



**Methodenkonvention 3.0 zur
Ermittlung von Umweltkosten
Methodische Grundlagen**

Methodenkonvention 3.0 zur Ermittlung von Umweltkosten

Methodische Grundlagen

von

Dr. Björn Bünger

Umweltbundesamt, Dessau-Roßlau

Dr. Astrid Matthey

Umweltbundesamt, Dessau-Roßlau

auf Grundlage der Methodenkonventionen 1.0 und 2.0,
Schwermer (2007, 2012a, 2012b) und Schwermer et al.
(2014).

Unter Mitarbeit von Damaris Bertschmann und
Daniel Sutter, INFRAS Zürich.

Impressum

Herausgeber

Umweltbundesamt

Wörlitzer Platz 1

06844 Dessau-Roßlau

Tel: +49 340-2103-0

Fax: +49 340-2103-2285

info@umweltbundesamt.de

Internet: www.umweltbundesamt.de

[f/umweltbundesamt.de](https://www.facebook.com/umweltbundesamt.de)

[t/umweltbundesamt](https://www.twitter.com/umweltbundesamt)

Abschlussdatum:

Oktober 2018

Publikationen als pdf:

<http://www.umweltbundesamt.de/publikationen>

ISSN 2363-832X

Dessau-Roßlau, November 2018

Inhaltsverzeichnis

Abbildungsverzeichnis.....	7
Vorbemerkung.....	9
1 Einleitung.....	10
1.1 Die ökonomische Bewertung von Umweltschäden im Kontext der leitbildorientierten Umweltpolitik.....	10
1.2 Erfahrungen mit der Schätzung von Umweltschadenskosten.....	13
1.3 Zielsetzung und Aufbau der Methodenkonvention.....	14
2 Maßstäbe zur monetären Bewertung von Umweltkosten.....	16
2.1 Welche Maßstäbe brauchen wir?.....	16
2.2 Bewertungsmaßstab individuelle Präferenzen.....	16
2.3 Gesellschaftliche Bewertungen und Expertenurteile als Maßstab für die Bewertung.....	18
2.4 Bewertung irreversibler Schäden.....	20
2.5 Berücksichtigung von Unsicherheit und Risikoaversion bei der Schätzung von Umweltkosten.....	21
2.5.1 Bewertung bei Risikoneutralität.....	21
2.5.2 Bewertung bei Risikoaversion.....	22
2.5.3 Bewertung von Katastrophenrisiken.....	24
2.5.4 Exkurs: Zur Bewertung von Kernkraftrisiken.....	26
2.5.5 Zur Einbeziehung des Vorsorgeprinzips.....	27
2.5.6 Exkurs: Zur Rolle gesellschaftlicher Diskurse bei der Risikobewertung.....	28
2.5.7 Exkurs: Strategien zum Umgang mit Ungewissheit.....	29
2.6 Diskontierung künftiger Kosten und Nutzen.....	30
2.7 Zusammenfassung der Maßstäbe.....	32
3 Kostenkategorien zur Schätzung von Umweltkosten.....	35
3.1 Schadenskosten.....	35
3.2 Vermeidungskosten als Hilfsgröße zur Bestimmung von Umweltkosten.....	36
3.3 Gesamtkosten, Durchschnittskosten und Grenzkosten von Umweltschäden.....	38
3.3.1 Gesamtkosten.....	38
3.3.2 Durchschnittskosten.....	39
3.3.3 Grenzkosten.....	39
3.4 Methodisches Vorgehen zur Schätzung von Umweltschadenskosten.....	40
3.4.1 Wirkungspfadansatz.....	40

3.4.2	Vermeidungskosten nach dem Standard-Preis-Ansatz.....	42
3.4.3	Erweiterter Wirkungspfadansatz: Kombination des Wirkungspfadansatzes und des Standard-Preis-Ansatzes	43
3.4.4	Top-down-Ansatz zur Bewertung von Umweltschäden	44
3.4.5	Empfehlungen der Methodenkonvention zur Auswahl des Bewertungsansatzes.....	45
4	Standardisiertes Vorgehen zur ökonomischen Bewertung von Umweltschäden.....	46
4.1	Schritt 1: Beschreibung der Zielsetzung.....	46
4.2	Schritt 2: Untersuchungsgegenstand konkretisieren und Systemgrenzen festlegen	48
4.3	Schritt 3: Darstellung der relevanten Umwelteinwirkungen	49
4.4	Schritt 4: Darstellung der Ursache-Wirkungsbeziehungen (Wirkungsabschätzung)	50
4.5	Schritt 5: Zuordnung zu ökonomischen Nutzen- und Kostenkategorien.....	51
4.6	Schritt 6: Ökonomische Bewertung	52
4.7	Schritt 7: Darstellung und Interpretation der Ergebnisse.....	53
5	Methodenauswahl	54
6	Zusammenfassung.....	56
7	Quellenverzeichnis	59

Abbildungsverzeichnis

Abbildung 1: Kategorien des ökonomischen Gesamtwerts von Gütern	17
Abbildung 2: In der Schweiz verwendete Risikoklassen und Aversionsfaktoren	24
Abbildung 3: Beispiel einer Entscheidungsmatrix	29
Abbildung 4: Beispiel Umweltkosten des Verkehrs	38
Abbildung 5: Der Wirkungspfadansatz zur Erfassung von Umweltkosten	41
Abbildung 6: Mit Hilfe des Wirkungspfadansatzes (Luftpfad) ermittelbare Umweltkosten	42
Abbildung 7: Der erweiterte Wirkungspfadansatz zur Berechnung von Umweltkosten	44
Abbildung 8: Bewertungsschritte	46
Abbildung 9: Übersicht zu betrieblichen Umwelteinwirkungen	50
Abbildung 10: Beispiele für Umweltprobleme und korrespondierende relevante Umwelteinwirkungen	50
Abbildung 11: Anwendungsfelder Bewertungsmethoden	54

