 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.

²⁷ 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.

lassen sich auch nicht durch methodische Konventionen verringern. Dies bedeutet, dass man auch zu den durchschnittlichen externen Kosten der Stromerzeugung in Deutschland nur sehr hohe Bandbreiten angeben kann, da die Kernenergie derzeit einen Anteil von etwa 30 Prozent an der Stromerzeugung hat. Will man dennoch Kostensätze vorschlagen, so ist die einzige Möglichkeit 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 externen Kosten des Stromerzeugungsmix ohne Kernkraft berechnet²⁸. Eine weitere Möglichkeit besteht darin, die externen Kosten des „nächst schlechtesten“ Energieträgers zu nehmen, der aber über den Zeitraum des Ausstiegs aus der Kernenergie hinaus zur Stromerzeugung eingesetzt wird. Diesen Wert – die externen Kosten des nächst schlechteren Energieträgers - kann man nun hilfsweise verwenden, etwa wenn es darum geht, die externen Kosten der Stromerzeugung unter der derzeitigen Entscheidungslage 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 den bestehenden Unwissen und den Unsicherheiten der Bewertung umgehen kann.

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. 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 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.

²⁸ Setzt man den so ermittelten Wert für die externen Kosten der Stromerzeugung an, so hat man implizit die nukleare Stromerzeugung mit den durchschnittliche externen Kosten der anderen Energieträger bewertet.

²⁹ vgl. WBGU (1999)

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 schlug der WBGU vor, zur Schätzung der Folgekosten folgende Kriterien zugrunde zu legen: (WBGU 1999):

- ➔ Ubiquität (Ausdehnung im Raum)
- ➔ Persistenz (Ausdehnung in der Zeit)
- ➔ Irreversibilität (Aufwand zur Vermeidung der Risikofolgen).

Mit diesen drei Kriterien lassen sich in etwa die Folgekosten eines nicht erwarteten „Worst Cases“ eingrenzen³¹.

Daraus aber eine Äquivalenzrelation für die Festlegung externer Kosten 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 Schadens-

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

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 modellbestimmter 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.

folgen auswählen. Mit diesem Verfahren ließen sich zumindest ansatzweise die mit diesen Risiken verbundenen Schadenserwartungen bestimmen.

Wir legen für die Methodenkonvention Folgendes fest:

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).

2.5.6. Exkurs 1: 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 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 Fehltritten, sondern auf klar definierbaren Differenzen in der Bewertung der Entscheidungsfolgen³². 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 externe 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.

³² vgl. Schimank (1992).

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.

2.5.7. Exkurs 2: 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 4: 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 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.

³³ Dryzek (1990).

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

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 optimistischen Werthaltung.

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. Dies ist die Alternative, bei der die Differenz zwischen dem besten und schlechtesten Zustand am geringsten ist (a_2).

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 Nutzen und Kosten

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 damit mindestens so hoch wie die 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.

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

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

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 beschreiben³⁷:

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

i = soziale Diskontrate

z = pure (soziale) Zeitpräferenzrate

g = Wachstumsrate des Konsums

n = prozentuale Reduzierung des zusätzlichen Nutzens pro Prozent Steigerung des Konsums (soziale Grenznutzenelastizität 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 ist 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 gewichten sind (dies determiniert die pure Zeitpräferenzrate) und drittens müssen weitere Annahmen über die 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 wird³⁸. 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).³⁹

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 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 – widersprüche 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 Konsums⁴⁰ gleich eins ist und das Wachstum 1,5 Prozent beträgt. Diese Werte entsprechen den in ökonomischen Analysen gängigen Annahmen.

Aus der Zusammenschau dieser drei Annahmen ergibt sich:

³⁷ Die Herleitung der Formel der sozialen Diskontrate als Ergebnis einer intertemporalen (Ramsey-) Nutzenmaximierung (besser gesagt das Nutzenmaximum eines hypothetisch unendlich lange lebenden Individuums) findet man in Hampicke, U. (2003).

³⁸ Eine positive Zeitpräferenzrate würde implizieren, dass die Nutzen der künftigen Generation mit geringerem Gewicht in die Bewertung eingehen.

³⁹ Der Fall $z=0$ entspricht dem „prescriptive approach“ bei Arrow, Cline, u.a. (1995). der Fall $z > 0$ bezeichnen Arrow u.a. als „descriptive approach.“

⁴⁰ Die Grenznutzenelastizität des Konsums gibt an, wie viel Prozent der Nutzen prozentual steigt, wenn der Konsum sich um ein Prozent erhöht. Eine Elastizität von eins bedeutet daher einfach ausgedrückt, dass der Nutzen proportional mit dem Konsum zunimmt.

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

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 wird⁴¹. 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 risikoscheue und vorsorgeorientierte Werthaltung wider.

Zusammenfassend ergibt sich damit für die Wahl der 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).⁴²

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 heute über die Bewertung von Schäden entscheiden, die erst in ferner Zukunft auftreten.

⁴¹ 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.

⁴² Es gibt auch Autoren, die ein im Zeitablauf abnehmende Diskontrate empfehlen. Vgl. z.B. Weitzmann, M.L. (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. Die ermittelten Schadenskosten (oder Opportunitätskosten) reichen oftmals schon aus, um Entscheidungen zum Schutz der Umwelt zu 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 (ausführlich siehe in den jeweiligen Kapiteln):

Maßstab individuelle Zahlungsbereitschaft

Ziel der Schätzung externer Kosten 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 externen 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, deren Funktionsverlust verzichtbar und/oder durch produzierte Güter ersetzbar ist, 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 bewertet 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 externen Kosten 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 intergenerationalen 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 externer Kosten 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

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 externer Kosten

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 5 zusammengefasst.

Übersicht 5: Kostenkategorien zur Schätzung externer Schadenskosten

	Kostenkategorien	Ansatzpunkt zur Bewertung	Bewertungsrelevanz / Validität
1	Schadensverringerkosten		
1a	a) 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	b) indirekte Kosten, z.B. Anpassungskosten, Ausweichkosten	durchgeführte und geplante Anpassungsreaktionen der Betroffenen zur Verringerung der Umweltbeeinträchtigung	Bestandteil externer Kosten (geoffenbarte Präferenzen)
1c	c) 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 Schadensverringierung	Mögliche Maßnahmen zur Schadensverringierung, die auf <u>gesellschaftlich-politischen Zielsetzungen und/oder Expertenurteilen</u> über die zu vermeidende Beeinträchtigung beruhen ⁴³	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.

Umweltschadenskosten setzen sich zusammen aus Schadensverringerkosten und Kosten nicht vermiedener (oder vermeidbarer) Umwelt und Gesundheitsschäden.

Man kann die Schadensverringerkosten 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.

⁴³ 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.

b) Ausweich- und Anpassungskosten

Hierunter fallen z.B. Kosten, die einer Verhaltensänderung oder Anpassung als 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.

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 (können), z.B.

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

Schadensverringerkosten 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 Nutzensgewinn größer ist als die Kosten der Maßnahmen. Man spricht in diesem Zusammenhang auch von geoffenbarten Präferenzen.

Eine Sonderrolle kommt hierbei den Kosten möglicher Maßnahmen zur Schadensverringering zu, die aber – aus verschiedenen Gründen – (noch) nicht durchgeführt werden. Die Berücksichtigung dieser Kosten bedeutet, dass man sich auf gesellschaftliche und/oder Expertenwerturteile stützt. Die in Abschnitt 2.3 erläuterten Hinweise sind daher zu berücksichtigen.

Schließlich verbleiben i.d.R. Schäden, 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).

Die Schätzung aller Kostenbestandteile ist nur dann notwendig, falls die Schadenskosten insgesamt (oder die durchschnittlichen Schadenskosten) geschätzt werden sollen. Für viele Anwendungsfelder – etwa zur Gestaltung von Abgaben und Steuern nach ökologischen Kriterien – besteht die Aufgabe in der Schätzung externer Grenzkosten. Die Grenzkosten sind definiert

als die zusätzlichen Schadenskosten, die bei einer (marginalen) Erhöhung der umweltschädigenden Aktivität verursacht werden (vgl. hierzu auch Kapitel 3.3)⁴⁴.

3.2. Vermeidungskosten als Hilfsgröße zur Bestimmung externer Kosten

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 Umwelteinwirkung⁴⁵ (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 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.

Methodisch handelt es sich hierbei jedoch nicht um eine Bewertung externer Effekte in Gestalt der Umweltschäden, denn man schätzt ja gerade die Kosten, die man zu einer Verringerung negativer externer Effekte aufbringen müsste. Das Bewertungsproblem externer Effekte 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.

⁴⁴ Idealerweise schätzt man die Grenzkosten im volkswirtschaftlichen Optimum, das einfach gesprochen dadurch definiert ist, dass die Grenzschaadenskosten gerade gleich den Grenzvermeidungskosten sind.

⁴⁵ 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).

3.3. Externe Gesamtkosten, Durchschnittskosten und Grenzkosten von Umweltschäden

Je nach Untersuchungsgegenstand und Datenlage lassen sich bei der monetären Bewertung negativer externer Effekte die externen Kosten des Umweltschadens insgesamt (externe Gesamtkosten), durchschnittliche externe Schadenskosten und externe Grenzkosten des Umweltschadens ermitteln. Die Begriffe werden im Folgenden anhand von Beispielen erläutert.

3.3.1. Externe Gesamtkosten

Externe Gesamtkosten entsprechen der Summe aller externen Kosten in Bezug auf bestimmte Systemgrenzen (z.B. zeitliche und räumliche Abgrenzung). Die Schätzung externer Gesamtkosten kann hilfreich sein, falls die Größenordnung der Umweltschäden, die beispielsweise durch einen Sektor verursacht wird, illustriert werden soll. 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 externer Kosten des Verkehrs umfasst die Summe aller externen Kosten, 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 werden, um umweltpolitische Prioritäten zu begründen.

Übersicht 6: Beispiel: Externe Effekte des Verkehrs

Durch Verkehrsaktivitäten verursachte	Externe Effekte /externe Kosten
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, Ernteausfälle 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 sofern die Opportunitätskosten der Nutzung bei der Nutzungsentscheidung nicht adäquat berücksichtigt wurden (z.B. keine knappheitsgerechten Preise, Fehlallokationen)
Folgeeffekte der Verkehrsaktivitäten	Folgekosten der Infrastrukturnutzung sofern die Kosten nicht von den Nutzern getragen werden (nicht internalisierte Infrastrukturkosten)

3.3.2. Externe Gesamtkosten

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

Welche Arten von Durchschnittskosten gebildet werden, hängt von der zugrunde liegenden Fragestellung ab. So können beispielsweise die externen Kosten 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 externen Kosten der Stromerzeugung angelastet werden.

3.3.3. Externe Grenzkosten

Unter externen 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 externer 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. zu-

sätzliches Kraftwerk, zusätzlicher Verkehr) mit einer Situation ohne diese Aktivität. Da es sich hierbei nicht um eine Marginalbetrachtung handelt, – dies wäre der Fall, wenn nur eine 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.

Externe Grenzkosten spielen vor allem für die Gestaltung ökonomischer Anreizinstrumente im Umweltschutz eine bedeutende Rolle. Umweltabgaben, die auf eine Internalisierung externer Kosten zielen⁴⁶, sollten sich an den Grenzkosten der Umweltbelastung orientieren (zur Erläuterung verschiedener Internalisierungsinstrumente vgl. Kapitel **Fehler! Verweisquelle konnte nicht gefunden werden.**). Die Verursacher haben dann einen Anreiz, die Umweltbelastung soweit zu verringern bis die Vermeidungskosten gerade gleich den mit dem Instrument angelasteten Grenzkosten entsprechen⁴⁷.