Vorbemerkung

Umweltpolitik ist vielfach mit dem Argument konfrontiert, unnötige Kosten für Unternehmen und Bürger zu erzeugen. Die ökonomische Bewertung von Umweltschäden erleichtert die Einordnung dieses Arguments. Denn sie ermöglicht es, den ökonomischen Nutzen umweltpolitischer Maßnahmen zu ermitteln und ggf. monetär darzustellen. Die Umwelt- und Gesundheitsschäden, die durch die Umweltpolitik heute und in Zukunft vermieden werden können, werden so besser sichtbar. Ein Beispiel dafür ist die Diskussion um den Klimaschutz: Während in der öffentlichen Diskussion häufig die entstehenden Kosten im Vordergrund stehen, belegen die wissenschaftlichen Ergebnisse, dass Klimaschutz sich auch ökonomisch für die Gesellschaft lohnt. Denn die Kosten des Klimaschutzes sind geringer als die Kosten des Nicht-Handelns.

Die ökonomische Bewertung erfordert jedoch Werturteile: Welche Schäden werden berücksichtigt? Wie sind heutige gegenüber künftig eintretenden Schäden zu gewichten? Wie gehen wir mit der Ungewissheit über das Eintreten künftiger Schäden und Ereignisse um? Wie vergleichen wir Schäden in reichen und ärmeren Ländern? Dies sind nur einige der werturteilsgebundenen Fragen, denen wir uns stellen müssen. Die Methodenkonvention des Umweltbundesamtes greift diese Fragen auf. Wir stellen darin unsere Werturteile und die Maßstäbe dar, die wir an die Bewertung von Umweltschäden (und von vermiedenen Umweltschäden) legen, und begründen, warum diese für unsere Berechnungen gelten. Damit möchte das Umweltbundesamt einen Beitrag zur Transparenz und Konsistenz der umweltpolitischen Entscheidungsfindung leisten.

Basierend auf diesen Bewertungsgrundsätzen leiten wir beispielsweise Kostensätze für die Umweltkosten der Strom- und Wärmeerzeugung her. Ihre Berücksichtigung lässt viele Energieeffizienzmaßnahmen in einem anderen Licht erscheinen. Denn diese sparen nicht nur Energiekosten, sondern vermeiden auch Umwelt- und Gesundheitsschäden. Gesamtwirtschaftlich betrachtet ist daher ihre Rentabilität erheblich höher als bei einer rein betriebswirtschaftlichen Analyse.

Die vorliegende Methodenkonvention 3.0 basiert auf der Methodenkonvention 2.0 und den Ergebnissen des Forschungsvorhabens „Methodenkonvention 3.0 – Weiterentwicklung und Erweiterung der Methodenkonvention zur Schätzung von Umweltkosten“¹ (2016-2019) unter Berücksichtigung des Sachverständigen Gutachtens „Weiterentwicklung der Methodenkonvention durch die Einbeziehung von Wertschöpfungsketten“² (2015).

Alle Kostensätze der Methodenkonvention 2.0 wurden überarbeitet und neue Kostensätze hinzugefügt. Die Empfehlungen zu den Bewertungsmethoden wurden – wo nötig – aktualisiert und ergänzt.

¹ Forschungsnehmer in diesem Vorhaben sind INFRAS AG, Zürich, EIFER Karlsruhe, UFZ Leipzig, CE Delft und Fraunhofer ISI.

² Das Gutachten wurde von Alexandra Dehnhardt, Volkmar Hartje, Jürgen Meyerhoff und Philipp Schägner von der Technischen Universität Berlin erstellt.

1 Einleitung

1.1 Die ökonomische Bewertung von Umweltschäden im Kontext der leitbildorientierten Umweltpolitik

Der Begriff Umweltschaden umfasst sowohl Schäden an Gesundheit und Eigentum³ 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 (Senkenfunktion)

nicht weiter gefährdet werden. Daraus ergeben sich – in Anlehnung an die Enquete-Kommission „Schutz des Menschen und der Umwelt“⁴ 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 sind zu vermeiden.
4. Das Zeitmaß anthropogener Eingriffe in die Umwelt muss in einem ausgewogenen Verhältnis zu der Zeit stehen, die die Umwelt zur selbst stabilisierenden Reaktion benötigt.

Diese Handlungsgrundsätze definieren die Grenzen für wirtschaftliche und soziale Entwicklungspfade. Die ersten beiden Grundsätze beziehen sich dabei auf die Betrachtung der Umwelt als Rohstofflieferantin, auf die man sich lange Zeit beschränkt hat. In den letzten beiden Regeln steckt der Gedanke, dass die Funktionsfähigkeit der Ökosysteme nicht durch Einwirkungen des Wirtschaftens außer Kraft gesetzt werden darf.⁵

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.

³ Im deutschen Umweltrecht waren Umweltschäden lange auf diese Arten von Schädigungen beschränkt.

⁴ Enquete-Kommission (1994).

⁵ Vgl. hierzu Geisendorf u. a. (1998).

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

Die Festlegung der gewünschten Umweltqualität und der hieraus ableitbaren Umwelthandlungsziele muss in einem gesellschaftlichen Prozess erfolgen. Für Deutschland ist dies – abgesehen von den vorher bestehenden fachrechtlichen Regelungen – mit der Nachhaltigkeitsstrategie der Bundesregierung, ihren Zielen und Indikatoren, in einem wichtigen Schritt geschehen.⁶

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

Ökonomische Tragweite der Umweltqualitäts- und -handlungsziele 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 beitragen.

Wirkungen auf die Umwelt in Gesetzesfolgenabschätzungen (Regulatory Impact Assessments) adäquat berücksichtigen: Zur Beurteilung umweltpolitischer Maßnahmen und Instrumente spielen die gesamtgesellschaftlichen Folgewirkungen eine wichtige Rolle. Wirkungen, die aus einer Verbesserung der Umweltqualität oder aus einer Verringerung der Gesundheitsrisiken resultieren, werden in Gesetzesfolgenabschätzungen jedoch oft – wenn überhaupt – nur qualitativ bewertet.⁷ Die positiven Wirkungen umweltpolitischer Instrumente und Maßnahmen werden in der Folge oft vernachlässigt oder die Einführung neuer Regelungen wird sogar mit Verweis auf negative Wirkungen auf Wirtschaft und Beschäftigung erschwert.⁸ Die ökonomische Bewertung der durch umweltpolitische Regelungen vermiedenen Umweltschäden hat den Vorteil, dass sie in die Abwägung zwischen (monetären) Kosten und Nutzen der betrachteten Regelungen 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 anlasten: Eine besondere Bedeutung entfaltet die ökonomische Bewertung der Umweltschäden und die verursacherbezogene Schätzung der Kosten umweltschädigender Aktivitäten bei der Gestaltung und Beurteilung umweltpolitischer Instrumente, mit denen Umweltqualitätsziele und Umwelthandlungsziele erreicht werden sollen. Hierbei steht die Zielsetzung der verursachergerechten Internalisierung der externen Kosten im Vordergrund. Die ökonomische Bewertung der Umweltschäden hat daher einen hohen Stellenwert für die fachliche Fundierung von Abgaben und Subventionen nach Umweltschutz Gesichtspunkten. So lässt sich der Kritik willkürlicher oder rein fiskalisch motivierter Erhöhungen von Umweltausgaben 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

⁶ Zum aktuellen Stand der Nachhaltigkeitsstrategie vgl. Bundesregierung (2016).

⁷ Vgl. hierzu das UBA-Positionspapier „Bessere Gesetze durch mehr Transparenz der Gesetzesfolgen“ (UBA 2018)

⁸ Vgl. hierzu Vettori et al (2016).

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.

Im ökonomischen Sinn ist die Umweltnutzung mit Kosten verbunden, falls es andere, d. h. konkurrierende oder sich ausschließende Nutzungsmöglichkeiten gibt und/oder die Qualität eines Umweltgutes beeinträchtigt wird. Dies bedeutet, dass es sich bei dem betrachteten Umweltgut um ein im ökonomischen Sinn knappes Gut handelt.⁹ Die Einleitung von Abwässern in ein Gewässer kann beispielsweise mit der Nutzung für die Fischzucht, zur Trinkwassernutzung, für Produktionszwecke, zur Erholung oder als Lebensraum für Pflanzen und Tiere konkurrieren. Ein Biotop kann als Naturschutzgebiet erhalten oder durch den Bau einer Umgehungsstraße beeinträchtigt oder zerstört werden. Die Entscheidung für eine Nutzungsart bedeutet gleichzeitig den Verzicht auf alternative Nutzungsmöglichkeiten.¹⁰ 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 oder auf kulturelle Werte 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 monetär bewerteten negativen Wirkungen bezeichnet man als externe Kosten. Charakteristisch für externe Kosten ist die Tatsache, dass nicht die Verursacher diese Kosten tragen, sondern Personen, die in keiner direkten oder indirekten Marktbeziehung zu der verursachenden Aktivität stehen oder die Gesellschaft als Ganzes. Im Ergebnis stellt sich eine Situation ein, in der die Umwelt über ein ökonomisch optimales Maß hinaus beansprucht wird.

Die Begriffe „externe Umweltkosten“ und „Umweltschadenskosten“ werden in der Literatur oftmals synonym verwendet. Umweltschadenskosten sind jedoch umfassender als externe Umweltkosten. Denn nur der Teil der Kosten, der nicht den Verursachern angelastet – internalisiert – wird, stellt externe Kosten dar.¹¹ Diese Unterscheidung spielt eine Rolle, wenn die Höhe der Umweltkosten für die Beurteilung oder Gestaltung umweltpolitischer Instrumente herangezogen wird, etwa um die Frage zu beantworten, inwieweit die externen Kosten der Stromerzeugung mit den bestehenden Instrumenten den Verursachern angelastet sind.

Externe Kosten und Möglichkeiten der verursachergerechten Internalisierung

Es gibt zahlreiche Beispiele für externe Effekte: Eine Anlage, die Stickstoffoxide (NO_x) emittiert, verursacht u.a. Gesundheitskosten und Materialschäden an Gebäuden, die nicht dem Anlagebetreiber gehören. 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 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 Gesundheits- und Sanierungskosten entsprechen.