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 externen Kosten angelastet werden.

3.4. Methodisches Vorgehen zur Schätzung externer Kosten

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.

⁴⁶ Strenggenommen, die sich an der Zielsetzung „Erreichung des gesamtwirtschaftlichen Optimums“ orientiert.

⁴⁷ Eine ausführliche Darstellung über die Zielsetzungen der Internalisierung und die sich hieraus ergebenden Anforderungen an die Instrumente, findet man in 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 umweltrelevanter externer Kosten:

- ➔ 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).

Übersicht 7: Der Wirkungspfadansatz zur Erfassung externer Umweltkosten



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

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 externer Kosten 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 externer Kosten der Stromerzeugung.

Übersicht 8 gibt einen Überblick über die derzeit mit Hilfe des Wirkungspfadansatzes für den Luftpfad ermittelbaren Umweltkosten. Einzelheiten über die Wirkungsanalyse sind in dem Methodenbericht zu ExterneE veröffentlicht.⁴⁸ Durch Weiterentwicklung des zur Verfügung stehenden Wissens wird diese Liste kontinuierlich erweitert.

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 externer Kosten 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.⁴⁹

⁴⁸ vgl. hierzu ExterneE Volume 7, Methodology 1998, www.externe.info, und European Commission (2005).

⁴⁹ Zu den Themen Exposition des Menschen über die Medien Wasser und Boden sowie Belästigung durch Lärm liegen 2 aktuelle Dissertationen vor, die externe Kosten mit der Wirkungspfadanalyse ableiten: Schmid, S.A. (2005) und Bachmann, T.M. (2006)

Übersicht 8: Mit Hilfe der Wirkungspfadanalyse (Luftpfad) ermittelbare externe 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	Inhalation: Verminderte Lebenserwartung durch Kurz- und Langzeitexposition, andere Gesundheitseffekte (u.a. Erkrankungen der Atemwege, Herzerkrankungen, Krebserkrankungen)
	Cadmium, Blei	Ingestion: derzeit in der Entwicklung
	Lärm	Verminderte Lebenserwartung durch Langzeitexposition, andere Gesundheitseffekte
Materialschäden	SO ₂ , Saure Deposition	Korrosion von Gebäudematerialien
	Primärpartikel	Verschmutzung von Gebäuden
Landwirtschaftl. Ertragsänderungen	SO ₂ , O ₃	Erntertragsänderungen
	Saure Deposition	Vermehrter Kalkbedarf von Böden
	Stickstoffeintrag	Verminderter Düngerbedarf
Belästigung	Lärm	Belästigungswirkung durch Lärm

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.

Somit errechnet man bei diesem Ansatz, 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 externe Kosten (Schadenskosten) im eigentlichen Sinn handelt. Diese Kosten können daher

auch nicht herangezogen werden, um 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 oder Opportunitätskosten. Ggf. ergeben sich auch örtlich (z. B. nach Ländern) und zeitlich differenzierte monetäre Werte.

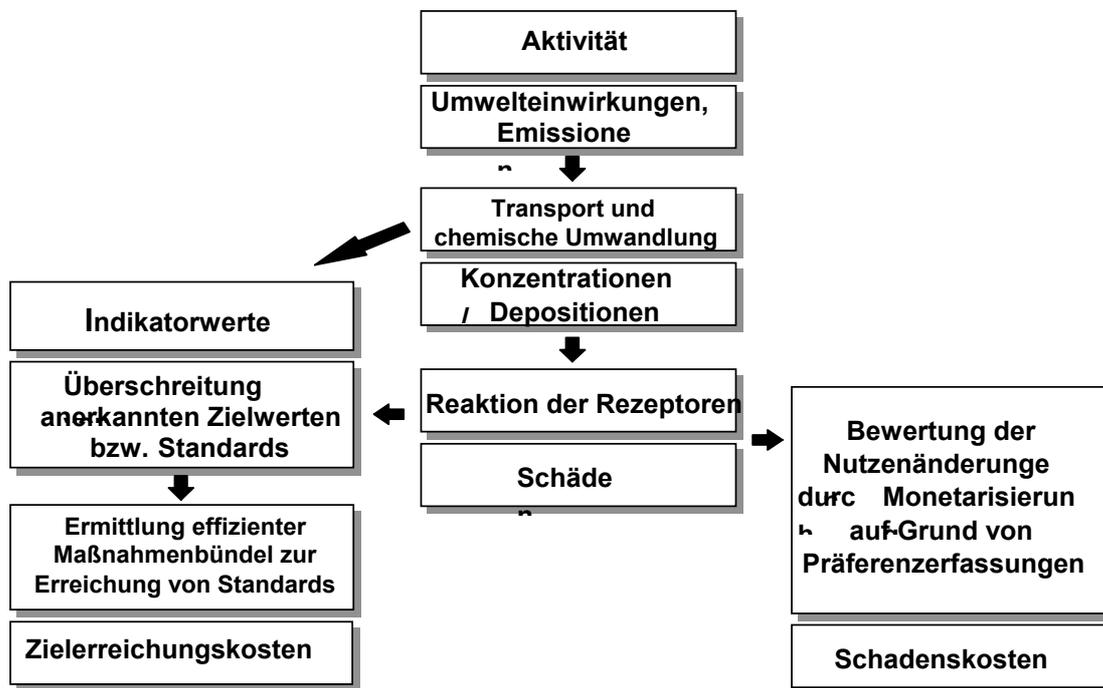
Die mit dem Standard-Preis-Ansatz ermittelten Kosten sind so gewählt, dass durch die Anlastung dieser Kosten das herangezogene Umweltschutzziel gerade erreicht würde. Es ist natürlich möglich, im Rahmen von Sensitivitätsrechnungen auch zu untersuchen, welche Auswirkungen auf die Ergebnisse andere, z.B. 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. 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 externer Kosten einfließen. Diese Kombination ist in der einschlägigen Literatur unter dem Begriff „erweiterter Wirkungspfadansatz“ bekannt.

Übersicht 9: Der erweiterte Wirkungspfadansatz zur Berechnung externer Umweltkosten



Dabei wird so weit wie möglich der Wirkungspfad von der Umwelteinwirkung zu den monetär bewerteten Schäden verfolgt (rechter Zweig in Übersicht 9). 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 9).

3.4.4. Top Down Ansatz zur Bewertung von Umweltschäden und externen Kosten

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 externen Kosten 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 Schadenskategorie 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 Ernteausfälle, 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 externe 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 externen Kosten, 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 externer Kosten eines ganzen Sektors steht (z.B. externe Kosten des Verkehrs, externe Kosten der Landwirtschaft).

4 Standardisiertes Vorgehen zur ökonomischen Bewertung externer Kosten und 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.

Die folgenden Abschnitte beschreiben ausführlich die Bewertungsschritte.⁵⁰

Übersicht 10: Vorgehensweise bei der Analyse und Bewertung umweltrelevanter externer Effekte

Bewertungsschritte											
1	Beschreibung der Zielsetzung										
2	Untersuchungsgegenstand konkretisieren und Systemgrenzen festlegen bzgl. <ul style="list-style-type: none"> ➤ Verursacher /Aktivitäten ➤ Umwelteinwirkungen ➤ Zu analysierende Schadensarten, Umweltauswirkungen auf Schutzgüter ➤ Regionale, zeitliche, projektbezogene Systemgrenzen etc. 										
	<table border="1" style="width: 100%; border-collapse: collapse;"> <thead> <tr> <th style="width: 50%;"><i>Physischer Wirkungspfad</i></th> <th style="width: 50%;"><i>Monetäre Bewertung</i></th> </tr> </thead> <tbody> <tr> <td>3 Darstellung der relevanten Umwelteinwirkungen</td> <td style="background-color: #e0e0e0;"></td> </tr> <tr> <td>4 Ursache-Wirkungsbeziehungen darstellen (Wirkungsabschätzung)</td> <td style="background-color: #e0e0e0;"></td> </tr> <tr> <td>5 Zuordnung zu ökonomischen Nutzen- und Kostenkategorien</td> <td style="background-color: #e0e0e0;"></td> </tr> <tr> <td style="background-color: #e0e0e0;"></td> <td>Ökonomische Bewertung der resultierenden Nutzenänderungen für den Menschen</td> </tr> </tbody> </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			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											
	Ökonomische Bewertung der resultierenden Nutzenänderungen für den Menschen										
7	Darstellung und Interpretation der Ergebnisse im Kontext der Zielsetzung (ggf. Vergleich der Umweltschadenskosten mit den bereits internalisierten Kosten)										

⁵⁰ 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 umweltrelevanten externen Kosten der zu analysierenden Handlungsoptionen, um die Umweltwirkungen dieser Optionen in Geldeinheiten zu messen und vergleichbar zu machen.

Beispiel: Externe Kosten verschiedener Stromerzeugungssysteme pro erzeugter kWh

2) Ökologisch erweiterte Nutzen-Kosten-Analyse:

Die Bewertung der Umweltschäden / externen Kosten ist ein Bestandteil im Rahmen einer umfassenden Kosten-Nutzen-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.:

- verursachergerechte Anlastung externer Kosten (Umweltsteuern, umweltschutzbezogene Sonderabgaben und Gebühren);
- verursachergerechte Belohnung für umweltfreundliches Verhalten (umweltorientierte Subventionen);
- 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, in welche künftigen Umweltschäden (externe Kosten) entständen, 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 externer Kosten bestimmter wirtschaftlicher Aktivitäten

Aktivitätsbezogene Schätzungen externer Kosten 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: Externe Kosten des Verkehrs, externe Kosten 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 betrachtete 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 externen Kosten 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 100 Jahre).
- 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 Stu-

dien 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 die Frage, 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 externer Effekte 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 zur Zuordnung der 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 Belastungsänderungen⁵¹ 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 ab⁵². Die Bottom-up-Methodik ist

⁵¹ 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.

⁵² 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.

daher für solche Fragestellungen geeignet, die eine standortspezifische Bewertung externer Kosten benötigen.

Übersicht 11: 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 Klärschlämmen
 - 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, Umweltbundesamt 2000, 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 12).

Übersicht 12: 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, Umweltbundesamt 2000, 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 Kreislaufkrankungen
- 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 5 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).
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 schätzen⁵³.
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.

⁵³ 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 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 Schadensverringerungskosten, 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 13 und Übersicht 14).

Übersicht 13: 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 14: Formblatt 2: Schadenskategorien⁵⁴

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 5)	
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)	
Qualitätsprüfung der angewandten Methoden	
Validität, Einschätzung über Vollständigkeit der Bewertung	
Annahmen zum Transfer der Ergebnisse beim benefit transfer	
Besonderheiten der Untersuchung	
Sonstiges	

⁵⁴ Falls mehrere Bewertungsansätze für die Schadenskategorie verwendet werden, sind jeweils getrennte Blätter auszufüllen.

5 Leitlinien zur Methodenauswahl und zur Schätzung ausgewählter Kostenkategorien

5.1. Überblick über die wichtigsten Bewertungsmethoden

Zur Bewertung externer Kosten und Umweltschäden steht eine Vielzahl unterschiedlicher Bewertungsmethoden zur Verfügung.⁵⁵

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. 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 Optionswerten (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.