⁹ 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.

¹⁰ 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 zweitbesten Nutzungsmöglichkeit.

¹¹ Neben externen Umweltkosten können auch andere externe Kosten entstehen, etwa wenn Personen bei einem Autounfall durch das Handeln Dritter verletzt werden, ohne dass sie hierfür vollständig kompensiert werden.

Aus Gründen des Umweltschutzes und zur Erhöhung der gesellschaftlichen Wohlfahrt sollten externe Kosten deshalb dem Verursacher angelastet – „internalisiert“ – werden. Dies kann mit verschiedenen Instrumenten geschehen: Durch eine Abgabe oder Steuer auf die umweltschädigende Aktivität (z. B. Emission von Schadstoffen) erfolgt eine Internalisierung über Preise. Die Höhe der Steuer bemisst sich im Idealfall an den Grenzkosten des Schadens (d. h. den monetär bewerteten zusätzlichen Umweltschäden 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 Grenzschadenskosten und Grenzvermeidungskosten.

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

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

1.2 Erfahrungen mit der Schätzung von Umweltschadenskosten

Die Schätzung von Umweltschadenskosten ist seit vielen Jahren ein fester Bestandteil energie- und umweltpolitischer Diskussionen sowie groß angelegter Forschungsprogramme auf nationaler und internationaler Ebene. Seit Beginn der neunziger Jahre hat es auf EU-Ebene zunehmende Bestrebungen gegeben, die methodischen Grundlagen der Umweltschadensbewertung und der Schätzung von Umweltkosten zu verbessern und die Ergebnisse auch den politischen Entscheidungsträgern zu vermitteln. Prominente Beispiele waren das groß angelegte Forschungsprogramm Externe E (Externe Kosten der Energie) der EU-Kommission¹² und die Arbeiten zu den externen Kosten des Verkehrs¹³. In den letzten Jahren sind die Forschungsaktivitäten der EU-Kommission weniger intensiv.

Aktivitäten zur Vereinheitlichung der Schätzmethode und der in der Bewertung enthaltenen Maßstäbe sind weiterhin geboten, um die Nutzbarkeit der Schätzungen für die politische Entscheidungsfindung zu gewährleisten. Denn viele Umweltkosten-Schätzungen weisen eine beträchtliche Varianz auf, je nachdem, mit welcher Methode und unter welchen Annahmen sie geschätzt wurden.

Worauf sind die Varianzen bei der Schätzung von Umweltkosten zurückzuführen?

- ▶ Die Studien enthalten unterschiedliche Schadensarten. Einige Studien weisen nur diejenigen Schadensarten aus, für die es breit akzeptierte Berechnungsmethoden gibt und unterschätzen daher die Höhe der Kosten.

¹² European Commission (1998) und (2005) mit mehreren Folgeprojekten u. a. NEEDS, HEATCO, NewExt.

¹³ UNITE (2003), INFRAS/IWW (2000) und (2004).

- ▶ Bei der Wirkungsanalyse werden unterschiedliche Annahmen über Dosis-Wirkungsbeziehungen getroffen, die zu verschiedenen Beurteilungen der physischen 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 Einwirkungen auf die Umwelt (z. B. Emissionsvermeidungskosten).
- ▶ Die Studien enthalten unterschiedliche normative Annahmen z. B. über die Diskontierung künftig erwarteter Kosten und Nutzen.
- ▶ Unsicherheiten werden in unterschiedlicher Weise bei der Bewertung berücksichtigt.
- ▶ Die Studien wählen unterschiedliche Systemgrenzen (z. B. hinsichtlich der räumlichen und zeitlichen Abgrenzung).

Im Rahmen der Forschungsarbeiten zur Methodenkonvention 3.0 wurden für verschiedene Schadensbereiche gesicherte Untergrenzen der Umweltkosten erarbeitet. Hierzu gehören neben der Krankheitslast auf Grund der Emission von Luftschadstoffen zum Beispiel auch Umweltkosten in den Bereichen Baustoffe und Landwirtschaft. Bei anderen wichtigen Schadenskategorien – wie beispielsweise der Bewertung von chemischen Substanzen oder der Belastung von Böden und Gewässern mit Schwermetallen – ist dies allerdings auch zum Stand der vorliegenden Veröffentlichung nicht gegeben.

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

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

Wirkungen auf die Umwelt und den Menschen sind in der Regel nicht vollständig quantifizierbar. Die Schätzungen der Umweltkosten geben daher oft nur einen Teil der tatsächlichen Schäden wieder. Bei der umweltpolitischen Bewertung der Ergebnisse ist daher zu berücksichtigen, dass die Kosten oft nur Untergrenzen für die tatsächlich zu erwartenden negativen Auswirkungen darstellen.

1.3 Zielsetzung und Aufbau der Methodenkonvention

Die seriöse Schätzung von Umweltkosten 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 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 enthält Kriterien für die Beurteilung und Auswahl verschiedener Bewertungsmethoden sowie die Anwendbarkeit der Methoden - in Abhängigkeit von den zu beantwortenden Fragestellungen.
3. Die Konvention schafft Transparenz über die in die Bewertung einfließenden Annahmen und Maßstäbe, indem sie deren Dokumentation nach einem einheitlichen Muster fordert.
4. Die Maßstäbe zur Ermittlung der Umweltkosten (normative Elemente der Bewertung) sollen grundsätzlich für alle Studien des Umweltbundesamtes einheitlich sein. Abweichungen sind zu begründen.
5. Die Konvention ist für Studien, die im Auftrag des Umweltbundesamtes durchgeführt werden, anzuwenden. Zudem enthält die Methodenkonvention Best-Practice-Schätzungen zu Umweltkosten.
6. Die Konvention richtet sich auch an die Nutzer der Best-Practice-Schätzungen zu Umweltkosten, die damit überprüfen können, welche Maßstäbe den ermittelten Kosten zugrunde liegen. Darüber hinaus stellt sie ein Angebot für externe Forschergruppen dar, ihre Studien anschlussfähig und vergleichbar zu gestalten.

Die Methodenkonvention gliedert sich in zwei Teile. Der Teil „Methodische Grundlagen“ beschäftigt sich mit grundlegenden methodischen Fragen. So behandelt Kapitel 2 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.

Der separat veröffentlichte Teil „Kostensätze“ enthält Best-Practice-Kostensätze für Treibhausgase, konventionelle Luftschadstoffe, Lärm, Verkehr, Strom- und Wärmeerzeugung, Ökosysteme, Baustoffe, Stickstoff und Phosphor sowie die Emission von Treibhausgasen in der Landwirtschaft einschließlich der Auswirkungen von Landnutzungsänderungen. Diese Kostensätze stellen den neusten Stand des Wissens dar und sind unter Berücksichtigung der Bewertungsmaßstäbe der Methodenkonvention abgeleitet worden.

2 Maßstäbe zur monetären Bewertung von Umweltkosten

2.1 Welche Maßstäbe brauchen wir?

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

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

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

2.2 Bewertungsmaßstab individuelle Präferenzen

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

Umweltschadenskosten stellt man üblicherweise in Bezug zur Umwelteinwirkung (z. B. pro Einheit Emission) oder zur verursachenden Aktivität (z. B. pro erzeugter Kilowattstunde Strom) dar. Dies setzt die Kenntnis der Wirkungskette von der Einwirkung / Aktivität bis zum resultierenden physischen 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 nutzungsabhängige- und nutzungsunabhängige Werte gliedern (siehe Abbildung 1 oberer Teil). Diese Gliederung vereinfacht es, die Ergebnisse der Bewertung im Hinblick auf Vollständigkeit der einbezogenen Werteelemente zu interpretieren. Den verschiedenen Kategorien lassen sich dann geeignete Bewertungsmethoden zuordnen (Abbildung 1 unterer Teil).

Abbildung 1: Kategorien des ökonomischen Gesamtwerts von Gütern

Ökonomischer Gesamtwert von Umweltgütern					
<u>Nutzungsabhängige Werte</u>			<u>Nutzungsunabhängige Werte</u>		
<u>Direkte Werte</u>	<u>Indirekte Werte</u>	<u>Optionswert</u>	<u>Existenzwert</u>	<u>Vermächtniswert¹⁴</u>	<u>Altruistischer Wert</u>
Wirtschaftlicher Nutzen, z. B. Leistungen, die direkt konsumiert oder für Produktionszwecke genutzt werden können, Erlebniswert	Funktionswert, Leistungen des Ökosystems, z. B. Flutkontrolle, Schadstofffilter	zukünftige potenzielle Nutzung der direkten und indirekten Werte	Nutzen aus dem Wissen um die Existenz von Naturgütern oder dem Schutz der Umwelt an sich ohne Berücksichtigung eines tatsächlichen oder möglichen Gebrauchsnutzen	Nutzen aus dem Wissen um die Existenz von Naturgütern mit dem Wunsch des Erhalts der Verfügungsmöglichkeit zukünftiger Generationen	Nutzen aus dem Wissen um die Existenz von Naturgütern mit dem Wunsch des Erhalts der Verfügungsmöglichkeit für andere
Ökonomische Bewertungsmethoden zur Erfassung der Zahlungsbereitschaft					
indirekte Bewertungsverfahren, Analyse von Marktdaten	indirekte Bewertungsverfahren, z. B. Bewertung anhand der Wiederherstellungskosten	direkte Bewertungsverfahren, kontingente Bewertung (Befragungen)	direkte Bewertungsverfahren, kontingente Bewertung (Befragungen)		

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

Direkte Bewertungsmethoden nutzen Befragungen zur Schätzung der Zahlungsbereitschaft. Sie sind geeignet um sowohl die nutzungsabhängigen als auch die nutzungsunabhängigen Werte zu erfassen. Bei den indirekten Bewertungsmethoden stehen verschiedene Methoden zur Verfügung, die es erlauben, aus dem Verhalten der Wirtschaftssubjekte am Markt Rückschlüsse auf deren Zahlungsbereitschaften zu ziehen (siehe hierzu ausführlich Kapitel 5). Beispielsweise kann man aus den Ausgaben, die Individuen zur Minderung der Schäden tätigen (bspw. Beseitigung von Materialschäden) oder für Ausweichreaktionen (bspw. Umzug in eine lärmärmere Wohngegend, Einbau von Lärmschutzfenstern) Rückschlüsse auf die Untergrenze der Zahlungsbereitschaft ziehen.

Empfehlung der Methodenkonvention:

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

¹⁴ Strenggenommen basiert auch die Kategorie der Vermächtniswerte auf altruistischen Motiven (Nutzen für künftige Generationen).