⁵⁵ Die ausführliche Darstellung der Methoden erfolgt im Anhang.

Übersicht 15: 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 Schadensverringering	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 funktionaler 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 Schadwirkungen sehr komplex sind oder es noch keine gesicherte Schätzungen zu den vermuteten Schäden gibt (Ökosystemschäden, Versauerung, Eutrophierung).

5.2. Leitlinien zur Methodenauswahl

Schätzungen externer Kosten und Umweltschäden können nur dann für die Umweltpolitik genutzt werden, falls die Schätzungen 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 zurechenbar 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 haben bei ökonomischen Bewertungen oftmals den größten Anteil an den quantifizierbaren Schäden. Nach den neusten Erkenntnissen machen diese Kategorien bei den externen Kosten der Stromerzeugung über 95 Prozent der Schadenskosten aus⁵⁶. Durch eine einheitliche Verwendung dieser Kostensätze lassen sich die Bandbreiten der Schätzungen – vor allem zur Schätzung der externen Kosten der Energieerzeugung – bereits erheblich einschränken. Das Umweltbundesamt gibt daher Empfehlungen zur Verwendung einheitlicher Kostensätze (Kapitel 5.3 und 5.4).

5.3. Empfehlung zur Bewertung von Klimafolgeschäden

Der Klimawandel hat begonnen und verläuft dynamischer als erwartet. Dies belegt eindrücklich der aktuelle Bericht des International Panel on Climate Change ((IPCC), 2007). Im Wesentlichen als Folge des Ausstoßes von Treibhausgasen ist die Temperatur im vergangenen Jahrhundert weltweit um durchschnittlich 0,7 Grad Celsius (°C) gestiegen. Elf der letzten zwölf Jahre waren die wärmsten Jahre seit Beginn der Aufzeichnungen. Klimaänderungen zeigen sich nicht nur in Veränderungen der Mittelwerte der Klimaparameter, sondern auch in der steigenden Zahl der Extremereignisse. Das hohe Schadenspotenzial solcher Extremereignisse zeigt die besondere wirtschaftliche Relevanz des Klimawandels⁵⁷.

Zur Abbildung der Klimafolgeschäden werden sogenannte Integrated Assessment Modelle verwendet, die das Klimasystem und die Wechselwirkungen mit dem sozio-ökonomischen System abbilden. Um Schadenskosten des Klimawandels zu schätzen, benötigt man Angaben zu den erwarteten Schäden (Art, Ausmaß, Zeitpunkt) in den verschiedenen Schadenskategorien. Die wichtigsten in den Modellen betrachteten Kategorien sind Anstieg des Meeresspiegels, Änderung des Energiebedarfs, Wirkungen auf Nahrungsmittelproduktion und Landwirtschaft, Änderung der Wasserverfügbarkeit, Gesundheitsschäden, Schäden an Ökosystemen und Verlust biologischer Vielfalt. Während für einige Schadenskategorien die Kosten gut ermittelbar sind (z.B. Kosten durch Änderung des Energiebedarfs, Kosten durch erhöhte Schutzmaßnahmen), gibt es andere Kategorien, für die die Kosten in den Modellen nur teilweise oder gar nicht enthalten sind (z.B. Verlust biologischer Vielfalt). Bei der Auswertung der Studien und Verwendung der Kostensätze ist daher immer zu berücksichtigen, dass mit hoher Wahrscheinlichkeit nur ein Teil der tatsächlichen Schäden auch enthalten ist. Vor allem Ereignisse mit hohen vermuteten Schadenskosten aber geringer Eintrittswahrscheinlichkeit bleiben unberücksichtigt.

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

⁵⁷ Zu den Klimaänderungen und ihren Wirkungen siehe Umweltbundesamt (2005).

Schadenskosten des Klimawandels werden entweder als Prozentsatz des Bruttoinlandsprodukts (Gesamtkosten) oder als Kosten pro Tonne Treibhausgasemissionen angegeben. Im Zusammenhang mit der Schätzung externer Kosten des Klimawandels ist die letztgenannte Alternative üblich. Die Schadenskosten pro Tonne (t) Kohlendioxidemission⁵⁸ (CO₂) ermittelt man, indem man den Nettogegenwartswert der Schäden berechnet, die eine heute emittierte Tonne CO₂ verursacht. In den Modellrechnungen werden in Szenarien die zusätzlichen Schäden in Abhängigkeit der Emissionen ermittelt und diese dann rechnerisch auf eine Tonne CO₂ bezogen. Es handelt sich daher um Grenzkosten (marginale Schadenskosten). Da die Schäden weit in die Zukunft reichen und auch regional unterschiedlich verteilt sind – stärker negativ betroffen sind die Länder in ärmeren Regionen - reagieren die Schätzungen sehr sensitiv auf die Höhe der Diskontrate und die die Frage, ob und wie ein „equity weighting“ berücksichtigt wird. Vereinfacht ausgedrückt bedeutet „equity weighting“, dass ein Schaden pro Geldeinheit in einem ärmeren Land höher gewichtet wird als in einem relativ reicheren Land⁵⁹. Die Schadenskosten sind umso höher, je niedriger die Diskontrate angesetzt wird. Die Schadenskosten sind außerdem höher bei Einbeziehung eines „equity-weighting“, da die ärmeren Länder stärker von den Klimafolgeschäden betroffen sind.

Es gibt eine umfangreiche Literatur zu den Kosten des Klimawandels, die wiederum in verschiedenen Metastudien ausgewertet wurde. Wegen unterschiedlicher Annahmen der Autoren im Hinblick auf den betrachteten Zeithorizont, die Art der betrachteten Schäden, die Diskontrate, die regionale Gewichtung e.t.c weisen die Ergebnisse eine relativ große Bandbreite auf. Wissenschaftlich gibt es daher keinen Konsens über die Höhe der externen Kosten des Klimawandels. Die von der Mehrheit der Experten akzeptierte untere Bandbreite der Schätzungen liegt bei 14 € / t CO₂, die obere Bandbreite reicht bis etwa 300 € / t CO₂.

Wegen der hohen Unsicherheiten bei der Schätzung der Klimafolgen behilft man sich in einigen Anwendungen – vor allem bei der Schätzung der externen Kosten des Verkehrs – mit der Schätzung von Zielerreichungskosten (Standard-Preis-Ansatz). Für den Zeitraum bis 2012 ist das Kyoto-Ziel (für Deutschland: Verringerung der Treibhausgasemissionen um 21 Prozent im Zeitraum 2008-2012 bezogen auf das Jahr 1990⁶⁰) als relevante Zielsetzung zu betrachten. Die Kosten, die zur Erreichung dieses Ziels geschätzt werden, liegen nach derzeitiger Erkenntnis in der Größenordnung von 20 € / t CO₂. Für den Zeitraum nach 2012 gibt es noch keine rechtlich verbindlichen Ziele. Es besteht jedoch unter Fachleuten die Überzeugung, dass weitere Verringerungen der Treibhausgasemissionen dringend geboten sind, um gravierende Klimafolgeschäden zu vermeiden. Der WBGU (2003) hat für verschiedene Szenarien, die zu einer Stabilisierung der CO₂-Konzentration unter 450 ppm führen, marginale Vermeidungskosten quantifiziert. Diese Kosten steigen im Zeitablauf an. Im Jahr 2030 liegen sie bei

⁵⁸ Die anderen Treibhausgasemissionen werden in Kohlendioxidäquivalente umgerechnet.

⁵⁹ Theoretisch begründet man „equity weighting“ mit dem abnehmenden Grenznutzen des Einkommens.

⁶⁰ Deutschland hat sich im Rahmen der EU-Lastenverteilung zum Kyoto-Protokoll verpflichtet, im Zeitraum 2008-2012 insgesamt 21 Prozent weniger klimaschädliche Gase zu emittieren als 1990.

ca. 50 € / t CO₂ und erreichen – je nach Stabilisierungsstrategie – im Jahr 2050 Werte zwischen 100 und 200 € / t CO₂.

Trotz der bestehenden Unsicherheiten braucht die Politik einen Richtwert zur Bewertung energie- und umweltpolitischer Maßnahmen. Dieser Richtwert sollte neben den vermuteten Kosten des Klimawandels (Kosten des Nichts-Tuns) auch die Kosten von Anpassungsstrategien in den Blick nehmen, die notwendig sind, um unakzeptable Risiken zu vermeiden. Hierbei geht es darum, Emissionspfade zu ermitteln, die uns nach dem heutigen Stand des Wissens vor nicht akzeptablen Klimafolgen schützen.

Im Auftrag des Bundesumweltministeriums (BMU) haben Krewitt u.a. (2006) eine aktuelle Literaturschau zu den externen Kosten des Klimawandels vorgelegt und Empfehlungen für einen besten Schätzwert ausgesprochen. Hierbei wurden vor allem die aktuellen Arbeiten im Auftrag des englischen Government Economic Service und des UK Department for Environment, Food and Rural Affairs (Defra) herangezogen.⁶¹ Die Autoren haben ihre Empfehlung auch mit den vorliegenden Schätzungen der Vermeidungskosten (Standard-Preis-Ansatz) verglichen.

Nach Auswertung der vorliegenden Literatur und unter besonderer Berücksichtigung der Ergebnisse der Defra Studie (Downing u.a. (2005)) empfehlen Krewitt u.a. (2006) zur Einbeziehung der externen Kosten der Treibhausgasemissionen als besten Schätzwert 70 € / t CO₂ zu verwenden. Die Varianz der vorliegenden Schätzungen ist allerdings groß. So stellen die Autoren fest, dass es eine hohe Zustimmung der Experten gibt, dass die Kosten mit großer Sicherheit höher sind als 14 € / t CO₂. Als obere Bandbreite schlagen die Autoren den Wert 280 € / t CO₂ vor.

Begründung:

Der Schätzwert 70 € pro t CO₂ ist entnommen aus Downing u.a. (2005) und wurde mit dem Fund-Modell für ein Szenario entwickelt, dessen Eingabeparameter die Autoren (Downing u.a.) als „best guess“ bezeichnen⁶². Methodisch handelt es sich um Grenzschadenskosten. Berücksichtigt sind Schäden in den nächsten 100 Jahren, die Zeitpräferenzrate beträgt 1% und „equity weighting“ ist berücksichtigt. Der Wert 280 € / t CO₂ ergibt sich bei Anwendung desselben Modells mit einer Zeitpräferenzrate von 0 %. Ohne Gewichtung der regionalen Schäden erhält man 22 € / t CO₂.

Der von Krewitt u.a. (2006) empfohlene Wert (70 € / t CO₂) ist aus Sicht des Umweltbundesamtes tragfähig. Eingegangen sind die nach dem Wissenstand anerkannter Experten sinnvollen Annahmen zur Entwicklung der Klimawirkungen, die Verwendung einer niedrigen Diskontrate und eines „equity-weightings“, das die besondere Betroffenheit der ärmeren Länder von den Klimafolgen berücksichtigt. Der Wert liegt zudem in einer sinnvollen Größenord-

⁶¹ vgl. Clarkson und Deyes (2002), Tol (2005), Watkiss u.a. (2005), Downing u.a. (2005).