2.3 Gesellschaftliche Bewertungen und Expertenurteile als Maßstab für die Bewertung

Der Rückgriff auf individuelle Präferenzen ist nicht immer angemessen, da bei einer Reihe von Umwelteinwirkungen die Kenntnisse der Individuen über Dosis-Wirkungsbeziehungen nicht ausreichen. Darüber hinaus sind die Ursache-Wirkungs-Beziehungen zum Teil sehr komplex, so dass die Höhe der resultierenden Schäden nicht vorhersehbar ist oder zumindest erhebliche Unsicherheit über das Ausmaß der zu erwartenden Schäden besteht. Sofern es nicht möglich ist, die physischen Schäden mit einem Mindestmaß an Genauigkeit zu bestimmen, lassen sich die Schadenskosten der Umwelteinwirkung nur schwer ermitteln.

Man könnte nun argumentieren, dass die monetäre Bewertung in diesen Fällen nicht sinnvoll sei, da es ja nicht gesichert ist, ob - und falls ja in welchem Ausmaß - ein Schaden eintreten wird. Damit würde man jedoch die Anwendung der monetären Bewertung stark einschränken. Dies wiederum kann zu einer geringeren Berücksichtigung der betreffenden Umweltaspekte bei politischen Entscheidungen führen. Mit dem umweltpolitischen Leitmotiv des Vorsorgeprinzips wäre dies nicht vereinbar.

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 ansonsten wäre die Konsequenz wiederum, auf die monetäre Bewertung zu verzichten und damit zu riskieren, dass diese Folgen bei Entscheidungen unberücksichtigt bleiben.

In diesen Fällen besteht eine Möglichkeit Kosten zu ermitteln darin, von der Gesellschaft beschlossene umweltschutzbezogene Ziele für die Bewertung heranzuziehen. Denn implizit stehen hinter diesen Zielen Annahmen über notwendige Schadens- oder Risikominderungen. Beispiele für solche Ziele sind Emissionsminderungsziele, Luftqualitätsziele und Lärmschutzziele.¹⁵ Beziehen sich die Umweltziele auf die Exposition des geschädigten Menschen oder Gutes (Konzentrationen, Depositionen, Lärmpegel), so ist ein unmittelbarer Bezug zum Umweltschaden vorhanden. Die Kosten, um die gewünschte Umweltqualität (oder einen Zustand, der nicht gesundheitsgefährdend ist) zu erreichen, sind in diesem Fall ein Indikator für die gesellschaftliche Zahlungsbereitschaft zur Schadensverringerung oder Umweltqualitätsverbesserung. Man geht hierbei so vor, dass man die Kosten eines effizienten Maßnahmenbündels schätzt, das notwendig ist, um das Ziel zu erreichen und diese Kosten 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 (Untergrenze der) gesellschaftlichen Zahlungsbereitschaften zur Schadensverminderung und als Indikator für die Untergrenze der Umweltschadenskosten verwenden. Um diese Zahlungsbereitschaften im Kontext der Ermittlung von Umweltschadenskosten sachgerecht zu interpretieren, stellt sich die Frage, welche Verbindlichkeit die Ziele besitzen und wie sie in der Gesellschaft oder im Rechtssystem verankert sind. Aus Sicht des Umweltbundesamtes stellen die verbindlichen Ziele und Abkommen ein rechtlich normiertes Werturteil dar.

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

Hiervon zu unterscheiden sind rechtlich unverbindliche Ziele. Diese lassen sich in politischen Programmen, Veröffentlichungen der Ressorts, Äußerungen von Verbänden, Meinungsumfragen etc. finden. Diese Bewertungen lassen sich am ehesten als Teile der gesellschaftlichen Einstellung verstehen.

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

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

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

Grundsätzlich sollten in erster Linie rechtlich verankerte Ziele herangezogen werden. Jedoch sind in vielen Fällen – man denke hierbei an die Klimaschutzziele – die rechtlich verankerten Ziele langfristig nicht ausreichend, um schwerwiegende Folgeschäden zu verhindern. Darüber hinaus gibt es für eine Reihe von Umweltschäden bisher keine rechtsverbindlichen Ziele. Neben den Kosten zur Erreichung rechtlich verankerter Ziele sind daher gegebenenfalls auch unverbindliche Ziele und Expertenurteile einzubeziehen. Die Bewertenden sollten dabei jeweils angeben und begründen, welche umweltschutzbezogenen Ziele der Schätzung zugrunde liegen.

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

Empfehlung der Methodenkonvention:

1. Der Rückgriff auf gesellschaftliche Bewertungen und Expertenurteile ist zur Schätzung der Umweltkosten heranzuziehen, falls es nicht möglich oder fachlich unangemessen ist, die Bewertung auf Grundlage der individuellen Zahlungsbereitschaften zur Verringerung der Umweltschäden vorzunehmen.
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. Darüber hinaus können gegebenenfalls unverbindliche Ziele und Ziele, die auf Expertenurteilen gründen, berücksichtigt werden. Der Bewertende hat die Auswahl der unverbindlichen Ziele und der Expertenurteile zu begründen.
4. Relevant für die Schätzung sind die Kosten, die aufzubringen sind, um die gewünschte Umweltqualität oder die Verringerung des Schadens zu erreichen. Diese Kosten sind als Indikator für die Zahlungsbereitschaft zu verwenden, wobei darauf hinzuweisen ist, dass es

sich hier nicht um die individuelle Zahlungsbereitschaft, sondern um die durch politische Entscheidungen ausgedrückte Zahlungsbereitschaft handelt.