⁶² Die Autoren der Studie Downing u.a. (2005) stellen zwar die Bandbreite der Schätzungen dar und bezeichnen das Szenario als „best guess“, geben aber keine Empfehlung für einen konkreten Wert.

nung im Vergleich zu den vom Wissenschaftlichen Beirat der Bundesregierung Globale Umweltveränderung (WBGU) berechneten marginalen Vermeidungskosten. Auch der kürzlich veröffentlichte Stern-Report⁶³ geht von Schadenskosten in einer ähnlichen Größenordnung aus (85 € / t CO₂).

Empfehlung des Umweltbundesamtes zur Schätzung der Klimafolgeschäden

Auf Grundlage aktueller Literaturlauswertungen empfehlen wir den Wert 70 € / t CO₂ als besten Schätzwert zu verwenden. Wie oben erläutert beinhaltet dieser Wert die Vorgabe einer Zeitpräferenzrate von 1 % und eines „equity weighting“.

Wir schlagen vor Sensitivitätsrechnungen mit den Werten 20 € / t CO₂ und 280 € / t CO₂ durchzuführen.

5.4. Empfehlung zur Bewertung von Gesundheitsrisiken

5.4.1. Methodische Ansätze

Gesundheitsrisiken und deren Bewertung sind bei der Ermittlung umweltrelevanter externer Kosten von zentraler Bedeutung. Sie stellen häufig die wichtigste Kostenkomponente bei den quantifizierbaren Schadenskosten dar.

Unter Anwendung des Wirkungspfadansatzes analysiert man mit Hilfe atmosphärischer Ausbreitungsmodelle die Verteilung und chemische Umwandlung von Schadstoffen in der Luft. Daraus lässt sich zum Beispiel die durch eine Einheit Stromerzeugung zusätzlich verursachte Schadstoffbelastung ermitteln. Aus epidemiologischen Studien benötigt man Informationen, um auf den Zusammenhang zwischen erhöhter Schadstoffbelastung und resultierenden Gesundheitseffekten schließen zu können.

Die ökonomische Bewertung der Gesundheitseffekte erfolgt durch eine Kombination verschiedener Methoden.

Generell lassen sich bei der Bewertung der Gesundheitsrisiken folgende Komponenten unterscheiden:

1. **Ressourcenkosten:** Medizinische Kosten, die durch das Gesundheitswesen oder Versicherungen gedeckt werden⁶⁴, und weitere persönliche Ausgaben des Individuums oder der Familie.
2. **Opportunitätskosten:** Produktivitäts- und Einkommensverluste durch Arbeitsunfähigkeit oder reduzierte Leistung.

⁶³ Stern, N. (2006).

⁶⁴ Sofern die Kosten durch die Versicherung gedeckt werden, sind diese zwar Bestandteil der Schadenskosten, es handelt sich jedoch nicht um externe Kosten.

3. **Individueller Nutzenverlust:** Subjektiv erwartete Einschränkungen bei Eintritt des Effektes, beispielsweise bedingt durch Beschränkung oder verminderten Genuss von Freizeitaktivitäten, Schmerz und Leiden, Angst vor der Zukunft, Sorge um Familienmitglieder. Diese Komponente wird als Zahlungsbereitschaft zur Vermeidung eines Gesundheitsrisikos ermittelt.

Die Komponenten 1 und 2 sind mit Marktpreisen bewertbar und je nach Anwendungsfall konkret zu ermitteln. Die Komponente 3 lässt sich nur mit direkten Bewertungsmethoden (Befragungen) schätzen.

Die folgende Übersicht zeigt exemplarisch die Zusammensetzung einiger Wertansätze, die im ExternE-Projekt verwendet wurden⁶⁵. Für die Krankenhausaufnahme wegen Erkrankung der Atemwege entfallen 69% der Kosten auf die medizinische Behandlung (10 Krankenhaustage), die Produktivitätsverluste durch Arbeitsunfähigkeit für 15 Tage machen 20%, die Zahlungsbereitschaft zur Vermeidung eines Krankenhausaufenthaltes 11% des Wertansatzes aus. Für kleinere, nicht behandlungsintensive Effekte wie ein Tag, an dem ein Asthmaanfall oder Unwohlsein auftritt, stehen die Opportunitätskosten im Vordergrund.

Übersicht 16: Beispielhafte Wertansätze (in €) für luftschadstoffbedingte Krankheitsfälle

	Wertansatz in €	davon:		
		(i) Ressourcen- kosten	(ii) Opportunitäts- kosten	(iii) Nutzen- verlust
Krankenhausaufnahme wegen Erkrankung der Atemwege	4320	69%	20%	11%
Tag mit Asthmaanfall	75		79%	21%
Tag mit Unwohlsein	110		53%	47%

Quelle: Friedrich und Bickel (2001), S. 301 und S. 101 f.

Bei der Bewertung individueller Nutzenverluste ist zu differenzieren nach der Bewertung tödlicher Gesundheitsrisiken und Verkürzung der Lebenserwartung oder Einschränkung der Lebensqualität durch schädliche Umwelteinwirkungen (z.B. Luftschadstoffe, Lärm).

5.4.2. Bewertung tödlicher Gesundheitsrisiken

Die Einbeziehung ökonomischer Wertansätze von Todesfallrisiken wird oftmals als unethisch abgelehnt mit der Begründung, dass man den Wert eines Lebens oder den Schaden durch Krankheiten nicht in Geldeinheiten ausdrücken kann.

Risiken mit großer Eintrittswahrscheinlichkeit für die betroffenen Individuen sind für die Gesellschaft nicht akzeptabel – etwa falls die Wahrscheinlichkeit krank zu werden oder zu ster-

⁶⁵ Die absoluten Wertsätze wurden mittlerweile aktualisiert, vgl. hierzu European Commission (2005).

ben nahe bei 1 liegt. Dies zeigt sich zum Beispiel auch daran, dass für die Rettung von Individuen, die sich in See- oder Bergnot befinden, alles ohne Rücksicht auf die Kosten getan wird. Die Zahlungsbereitschaft (der Gesellschaft, nicht nur des betroffenen Individuums) steigt daher bei hohen Eintrittswahrscheinlichkeiten pro Person stark an. Das Eintreten solcher Risiken wird im Rahmen dieser Konvention nicht behandelt. Der ökonomischen Bewertung zugänglich sind jedoch solche Aktivitäten, die zu einer (marginalen) Änderung der Sterbewahrscheinlichkeit führen. Bei der Bewertung externer Kosten spielen nicht konkrete Todesfälle, sondern die Änderung von Sterberisiken eine Rolle.

Zur Bewertung von Todesfallrisiken wird häufig der Wert eines statistischen verhinderten Todesfalles (VPF – Value of a Statistical Prevented Fatality, auch als VSL – Value of a Statistical Life bezeichnet) herangezogen. Er ist ein Maß für die Wohlfahrtsverluste, die durch (kleine) Risiken für Leib und Leben entstehen. Die Ermittlung des Value of Statistical Life (VSL) war bereits seit den 70er Jahren Gegenstand zahlreicher Studien. Im Rahmen der ExternE-Projektserie wurde eine Reihe internationaler Studien, welche die Kontingente Bewertungsmethode angewendet haben, analysiert (European Commission 1995). Daraus ergab sich eine Bandbreite von 2,9 bis 4,4 Millionen (Mio) € mit einem Mittelwert von 3,4 Mio. € pro vermiedenem Todesfall. Eine neuere empirische Untersuchung (NewExt, 2004), die die Zahlungsbereitschaft in drei europäischen Ländern analysierte, schätzte den VSL auf 1 Mio. €. Diese Schätzung ist als eher konservativ zu beurteilen.

Betrachtet man zum Vergleich staatlich empfohlene Bewertungen für Unfälle, so ergeben sich folgende VSL-Werte. Die Generaldirektion Umwelt der Europäischen Kommission (DG Environment) empfiehlt an derzeit einen Wert von ca. 1,4 Mio. € (Vainio und White 2001). In verschiedenen Ländern gibt es für Kosten-Nutzen-Untersuchungen etwa bei Planungen im Straßen- oder Schienenverkehr Vorgaben, welche Werte heranzuziehen sind⁶⁶. In Großbritannien betragen diese Werte je nach Behörde ca. 0,6 bis 3,9 Mio. €, in Norwegen 1,4 bis 2,2 Mio. €. In Deutschland verwendet die Bundesanstalt für Straßenwesen einen Wert von 1,2 Mio. € je Todesfall zur Ermittlung der volkswirtschaftlichen Kosten durch Straßenverkehrsunfälle. Dieser Wert basiert auf dem Humankapitalansatz und enthält auch Ressourcen- und Opportunitätskosten. Er findet u. a. auch im Rahmen der gesamtwirtschaftlichen Bewertung von Verkehrsinvestitionen (Bundesverkehrswegeplan) Anwendung.

5.4.3. Bewertung einer verkürzten Lebenserwartung durch Luftschadstoffe und Lärm

In den letzten Jahren wurde die auf der Wirkungspfadmethode beruhende Schätzung der Gesundheitsrisiken kontinuierlich weiterentwickelt, sowohl im Hinblick auf die epidemiologischen Grundlagen und die Berücksichtigung chronischer Erkrankungen als auch auf die ver-

⁶⁶ Siehe die Übersicht bei Friedrich und Bickel (2001), S. 94

wendeten Kostensätze⁶⁷. Während anfangs noch Werte aus den USA übertragen wurden, konnte in den letzten Jahren zunehmend auch auf europäische Studien zurückgegriffen werden. Bei der Bewertung der Wirkungen von Schadstoffen und Lärm auf die Gesundheit sind die folgenden Aspekte zu berücksichtigen:

- Bei einigen Schadstoffen, zum Beispiel kanzerogenen Stoffen, besteht eine mehrjährige Latenzzeit zwischen Exposition und Wirkung.
- Akute Wirkungen entstehen vor allem bei Risikogruppen (z.B. vorgeschädigte Personen, deren Lebenserwartung geringer ist als die durchschnittliche Lebenserwartung der Bevölkerung).
- Bei langjähriger Exposition mit einem Schadstoff entstehen zunächst chronische Krankheiten und Beeinträchtigungen (z. B. chronische Atemwegserkrankungen), die dann zu einem vorzeitigen Tod führen.
- Bei luftschadstoffbedingten Krankheiten unterscheidet sich der mittlere Lebenszeitverlust zwischen akuten (d.h. durch kurzzeitige Schadstoffexposition ausgelöst) Effekten und chronischen (d.h. durch dauerhafte Schadstoffexposition verursachten) Effekten deutlich: Nach der Einschätzung von Experten beträgt er bei akuten Effekten ca. 0,8 Jahre, während es sich bei chronischen Effekten um ca. 5 Jahre handelt.
- Bei der Bewertung der Langzeitexposition mit Hilfe von epidemiologischen Studien, zum Beispiel für Schwebstaub, einem der wichtigsten Gesundheitseffekte, kann nur die Zahl der verlorenen Lebensjahre geschätzt werden und nicht die Zahl der zusätzlichen Todesfälle.

Wie aus den obigen Ausführungen ersichtlich, sind die Gesundheitsrisiken durch Luftschadstoffe und Lärm dadurch gekennzeichnet, dass sie die Lebenserwartung verkürzen und/oder zu Zeiten mit eingeschränkter Aktivität führen.

Auf wissenschaftlicher Ebene besteht weitgehend Übereinstimmung darin, dass man zur ökonomischen Bewertung dieser Effekte auf den methodischen Ansatz „value of life year lost“ (VLYL) zurückgreift. Hierfür ist es im Vorfeld erforderlich, die durch die Luftschadstoffe verursachten Krankheitsfälle (z.B. Asthma, Bronchitis, Hustentage) sowie die insgesamt durch die verkürzte Lebenserwartung verlorenen Lebensjahre zu schätzen. Aus empirischen Studien zur Untersuchung des individuellen Nutzenverlustes bei Krankheiten stehen Kostenschätzungen zur Verfügung. In der Regel handelt es sich dabei um Werte für den VLYL und für Tage mit eingeschränkter Aktivität. Daraus leitet man Nutzenverluste für die verschiedenen Krankheiten ab.

⁶⁷ Zu den Änderungen der epidemiologischen Grundlagen vgl. die Erläuterungen bei Krewitt (2006), S. 23ff.

In einer jüngst abgeschlossenen Studie (im Rahmen des EU-Projektes "New elements for the assessment of external costs from energy technologies")⁶⁸ wurde auf Basis einer Zahlungsbereitschaftsbefragung in drei Ländern Europas (Frankreich, England, Italien) ein Wert von ca. 50.000 € je verlorenem Lebensjahr mit einer dem neuesten Stand des Wissens entsprechenden Befragungsmethode ermittelt. Dieser Wert stellt gemäß der im Befragungsdesign modellierten Fragestellung jedoch einen abgezinnten Barwert für ein durchschnittliches verlorenes Lebensjahr durch chronische Mortalität dar. Auf Grund neuerer Berechnungen (wobei hier Bevölkerungsdaten aus Großbritannien zu Grunde gelegt wurden) entspricht diesem Wert (bei einer angenommenen Diskontrate von 3 %) ein anzusetzender Wert für akute Mortalität von ca. 75.000 €. Bezogen auf einen vermiedenen Todesfall ergibt sich aus dieser Studie ein VSL von ca. 1 Million €. Allerdings war die Größe der Stichprobe mit nur 300 Personen pro Land sehr klein, zudem ist der genannte Wert aus methodischen Gründen eher als konservative Abschätzung der Zahlungsbereitschaft anzusehen.

Empfehlungen der Methodenkonvention

Als zentraler Wert zur Schätzung verllorener Lebensjahre wird in europäischen Studien heute der Wert von 50.000 Euro bei akuten Gesundheitseffekten und 75 000 € bei chronischen Erkrankungen aus der Zahlungsbereitschaftsbefragung von NewExt vorgeschlagen⁶⁹.

Das Umweltbundesamt schließt sich diesen Empfehlungen an und empfiehlt diese Kostensätze bei der Bewertung luftschadstoffbedingter Gesundheitsrisiken zu verwenden.

Übersicht 17: Wertansätze (in €) zur Bewertung von Nutzenverlusten durch vorzeitige Todesfälle (basierend auf ExternE Methodology Update 2005)

	Zentraler Wert	Untergrenze (Sensitivität)	Obergrenze (Sensitivität)
Wert eines verlorenen Lebensjahres (VLYL)			
• bei chronischen Effekten mit Latenzzeit ¹⁾	50.000	18.250	151.000
• bei akuten Effekten ¹⁾	75.000	27.240	225.000

¹⁾ Der Unterschied zwischen den VLYL-Werten für den „akuten“ oder „chronischen“ Fall ergibt sich dadurch, dass bei chronischen Effekten mit einer Latenzzeit die Zeitstruktur der erst in Zukunft auftretenden verlorenen Lebensjahre auf den Zeitpunkt der Exposition abgezinst wird. Dies führt im Vergleich zu einem unmittelbar nach der Exposition auftretenden verlorenen Lebensjahr durch einen akuten Effekt, der durch eine kurzzeitige Exposition ausgelöst wird, bei einer Diskontrate von 3 % zu einem Faktor von näherungsweise 2/3.

Diese Werte stellen den derzeitigen Erkenntnisstand für ermittelte Zahlungsbereitschaften europäischer Länder dar. In den nächsten Jahren sind weitere Umfragen zur Bewertung von Mortalitätsrisiken geplant und auch notwendig. Anhand der Ergebnisse dieser Studien sind die o.g. Werte zu prüfen und ggf. anzupassen.

⁶⁸ NewExt (2004).

⁶⁹ vgl. European Commission (2005), S. 147.

Zur Beurteilung tödlicher Risiken (Unfälle) benötigt man in ökonomischen Bewertungen den sogenannten Value of Statistical Life (VSL). Dieser Wert spielt vor allem bei der Schätzung externer Kosten des Verkehrs (Unfälle) eine zentrale Rolle. Die in verschiedenen Ländern und in verschiedenen Studien verwendeten Kostensätze variieren stark (ca. 400 000 € bis 3,5 Mio €). Die Methodenkonvention konzentriert sich in der jetzigen Fassung auf die umweltrelevanten nicht-tödlichen Gesundheitsrisiken und gibt daher derzeit keine Empfehlung für einen besten Schätzwert. Unter Berücksichtigung der Bandbreiten der vorliegenden Studien halten wir Sensitivitätsrechnungen in den Bandbreiten von 1 Mio € bis 3 Mio € pro Todesfall für sinnvoll.

5.5. Best-Practice-Kostensätze

Die in den folgenden Tabellen dargestellten Kostensätze sind nicht Bestandteil der Methodenkonvention, stellen aber aus unserer Sicht die nach derzeitigem Wissenstand besten Schätzungen dar. Diese und weitere Schätzungen – vor allem für den Verkehrsbereich – haben wir in dem Forschungsprojekt „Praktische Anwendung der Methodenkonvention: Berücksichtigung externer Kosten bei Wirtschaftlichkeitsrechnungen öffentlicher Investitionen“⁷⁰ ermitteln lassen.

Die externen Kosten der Luftbelastung sind mittlerweile gut erforscht. Neben den in den letzten Abschnitten beschriebenen Gesundheitsrisiken und Klimafolgeschäden verursachen Luftschadstoffe noch weitere Schäden wie Ernteauffälle und Materialschäden, die jedoch in ihrer Größenordnung eher gering sind. Aus den für die Wirkungspfadanalyse angewandten Modellen, lassen sich Durchschnittswerte für externe Kosten ermitteln. In den folgenden Tabellen sind diese Werte für Deutschland und Europa ausgewiesen, wobei wir für die Empfehlungen der Methodenkonvention entsprechend berücksichtigt haben⁷¹. Diese Werte lassen sich für überschlägige Rechnungen gut verwenden.

Ausgehend von den durchschnittlichen Kosten pro Tonnen Luftschadstoff (Übersicht 18) gibt Übersicht 19 die externen Kosten der Stromerzeugung in Deutschland an. Die Emissionen aus vor- und nachgelagerten Prozessen sind berücksichtigt.

⁷⁰ Maibach, M. Thöne, M. (2007).

⁷¹ Die Kostensätze hat das IER auf Basis der in European Commission (2005) entwickelten Methodik ermittelt.

Übersicht 18: Durchschnittliche externe Schadenskosten (Klima, Gesundheit, Materialschäden und Ernteauffälle) in € je Tonne

Schadstoff	Durchschnittskosten in Deutschland	Durchschnittskosten in EU-25
CO ₂	70	70
SO ₂	5.200	3.300
NO _x	3.600	3.300
PM ₁₀ (Kraftwerk) - Großstadt - außerorts	13.000 11.000	12.000
PM ₁₀ (Industrie) - Großstadt - außerorts	20.000 11.000	11.000
NMVOC	1.200	870
Quelle: Kostensatz CO ₂ Festlegung nach Methodenkonvention. Kostensätze in EU 25, Eco-senseLe (2006), Kostensätze Deutschland, Maibach, Thöne (2007).		

Übersicht 19: Externe Kosten der Stromerzeugung in Deutschland

Energieträger zur Stromerzeugung (Bezug: durchschnittliche Emissionen über alle Kraftwerke in Deutschland, 2005)	Externe Kosten in Cent/KWh Stromerzeugung in Deutschland (2005)
Braunkohle	8,7
Steinkohle	6,8
Heizöl	6,1
Erdgas	3,9
Wasserkraft (Laufwasser, 300 kW)	0,4
PV DE (monokristallin, Dach, 3 kW peak)	0,8
Wind DE (onshore, 800 kW peak)	0,1
Durchschnittliche Stromerzeugung ¹	5,8
Strombezug: kurzfristige Nachfrage (Kohlemix)	7,7
Quelle: Maibach, Thöne (2007), ermittelt nach Vorgaben UBA (Methodenkonvention) und Berechnungen des IER, Stuttgart.	
1: Dieser Wert entspricht den externen Kosten der Stromerzeugung im Jahr 2005 ohne Kernkraft.	

6 Zusammenfassung

Die ökonomische Bewertung von Umweltschäden und die Schätzung externer Kosten gewinnen in etlichen Handlungsfeldern der Umweltpolitik sowohl national als auch auf europäischer Ebene an Bedeutung. So sieht zum Beispiel der im Dezember 2000 verabschiedete Gemeinschaftsbeihilferahmen für staatliche Umweltschutzbeihilfen der EU vor, dass ein Ausgleich der Differenz zwischen den externen Kosten aus fossilen und erneuerbaren Energiequellen bis zu einer Höhe von 5 Cent/kwh erfolgen kann. Voraussetzung ist, dass man die externen Kosten mit einem international anerkannten Bewertungsverfahren berechnet. Auch bei den externen Kosten des Verkehrs gibt es auf europäischer Ebene Bestrebungen zur Harmonisierung des Berechnungsverfahrens. Auf nationaler Ebene spielen die Schätzungen externer Kosten eine wichtige Rolle, um die fachliche Fundierung für Abgaben und Subventionen nach Umweltschutzgesichtspunkten zu untermauern.

Die seriöse Schätzung externer Kosten und Umweltschäden 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 externer Schadenskosten. Externe Kosten sind dadurch definiert, dass nicht die Verursacher diese Kosten tragen, sondern Individuen, die in keiner direkten oder indirekten Marktbeziehung zu den Verursachern stehen. Zur Bewertung der externen Kosten spielen daher 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 hat.

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 Tragekapazität ökologischer Systeme lassen sich die Folgen heutigen Handels verdeutlichen. Diese Kenntnisse (Expertenurteile) fließen sowohl in die Meinungsbildung der Individuen als auch in den gesellschaftlich-politischen Willenbildungsprozess 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 externen Kosten 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 externer Kosten 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 Risikoaversionfaktors durchzuführen.

Bewertung von Katastrophenrisiken

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 charakterisiert 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 der externen Kosten 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 Ernteausfälle, 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 Si-

cherheit 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 externer Kosten und Umweltschäden

Die Vorgehensweise bei der Schätzung externer Kosten 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. <ul style="list-style-type: none"> ➤ Verursacher /Aktivitäten ➤ Umwelteinwirkungen ➤ zu analysierende Schadensarten, Umweltauswirkungen auf Schutzgüter ➤ regionale, zeitliche, projektbezogene Systemgrenzen etc. 												
	<table border="1" style="width: 100%; border-collapse: collapse;"> <thead> <tr> <th style="width: 50%;"><i>Physischer Wirkungspfad</i></th> <th style="width: 50%;"><i>Monetäre Bewertung</i></th> </tr> </thead> <tbody> <tr> <td>3 Darstellung der relevanten Umwelteinwirkungen</td> <td style="background-color: #e0e0e0;"></td> </tr> <tr> <td>4 Ursache-Wirkungsbeziehungen darstellen (Wirkungsabschätzung)</td> <td style="background-color: #e0e0e0;"></td> </tr> <tr> <td colspan="2">5 Zuordnung zu ökonomischen Nutzen- und Kostenkategorien</td> </tr> <tr> <td style="background-color: #e0e0e0;">6</td> <td>ökonomische Bewertung der resultierenden Nutzenänderungen für den Menschen</td> </tr> <tr> <td>7</td> <td>Darstellung und Interpretation der Ergebnisse im Kontext der Zielsetzung</td> </tr> </tbody> </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	ökonomische Bewertung der resultierenden Nutzenänderungen für den Menschen	7	Darstellung und Interpretation der Ergebnisse im Kontext der Zielsetzung
<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	ökonomische Bewertung der resultierenden Nutzenänderungen für den Menschen												
7	Darstellung und Interpretation der Ergebnisse im Kontext der Zielsetzung												

Leitlinien zur Methodenauswahl

Wir empfehlen vorrangig Methoden zu verwenden, 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 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.