2.4 Bewertung irreversibler Schäden

Grundsätzlich werden Umweltkosten mit Schadenskosten assoziiert. 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 Umweltökonomik auch die Bewertung der Umweltgüter unterworfen. Die Frage der Substituierbarkeit (und damit auch der Monetarisierbarkeit) stellt sich, wenn Umweltschäden zu bewerten sind, die irreversibel sind und/oder die zum Verlust von als unverzichtbar eingeschätzten Funktionen des Naturhaushalts führen.

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

- ▶ kein Ausgleich durch natürliche Regenerationsprozesse erfolgt und
- ▶ die Umweltschäden durch anthropogen-technischen Ressourceneinsatz nicht rückgängig gemacht werden können.

Irreversible Umweltschäden führen zu Wohlfahrtseinbußen jetzt lebender und künftiger Generationen in Form des (heute und in Zukunft) entgehenden Nutzens, der ohne Umweltbeeinträchtigungen realisierbar gewesen wäre.

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

1. Bei dem zu bewertenden Umweltschaden handelt es sich um den Verlust einer Funktion, die durch produzierte Güter ersetzbar ist: In diesem Fall erfolgt die Bewertung auf der Grundlage der erwarteten Nutzenverluste in Gegenwart und Zukunft. Indikator für diese Nutzenverluste sind die Ausgaben, die zum Ersatz dieser Funktion anfallen (Ersatzkostenansatz). Die ökonomische Bewertung ist anwendbar, da zwar der Umweltschaden irreversibel ist, der dadurch ausgelöste Funktionsverlust jedoch mit Maßnahmen kompensiert werden kann.
2. Es handelt sich um irreversible Schäden, über deren Folgewirkungen man heute noch keine Aussagen treffen kann (z. B. Verlust einer Art): Die ökonomische Bewertung des Schadens ist nur möglich, falls Analysen vorliegen, die mögliche Schadensszenarien und Folgewirkungen unter alternativen Annahmen beschreiben. Diese Folgen können monetär bewertet werden und in ihrer Bandbreite – entsprechend den vorliegenden Szenarien – angegeben werden. Große Bandbreiten deuten in diesem Fall auf große Unsicherheiten hinsichtlich der tatsächlichen Wirkungen hin. Fehlen verwertbare Szenarienanalysen, bleibt nur die Möglichkeit einer qualitativen Beschreibung der Risiken (vgl. hierzu auch Kapitel 2.5.5). Eine quantitative Ermittlung der Umweltkosten ist in dem letztgenannten Fall nicht möglich.
3. Schließlich gibt es irreversible Schäden, gegen deren Monetarisierung aus ethischen Gründen Bedenken vorgebracht werden (z. B. Todesfälle, Verlust an Lebenszeit): Ökonomische Wertansätze für Todesfallrisiken werden oft abgelehnt mit der Begründung, dass man den Wert eines Lebens oder den Schaden durch Krankheiten

nicht in Geld messen kann. In diesem Zusammenhang ist zu betonen, dass alle bisher vorliegenden Schätzungen von Umweltkosten nicht den „Wert“ eines Menschenlebens bewerten, sondern die (marginale) Änderung von Sterbe- und Erkrankungswahrscheinlichkeiten oder die Folgekosten (z. B. Behandlungskosten). Solche marginalen Änderungen sind der monetären Bewertung zugänglich und als Kategorie für die Schätzung von Umweltkosten sehr bedeutsam.¹⁶ Diese Schätzungen sind daher als Bestandteil der Umweltkosten einzubeziehen.

Empfehlung der Methodenkonvention:

Irreversible Schäden sind mit den Ersatzkosten zu bewerten, soweit Funktionsverluste durch produzierte Güter ersetzbar sind und dieser Ersatz akzeptabel ist. 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 sowie Folgekosten sind bei der Ermittlung von Umweltkosten einzubeziehen.

2.5 Berücksichtigung von Unsicherheit und 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, Kernschmelze eines Atomkraftwerks, Herz-Kreislauf-Erkrankungen durch Luftschadstoffe) oder natürlicher Ereignisse (z. B. Erdbeben, Flutkatastrophen, Lawinenunglücke, Vulkanausbrüche) verstanden.
- ▶ Die Eintrittswahrscheinlichkeit wird aus Beobachtungsdaten aus der Vergangenheit (Extrapolation), logischen Verknüpfungen (Plausibilität), Fehleranalysen (Fault-tree oder Event-tree) oder Vermutungen über die relative Häufigkeit des Ereignisses im Zeitablauf (Stochastik) ermittelt.

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.

¹⁶ 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 Ermittlung von Umweltkosten dagegen in der Praxis keine Rolle und werden daher im Rahmen dieser Konvention nicht behandelt.

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 ist nicht lediglich der Erwartungswert für die Bewertung relevant. Vielmehr hängt die Bewertung von den konkreten Schäden und jeweiligen Eintrittswahrscheinlichkeiten ab. Risiken, die bei identischem Erwartungswert ein höheres maximales Schadensausmaß aufweisen, werden dabei tendenziell schlechter bewertet.