Direkte Bewertungsmethoden (Verwendung der Ergebnisse aus Befragungen) empfehlen wir zur Bewertung der Nutzenverluste durch umweltbedingte Gesundheitsrisiken. Als benchmark sollte man die neusten Ergebnisse aus den ExternE Studien verwenden.

Leitlinien zur Schätzung ausgewählter Kostenkategorien

Klimafolgeschäden und Gesundheitsrisiken haben in vielen Bewertungsstudien den größten Anteil an den monetarisierbaren Schäden. Würden diese Schäden einheitlich bewertet, so ließen sich die Bandbreiten der Schätzungen externer Umweltkosten erheblich einschränken. Die Methodenkonvention empfiehlt Kostensätze für die Bewertung der Klimafolgeschäden und die Gesundheitsrisiken durch Luftschadstoffe.

Zur Schätzung der Klimafolgeschäden empfehlen wir als zentralen Wert 70 € / t CO₂ zu verwenden und Sensitivitätsrechnungen mit den Werten 20 € / t und 280 € / t durchzuführen. Diese Werte spiegeln unterschiedliche Maßstäbe wider. Der zentrale Wert (70 € / t CO₂) ergibt sich unter der Annahme einer niedrigen Diskontrate (1,5%) und einer Gewichtung der Kosten in den verschiedenen Ländern (equity weighting). Vereinfachend gesprochen bedeutet dies, dass der Verlust eines Euros in einem reichen Land weniger gewichtet wird als der Verlust eines Euros in einem armen Land.

Das Beispiel der Klimakosten zeigt deutlich: Es gibt keine objektiv richtigen Kostenschätzungen. Die Schätzungen variieren mit den dahinter stehenden Maßstäben, im Falle der Klimafolgeschäden sind dies vor allem die Diskontrate und die Frage, ob man die Kosten in den verschiedenen Ländern unterschiedlich gewichtet. Um so wichtiger ist es, die Annahmen, die hinter den Schätzungen stehen, transparent darzustellen.

Zur Bewertung nicht-tödlicher Gesundheitsrisiken empfehlen wir, den Bewertungsansatz value of life years lost zu verwenden und die Kostensätze des Forschungsprojektes NewExt zu verwenden.

Wir schlagen vor, die empfohlenen Werte regelmäßig zu überprüfen (Vorschlag nach drei Jahren).

Best-Practice-Schätzungen

Auf Grundlage der Empfehlungen der Methodenkonvention lassen sich vor allem best-practice-Schätzungen für energierelevante externe Kosten und externe Kosten des Verkehrs ermitteln⁷². Die externen Kosten der Stromerzeugung aus Stein- und Braunkohle liegen in der Größenordnung von 6 bis 8 €-Cent pro kWh, für den Stromerzeugungsmix in Deutschland betragen die externen Kosten knapp 6 €-Cent pro kWh. Dagegen liegen die Schadenskosten der erneuerbaren Energien zur Stromerzeugung unter 1 €-Cent pro kWh.

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 eingeflossen und welche Schadensarten enthalten sind.

Verbindlichkeit der Konvention

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

⁷² Vgl. hierzu die Ergebnisse in Maibach, Thöne (2007).

7 Anhang: Methoden der ökonomischen Bewertung

Wesentlich für die Wahl der Bewertungsmethode ist, ob es sich um *tangible* oder *intangible* Umweltschadenskosten 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 die Kosten der 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 aus einer anderweitigen 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; es wird wegen des nicht zu rechtfertigenden Aufwands der Informationsbeschaffung meist 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. Diesen Fall betrachten wir bei der Methodendiskussion nicht weiter⁷³, da hier nicht die Schätzung externer (Grenz-) Kosten im Mittelpunkt steht, sondern eher die Schätzung eines Ökosozialproduktes oder der Schadenskosten eines ganzen Sektors.

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.⁷⁴

- 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.⁷⁵

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:

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 Wasser-

⁷³ Um nicht-marginale Umweltauswirkungen zu beurteilen muss man auf gesamtwirtschaftliche Modell zurückgreifen. Beispiele für diesen Anwendungsfall findet man in dem EU-Projekt GARP.

⁷⁴ Preisänderungen können sich aber auch dann ergeben, wenn die Qualität des Gutes durch die Umwelteinwirkung beeinträchtigt wird. Hierbei kann die Preisänderung als Indikator für die Qualitätsänderung interpretiert werden

⁷⁵ 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 Ver-

aufbereitungskosten 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 Wertschöpfungsmethoden

Wertschöpfungsmethoden	
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.

wendung 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.

Anwendungsbeispiel: Ertragsverluste im Agrarsektor

Bei der Bewertung von Ertragsverlusten im Agrarsektor⁷⁶ 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)⁷⁷.

Ausweich- und Anpassungskosten

Eine mögliche Anpassungsreaktion der Produzenten ist der verstärkte Einsatz bestimmter Inputfaktoren wie z.B. Dünger⁷⁸ oder Calciumcarbonat, um schadstoffbedingte Produktionsverluste zu verringern. Zur Ermittlung der Kosten schätzt man 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.

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 Gewinn⁷⁹.

Kosten nicht vermiedener Schäden: Ertragsverluste

Als Leitlinien für die Bewertung der Produktionsverluste empfiehlt das Umweltbundesamt:

- ➔ Grundsätzlich sollte eine Bewertung zu Weltmarktpreisen erfolgen, sofern der Welthandel für das Gut eine relevante Bedeutung besitzt⁸⁰.
- ➔ Für Güter, die eher europaweite, nationale oder regionale Bedeutung besitzen empfehlen wir, europäische Preise zu verwenden.⁸¹
- ➔ Sind Güter auf eng beschränkten lokalen Handel begrenzt, sind die lokalen Preise ein geeigneter Indikator.

⁷⁶ Die folgenden Überlegungen lassen sich auch auf Produktionsverluste in anderen Sektoren übertragen.

⁷⁷ 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

⁷⁸ In Abhängigkeit von der zu untersuchenden Fragestellung kann es auch notwendig sein, die negativen Effekte der erhöhten Düngemittelnutzung in die Bewertung einzubeziehen.

⁷⁹ 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.

⁸⁰ Weltmarktpreise für Weizen, Gerste, Kartoffeln, Hafer können aus FAO-Statistiken entnommen werden.

⁸¹ Europäische Preise für Zuckerrüben und Roggen können aus der New Cronos Database von EUROSTAT entnommen werden.

- 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 werden und die jeweils gewählte Vorgehensweise sowie eventuelle Preiskorrekturen nachvollziehbar zu begründen.

A 1.3 Schätzung der Kosten zur Schadensverringern 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 Schadensverringern als auch die Kosten, die aus Anpassungs- und Ausweichreaktionen resultieren, einzubeziehen.

Schätzung der Kosten zur Schadensverringern	
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 gemacht 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 zurechnen 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.⁸²

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 Materialien⁸³.

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.

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 Rolle⁸⁴. Bei der naturalen Kompensation geht es darum, die Funktionen

⁸² 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.

⁸³ Darüber hinaus gehende ästhetische Kosten werden vernachlässigt, so dass es sich bei der Bewertung eher um eine Untergrenze des Schadens handelt.

⁸⁴ vgl. ausführlich: Kokott u.a.(2003).

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 nicht vermeidbaren 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, BNatSchG, § 8). 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

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 approach⁸⁵) ist, dass die Umweltqualität indirekt den Preis bestimmter Güter beeinflusst. Dies gilt zum Beispiel für

⁸⁵ Die Bezeichnung hedonic price approach geht darauf zurück, dass ein impliziter Preis für Umweltqualität aus der Nachfrage nach einem Gut abgeleitet wird.

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 – wegen eines regulierten Wohnungsmarktes - Mietpreise nur bedingt Rückschlüsse über Zahlungsbereitschaften für eine verbesserte Umweltqualität erlauben.

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 Zielen 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 Zielen 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 Gesamtkostenmethode 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 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).⁸⁶

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 er-

⁸⁶ Zur Berücksichtigung geeigneter Ziele vgl. die Ausführungen im Hauptteil, Kapitel 2.3.

reichen. 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.

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 Endres⁸⁷ 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 ökonomische Bewertungsmethode stößt in diesem Fall an ihre Grenzen.

⁸⁷ vgl. Endres, A. und Holm-Müller, K. (1998).

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.

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. Beispielsweise ist in den USA die erfolgreiche Durchführung des sogenannten Scope-Tests, mit dessen Hilfe man untersucht, ob Zahlungsbereitschaftsangaben auf eine Veränderung des Programmumfangs in der erwarteten Art reagieren, Voraussetzung dafür, dass man die Ergebnisse von Zahlungsbereitschaftsbefragungen im Rahmen von Schadensersatzansprüchen vor Gericht verwerten darf.⁸⁸ 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.⁸⁹

A 3.1 Kontingente Bewertungsmethode (Contingent Valuation)

Die Kontingente Bewertungsmethode (KBM) ist ein umfragebasiertes Verfahren, das die individuelle Zahlungsbereitschaft für eine bestimmte Umweltqualität abfragt. Mit Hilfe ökonomischer 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, Gesundheits-

⁸⁸ Vgl. hierzu z.B. Degenhard, S u.a. (1997).

⁸⁹ Für eine Darstellung der Methoden vgl. z.B. Ewers, H.J. und Schulz, W. (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).

zustand, 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.⁹⁰

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.⁹¹ 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 Fachleute diese Probleme zunehmend als kontrollierbar einschätzen.⁹² 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.⁹³ Allgemein gesprochen ist bei Vorliegen dieses Effektes die Zahlungsbereitschaft für ein einzelnes Gut ähnlich hoch wie für mehrere Güter.⁹⁴ Der Stand der Forschung zeigt jedoch, dass der Embedding-Effekt nicht regelmäßig in den Untersuchungen auftritt und sich durch entsprechende Frage-techniken aufdecken und vermeiden lässt.⁹⁵

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.⁹⁶ Die theoretische Grenze des Untersuchungsgebiets liegt dort, wo der Umweltschaden keinen Einfluss mehr auf die Wohl-

⁹⁰ Vgl. MacAlister u.a. (2001).

⁹¹ Für einen Überblick vgl. Carson u.a. (2001).

⁹² Vgl. Loomis (1999) und Bjornstad/Kahn (1996).

⁹³ Vgl. Kahneman/Knetsch (1999).

⁹⁴ 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).

⁹⁵ Vgl. Hoehn/Loomis (1999).

⁹⁶ Für eine Übersicht zu diesem Problem in der deutschen Literatur: Rommel (2001).

fahrt der Individuen hat.⁹⁷ Diese Grenze eindeutig zu identifizieren ist häufig kaum möglich, da bei bedeutsamen Naturgütern potenziell bei einer großen Zahl an Betroffenen und in weiter Entfernung vom Standort Nichtnutzungswerte 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.⁹⁸ Vor diesem Hintergrund sollte in den Bewertungsergebnissen stets vermerkt sein, wie sensitiv die gesamte ökonomische Wertschätzung auf die Marktabgrenzung reagiert.

Um die Validität der Ergebnisse Kontingenter Bewertungen zu sichern, sind die gängigen Qualitätskriterien zu beachten⁹⁹.

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.¹⁰⁰ Auch in der Umwelthaftung sehen einige Autoren einen Anwendungsbereich.¹⁰¹ So könnten durch den Einsatz der CJA direkt naturale Äquivalente für geschädigte Naturgüter gefunden werden, ohne dass auf den Umweg der Verrechnung der

⁹⁷ Desvousges u.a. (1998).

⁹⁸ 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).

⁹⁹ Zur Konstruktion und der Analyse von Contingent-Valuation-Studien haben die Ökonomen Arrow und Solow⁹⁹ Empfehlungen entwickelt, die auf Veranlassung des Damage Assessment and Restoration Program (DARP) der National Oceanic and Atmospheric Administration (NOAA) im Rahmen des U.S. 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.

¹⁰⁰ Vorliegende Studien sind z.B. Goossen/Langers (2000), Jung (2001).

¹⁰¹ Vgl. Mathews u.a. (1995).

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.¹⁰²

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.¹⁰³ Vor dem Hintergrund dieser Kritik haben Forscher die Ansätze des Choice-Modelling und der Choice-Experimente aus der CJA entwickelt.¹⁰⁴ Im Unterschied zur CJA wird hier nicht mittels Paarvergleichen bewertet, sondern die Befragten wählen 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.

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.¹⁰⁵

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 gesehen¹⁰⁶, 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.

¹⁰² Farber/Griner (2000).

¹⁰³ Vgl. Kopp (1999).

¹⁰⁴ Vgl. Rose (1999).

¹⁰⁵ Louviere u.a. (2000).

¹⁰⁶ Vgl. Flores/Thacher(2000).

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.

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 ähnlichen Motivation, 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 ex-

plizit 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.¹⁰⁷ Hinzu kommt eine Reihe von praktischen Problemen, die bereits bei der Erhebung der Primärdaten auftreten können und eine Übertragbarkeit der Daten teilweise ausschließen.¹⁰⁸ Einigkeit besteht, dass bei einem Benefit Transfer eine Reihe von Qualitätskriterien einzuhalten sind.¹⁰⁹

A 4.1 Qualitätskriterien zur Durchführung eines Benefit Transfers

Bei einem Benefit Transfers sind die einschlägigen Qualitätskriterien zu beachten¹¹⁰, die wir im Folgenden zusammenfassen:

1. Die Charakteristika des zu bewertenden Schadens müssen mit denen der Primärstudie weitgehend übereinstimmen.

¹⁰⁷ Vgl. Ahlheim/Lehr (2002).

¹⁰⁸ Vgl. Brookshire/Neill (1992).

¹⁰⁹ Vgl. Unsworth/Petersen (1994).

¹¹⁰ . In der Literatur wurden eine Reihe von Qualitätskriterien für die Durchführung eines Benefit Transfer entwickelt, unter anderem Unsworth und Petersen, (1995), MacAlister et al., (2001), Ahlheim und Lehr (2002).

2. Die sozioökonomischen Bedingungen müssen weitgehend ähnlich sein. Die Zuverlässigkeit einer internationalen Datenübertragung ist deutlich schlechter als die einer regionalen Übertragung innerhalb eines Landes.¹¹¹
3. Die Primärstudie muss hinreichend genau dokumentiert sein, so dass man bestimmte Parameter bei der Übertragung variieren kann.
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 wird in der Regel die durchschnittliche Zahlungsbereitschaft aus der der Primärstudie mit der Anzahl der Haushalte, die von dem zu bewertenden Umweltschaden betroffen sind.¹¹²
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 ein „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 hat¹¹³. Es gibt Werte für die durchschnittlichen Schäden (Gesundheit, Material, Ernteaussfälle) der Luftbelastung durch SO₂, NO_x, NMVOC, PM₁₀ und PM_{2,5}. Diese Werte sind auch nach Standortkriterien differenziert (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 externe Umweltkosten verfügbar, die als Quelle für einen Benefit Transfer in Betracht kommen. Dabei ist

¹¹¹ Vgl. Muthke (2001).

¹¹² Vgl. OECD (2002).

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)¹¹⁴.

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. Die den Ergebnissen zugrundeliegenden Annahmen und Daten sind allerdings nicht unmittelbar ersichtlich.
- 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 für Angehörige aus den USA, Kanada und Frankreich kostenlos 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:

¹¹³ Vgl. European Commission (2005), S. 85.

¹¹⁴ ExternE - Methodology 2005 Update (<http://www.externe.info/brussels/methup05.pdf>)

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 (Externalities of Energie) 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/cafe/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.asso.fr/html/environnement/cd_external/docs/ext-cost-summary_de.pdf

Externe Kosten des Verkehrs – Aktualisierungsstudie 2004 (Zusammenfassung). Studie im Auftrag des internationalen Eisenbahnverbandes.

http://www.uic.asso.fr/html/environnement/cd_external/docs/externalcosts_previous_en.pdf

Externe Kosten des Verkehrs – Unfall-, Umwelt- und Staukosten in Westeuropa. Studie im Auftrag des internationalen Eisenbahnverbandes (2000).

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 Verkehrslärmbelastung 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.

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

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 verwenden¹¹⁵. Diese Werte können als benchmark herangezogen werden. Soweit verfügbar, sollte man den Regressionskoeffizient des Einkommens aus der Originalstudie als Elastizität verwenden.

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.

¹¹⁵ Nach Auffassung von Pearce sind weitere Studien zur Überprüfung dieser Werte erforderlich.

8 Literaturverzeichnis

Ahlheim, M., Lehr, U. (2002): Nutzentransfer. das Sparmodell in der Umweltbewertung, Perspektiven der Wirtschaftspolitik 2002, S. 85 ff.

Ahlheim, M., Frör, O. (2003): Valuing the non-market production of agriculture – Bewertung nicht-marktlicher Agrarproduktion. Agrarwirtschaft Vol. 52, Heft 8.

Amann u.a. (1998): Emission reduction scenarios to control acidification, Eutrophication and Ground-Level Ozone in Europe. Report prepared for the 22nd Meeting of the UN/ECE Task-Force on Integrated Assessment Modelling. International Institute for Applied Systems Analysis (IIASA), Laxenburg, Austria.

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) External Externalities of Energy. Vol. 6. Wind & Hydro. Brussels.

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, pp. 125 – 144.

Bachmann, T.M., (2006): “Hazardous substances and human health: exposure, impact and external cost assessment at the European scale. Elsevier, Amsterdam. 0-444-52218-2.

Bamberg, Coenenberg (2006): Betriebswirtschaftliche Entscheidungslehre, 13. Aufl. 2006, Verlag Vahlen.

Bateman, I.J. u.a. (2000): Benefits transfer in theory and practice. A Review of some new Studies, University of East Anglia.

Baumann, E. H. und Renn, O. (1989): Air quality standards and regulatory styles in West Germany and the United States of America, in: L. J. Brassler and W. C. Mulder (Hrsg.): Man and His Ecosystem. Proceedings of the 8th World Clean Air Congress 1989. Amsterdam.

Bennett, J, Blamey, R.K. (2001): The choice modelling approach to environmental Evaluation, Cheltenham.

Bjørner, T. B u.a. (2003): Valuation of noise reduction. Comparing results from hedonic pricing and contingent valuation. SØM publication no. 51 (research report), Copenhagen

Bjornstadt, D.,J., Kahn, J.,R. (1996): The contingent valuation of environmental resources. Methodological issues and Research Needs, Cheltenham.

BMU (2005): Folgenabschätzungen zu den wirtschaftlichen Nutzen und Kosten der Europäischen Chemikalienpolitik (REACH), Sonderteil in Umwelt Nr.3/2005.

- Boholm, A. (1998): Comparative studies of risk perception: A review of twenty years of research, *Journal of Risk Research*, 1, No. 2 1998, S. 135-163.
- Brookshire, D., Neill, H. (1992): Benefit transfer: Conceptual and empirical issues, *Water Resources Research*, S. 651ff.
- Capros und Mantzos (2000): Kyoto and Technology at the European Union: Costs of emission reduction under flexibility mechanisms and technology progress, *International Global Energy Issues* 14, S. 169-183
- Carson, R.T. u.a. (2001): Contingent valuation. Recent controversies and evidence, *Environmental and Resource Economics* 2001, S. 173 ff.
- Degenhardt u.a. (1997): Untersuchung der Zahlungsbereitschaft für die Umsetzung von Naturschutzkonzeptionen, F+E-Vorhaben im Auftrag des BfN, Kassel.
- Degenhardt, S., Gronemann, S. (1998): Die Zahlungsbereitschaft von Urlaubsgästen für den Naturschutz. Theorie und Empirie des Embedding-Effekts. *Europäische Hochschulschriften, Reihe V: Volks- und Betriebswirtschaft*, Band 2294. Frankfurt a.M. Lang.
- DesVouges, W., H. u.a. (1999): Scaling and Selecting Compensatory Restoration Projects: An Economic Perspective, in: Cecil (Hrsg.), *Restoration of Lost Human Uses of the Environment*, Pensacola, Florida.
- DesVouges, W., H. u.a. (1998): *Environmental Policy Analysis with Limited Information, Principles and Applications of the Transfer Method*, Cheltenham.
- Dryzek, J. S. (1990): *Discursive Democracy*. Cambridge: Cambridge University Press
- Elsasser, P., Meyerhoff, J. (Hrsg.) (2001): *Ökonomische Bewertung von Umweltgütern*, Marburg.
- Endres, A., Holm-Müller, K.(1998): *Die Bewertung von Umweltschäden*, Stuttgart u.a.
- 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, DG XII Science, Research and Development (Hrsg.) (1995): *ExternE Externalities of Energy. Vol. 2: Methodology*. Brüssel 1995
- European Commission (1997): *Communication to the Council and the European Parliament on a Community Strategy to Combat Acidification COM(97) 88 final*, Brussels.

European Commission (1997): 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>

European Science and Technology Observatory (ESTO), Institute for Prospective Technological Studies (IPTS), (1999): “On Science and Precaution in the Management of Technological Risk”. Vol I. A Synthesis report of case studies. Andy Stirling. Brüssel. EU-Kommission.

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.

Ewers, H. J., Schulz, W.(1982): Die monetären Nutzen gewässergutverbessernder Maßnahmen. Berichte 3/82, Erich Schmidt Verlag, Berlin

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.

Friedrich, R., Bickel, P. (Hrsg.) (2001): Environmental External Costs of Transport. Berlin, Heidelberg, New York, Springer Verlag 2001.

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

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.

Habermas, J. (1989): „Erläuterungen zum Begriff des kommunikativen Handelns“ in: J. Habermas: Vorstudien und Ergänzungen zur Theorie des kommunikativen Handelns. 3. Auflage. Frankfurt. Suhrkamp, S. 571-606

Hampicke, U. (2003): „The capacity to solve problems as a rationale for intertemporale discounting“, in: International Journal of Sustainable development, Vol. 6, No. 1, pp. 98-116.

Hanusch, H. (1994): Nutzen-Kosten-Analyse. München: Vahlen

- Hoehn, J., Loomis, J. (1999): Substitution effects in the Valuation of Multiple Environmental Programs, *Journal of Environmental Economics and Management*, S. 56f.
- Höhn, H. J. (1994): Umweltethik und Umweltpolitik, in: *Aus Politik und Zeitgeschichte*, B49/94. Bonn. S. 13-21
- Hohmeyer, O. (2001): Vergleich der externen Kosten der Stromerzeugung in Bezug auf das Erneuerbare Energien Gesetz, UBA Texte 06/02, Berlin.
- Holland, M. (2002.): Benefits Table database, Version E1.02a: Estimates of the marginal external costs of air pollution in Europe, created for European Commission DG Environment.
- Hurley, F./Miller, B. (2004): Life tables for different discount rates. Summary description of methods and results. IOM Working Paper, draft version, Edinburgh, 21 May 2004
- IER (1997): Externe National Implementation Germany. Final Report. Brüssel 1997.
- IER (2004a): Sachstandspapier „Diskontierung“, im Rahmen des UBA-Forschungsprojekts 203 14 127 „Erarbeitung von Maßstäben für die Bewertung umweltrelevanter externer Kosten“.
- IER (2004b): Sachstandspapier „Methoden der monetären Bewertung“, im Rahmen des UBA-Forschungsprojekts 203 14 127 „Erarbeitung von Maßstäben für die Bewertung umweltrelevanter externer Kosten“.
- IER (2004c): Sachstandspapier „Der Bewertungsansatz zur Ermittlung externer Umweltkosten“, im Rahmen des UBA-Forschungsprojekts 203 14 127 „Erarbeitung von Maßstäben für die Bewertung umweltrelevanter externer Kosten“.
- IER (2004d): Sachstandspapier „Übertragung von Kostenschätzungen aus bestehenden Studien“, im Rahmen des UBA-Forschungsprojekts 203 14 127 „Erarbeitung von Maßstäben für die Bewertung umweltrelevanter externer Kosten“.
- IER (2006): Sachstandspapier „Bewertung von Gesundheitsrisiken“, im Rahmen des UBA-Forschungsprojekts 203 14 127 „Erarbeitung von Maßstäben für die Bewertung umweltrelevanter externer Kosten“.
- INFRAS/IWW (1995): External effects of transport, Studie im Auftrag des Internationalen Eisenbahnverbandes (UIC), Paris.
- 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.
- International Panel on Climate Change (IPCC) (2007): „Climate Change 2007: The Physical Science Basis, Summary for Policy Makers. Contribution of Working Group I to the Fourth Assessment Report of the IPCC.

- Isecke, B., Weltschev, M. Heinz, I. (1990): Volkswirtschaftliche Verluste durch umweltverschmutzungsbedingte Materialschäden in der Bundesrepublik Deutschland. Berlin. Bundesanstalt für Materialforschung und –prüfung
- Jung, M. (1995): Präferenzen und Zahlungsbereitschaft für eine verbesserte Umweltqualität im Agrarbereich, Frankfurt am Main.
- Kahneman, D., Knetsch, J.,L. (1992): Valuing public goods. The Purchase of Moral satisfaction, *Journal of Environmental Economics and Management* 1992, S. 57
- 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>
- Klinke; A./Renn, O. (2002): A New Approach to Risk Evaluation and Management: Risk-Based, Precaution-Based and Discourse-Based Management. *Risk Analysis*, 22, No. 6, S. 1071-1094
- 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.
- 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 Verlag 1997.
- Krewitt, W., Schломann, B. (2006): Externe Kosten der Stromerzeugung aus erneuerbaren Energien im Vergleich zur Stromerzeugung aus fossilen Energieträgern, *Gutachten im Auftrag des BMU*.
- 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.
- Maibach, M. Thöne, M. u.a. (2007): *Praktische Anwendung der Methodenkonvention: Möglichkeiten der Berücksichtigung externer Umweltkosten bei Wirtschaftlichkeitsrechnungen*

von öffentlichen Investitionen. Endbericht März 2007. Studie im Auftrag des Umweltbundesamtes.

Markandya, A. (1992): External Costs of Fuel Cycles. An Impact Pathway Approach. EC/US Fuel Cycle Study. London. Metroeconomica Ltd.

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.

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.

Müller, M. u.a. (2001): Integrierte ökonomische und ökologische Bewertung der Landnutzung in peripheren Regionen, Berichte über die Landwirtschaft 2001, Band 97 (1).

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

Navrud, S. (2004): Current Practice and Future Perspectives of the Economic Valuation of Transportation Noise within the EU. Paper presented at the Acustica 2004 Conference in Guimaraes, Portugal

Nellthorp, J. u.a. (2001): Valuation Conventions for UNITE. Working Paper Version 1.0 of 11 April 2001 for the EU-Project UNITE (Unification of accounts and marginal costs for transport efficiency), ITS, University of Leeds.

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

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

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, 384-409.

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. (Hg.): Welfare and Efficiency in Public Economics. Berlin, Heidelberg. Springer, S. 363-400

- Rabl, A. (1996): Discounting of Long Term Costs: What Would Future Generations Prefer Us to Do? *Ecological Economics* 17. S. 137-145
- Rat von Sachverständigen für Umweltfragen (1994): Für eine dauerhaft-umweltgerechte Entwicklung. *Umweltgutachten 1994*.
- Rat von Sachverständigen für Umweltfragen (1998): „Umweltschutz: Erreichtes sichern – Neue Wege gehen“. *Umweltgutachten 1998*
- Renn, O. (1998): The Role of Risk Perception for Risk Management. *Reliability Engineering and System Safety*, 59, S. 49-61
- Renn, O. (1989): „Risikowahrnehmung – Psychologische Determinanten bei der intuitiven Erfassung und Bewertung von technischen Risiken“, in: Hosemann, G. (Hrsg.): *Risiko in der Industriegesellschaft*. Nürnberg, S. 167-192
- Renn, O. (2002): Die subjektive Wahrnehmung technischer Risiken, in: R. Hölscher und R. Elfgen (Hg.): *Herausforderung Risikomanagement. Identifikation, Bewertung und Steuerung industrieller Risiken*. Wiesbaden.
- 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.
- Rennings, K. (1995): *Economic Valuation of Fuel Cycle Externalities. Final report prepared for the European Commission, DG XII, JOULE. IVM*, Münster
- Rommel (2001): Der Einfluss der Marktgröße und der Distanz auf die Zahlungsbereitschaft, in: Elsasser/Meyerhoff (Hg.), *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.
- Rothengatter u.a. (1999): Entwicklung eines Verfahrens zur Aufstellung umweltorientierter Fernverkehrskonzepte als Beitrag der Bundesverkehrswegeplanung, *Berichte 4/99*, Erich Schmidt Verlag, Berlin.
- Rowe R.,D. u.a. (1992). Nestucca Oil Spill, in: Ward u.a.(Hrsg.): *Natural Resources Damages: Law and Economics*, S. 527
- 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, p. 237.

Schneeberger W. (2004): Kalkulation im landwirtschaftlichen Betrieb, Wien: Universität für Bodenkultur.

Schulz, W. (1985): Der monetäre Wert besserer Luft. Eine empirische Analyse individueller Zahlungsbereitschaften und ihrer Determinanten auf der Basis von Repräsentativumfragen. Frankfurt a.M.. Lang

Stern, N, (2006): The Economics of Climate Change. UK HM Treasury.

Trædal, Y., Bontempi, S. (2004): Selection of topics for valuation surveys. HEATCO Work Package 5 Draft Position Paper. 13 December 2004, Oslo.

Tversky, A. und Kahneman, D. (1974): Judgment under uncertainty. Heuristics and biases. Science. 85, S. 1124-1131

Umweltbundesamt (1999): Leitfaden Betriebliche Umweltauswirkungen.

Umweltbundesamt (2000): „Ziele für die Umweltqualität“, Erich Schmidt Verlag, Berlin .

Umweltbundesamt (2002):: “Nachhaltige Entwicklung in Deutschland. Die Zukunft dauerhaft umweltgerecht gestalten”, Erich Schmidt Verlag, Berlin.

Umweltbundesamt (2005): Die Zukunft in unseren Händen: 21 Thesen für die Klimaschutzpolitik des 21. Jahrhunderts.

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.

Vainio, M., White, S. (2001): Value of statistical life in Europe. Working Paper for the workshop “Economic valuation of mortality risk reduction: Assessing the state of the art for policy applications” by the US Environmental Protection Agency National Center for Environmental Economics and National Center for Environmental Research, 6-7 November 2001, Silver Springs, MD, USA

van den Baele, W./Neidhardt, W. (Hrsg.) (1996): Kommunikation und Entscheidung. Politische Funktionen öffentlicher Meinungsbildung und diskursiver Verfahren. Berlin.

Viscusi, W. K., Aldy, J. E. (2003): “The Value of a Statistical Life: a critical review of market estimates throughout the world”, Working Paper 9487, NBER Working Paper Series, Cambridge

Wachlin, K. D. und Renn, O. (1999): „Diskurse an der Akademie für TA in Baden-Württemberg: Verständigung, Abwägung, Gestaltung, Vermittlung“, in: S. Bröchler, G. Si-

- monis und K. Sundermann (Hg.): Handbuch Technikfolgenabschätzung, Band 2. Berlin: Sigma, S. 713-722
- Wagner, R. (2000): Monetäre Umweltbewertung mit der Contingent Valuation-Methode. Europäische Hochschulschriften, Reihe V: Volks- und Betriebswirtschaft, Band 2611. Frankfurt a.M. Lang
- Wätzold, F., Simonis, U. E. (1997): Ökologische Unsicherheit: Über Möglichkeiten und Grenzen von Umweltpolitik, in: Aus Politik und Zeitgeschichte, B27/97. Bonn, S. 3-14
- WBGU (1999), Wissenschaftlicher Beirat der Bundesregierung Globale Umweltveränderungen: Welt im Wandel. Strategien zur Bewältigung globaler Umweltrisiken. Jahrgutachten 1998. Berlin: Springer
- WBGU (2003): Welt im Wandel, Energiewende zur Nachhaltigkeit, Jahrgutachten 2003, Berlin, Springer.
- WBGU (2003): Über Kioto hinausdenken. Klimaschutzstrategien für das 21. Jahrhundert. Sondergutachten, Berlin 2003.
- Weitzman, M. L. (1994): On the "Environmental" Discount Rate. *Journal of Environmental Economics and Management* 26: 200-209.
- Weitzmann, M. L. (1999): Just Keep Discounting, But ..., in: Portney, P. R.; Weyant, J. P. (eds.): *Discounting and Intergenerational Equity. Resources for the Future*, Washington DC. S. 23-29
- Ziesing, H.-J. (Hrsg.), (2004): Externe Kosten in der Stromerzeugung, Energie im Dialog, Band 4, VWEW Energieverlag, Frankfurt am Main.
- Zwick, M. und Renn, O. (2002): Wahrnehmung und Bewertung von Risiken. Ergebnisse des Risiko Survey Baden-Württemberg 2001. Akademie für Technikfolgenabschätzung in Baden-Württemberg, Arbeitsbericht Nr. 2002. Stuttgart