Empfehlung der Methodenkonvention:

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

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

Erstens trifft dies für Risiken zu, für die in der Bevölkerung eine Risikoaversion besteht. 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. 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 oder Schadenspotenzial eine sehr große Unsicherheit bis hin zur Ungewissheit¹⁷ besteht (z. B. noch nicht bekannte Wirkungen von Stoffeinträgen in die Umwelt). Ein Forschungsprojekt des Umweltbundesamtes zum Thema „Berücksichtigung des Vorsorgeprinzips und qualitativer Risikomerkmale bei der Ermittlung umweltrelevanter externer Kosten“¹⁸ zeigt verschiedene Möglichkeiten zur Bewertung solcher Risiken und diskutiert deren Übertragung in ein ökonomisches Bewertungsverfahren. Die folgenden Kapitel fassen die hieraus gezogenen Folgerungen für die Methodenkonvention zusammen. Des Weiteren ziehen wir Erfahrungen aus der Umsetzung einer Risikobewertung von Katastrophen in der Schweiz heran.

2.5.2 Bewertung bei Risikoaversion

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

- ▶ Darstellung der Erwartungswerte und ergänzende verbal-argumentative Beschreibung des Risikos;

¹⁷ *Unsicherheit* lässt sich in Form von Wahrscheinlichkeiten (oder Wahrscheinlichkeitsfunktionen) ausdrücken. Der Begriff *Ungewissheit* wird dagegen verwendet um auszudrücken, dass man auf Grundlage derzeitiger Erkenntnisse keine Aussagen über Wahrscheinlichkeiten des Schadenseintritts (oder Wahrscheinlichkeitsverteilungen) machen kann. Der Übergang zwischen Unsicherheit und Ungewissheit ist fließend, d. h. ab einem gewissen Grad an Unsicherheit (große Varianz der Schätzungen) kann man auch von Ungewissheit sprechen.

¹⁸ Renn/Pfenning (2004).

- ▶ Ermittlung eines Risikoaversionsfaktors und Zugrundelegung eines um diesen Faktor korrigierten Erwartungswertes in der Bewertung.

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

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

Zur Ermittlung der Risikobeurteilung 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. Tabelle 1 gibt einen Überblick über die definierten Risikoklassen und verwendeten Risikoaversionsfaktoren.

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

Empfehlung der Methodenkonvention:

Bei Vorliegen von Risikoaversion¹⁹ 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 korrigierten Erwartungswerte darzustellen.

¹⁹ Zum Sonderfall Katastrophenrisiken siehe nächsten Abschnitt.

Abbildung 2: In der Schweiz verwendete Risikoklassen und Aversionsfaktoren

Ereignisklassen (EK)	Eintrittswahrscheinlichkeit in der Schweiz	Aversionsfaktor
EK 1: Alltagsereignis Ereignisse, deren Schäden in der Regel mit den lokalen Einsatzmitteln bewältigt werden können.	Mehrere Male pro Tag	1
EK 2: lokale Katastrophe/Notlage Ereignisse, deren Schäden typischerweise die lokalen Einsatzmittel überfordern. Nachbarhilfe ist notwendig.	Wenige Male pro Jahr bis einmal in 10 Jahren: wird in der Schweiz in den nächsten 25 Jahren mehrmals erwartet.	3
EK 3: regionale Katastrophe/Notlage Ereignisse, deren Schäden typischerweise die regionalen Einsatzmittel überfordern. Nachbarhilfe ist kaum möglich. Überregionale Hilfe ist notwendig.	Wenige Male pro Jahr bis einmal in 10 Jahren: wird in der Schweiz in den nächsten 25 Jahren wenige Male erwartet.	10
EK 4: überregionale Katastrophe/Notlage Ereignisse, deren Schäden typischerweise die überregionalen Einsatzmittel überfordern. Interkantonale oder Bundeshilfe ist notwendig.	Wenige Male in 100 Jahren bis einmal in 1.000 Jahren: wird in der Schweiz in den nächsten 25 Jahren mit einer Wahrscheinlichkeit von 25% mindestens einmal erwartet.	30
EK 5: nationale Katastrophe/Notlage Ereignisse, deren Schäden typischerweise die nationalen Einsatzmittel überfordern. Internationale Hilfe ist nötig.	Wenige Male in 1.000 Jahren bis einmal in 100.000 Jahren. Wird in den nächsten 25 Jahren in der Schweiz mit einer Wahrscheinlichkeit von 2% mindestens einmal erwartet.	100

Quelle: KATARISK (2002), eigene Zusammenstellung.

2.5.3 Bewertung von Katastrophenrisiken

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

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

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

Damokles

Die griechische Mythologie berichtet, dass Damokles einst zu einem Bankett bei seinem Herrscher 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.²⁰

Katastrophenrisiken – oder „Damokles-Risiken“ – verbinden ein hohes Schadenspotenzial mit einer sehr geringen Eintrittswahrscheinlichkeit. 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 Kapitel 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 variieren. Wegen der extremen Seltenheit der Ereignisse gibt es auch keine empirisch gesicherte Datenbasis. Dies führt dazu, dass die Erwartungswerte bereits ohne Berücksichtigung von Risikoaversionsfaktoren eine sehr große 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 Kernkrafttrisiken beträgt der Faktor etwa 30.000 – dann lassen sich zwar Bandbreiten angeben, man erhält jedoch hieraus i. d. R. keine Entscheidungsgrundlage für die Frage, welche Risiken unter welchen Umständen tolerierbar sind.

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

Empfehlung der Methodenkonvention:

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

²⁰ Vgl. WBGU (1999).

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 Kernkraftrisiken

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 ExterneE-Studie für die Kernkraft externe Kosten in Höhe von 0,2 Cent pro Kilowattstunde (Cent/kWh) geschätzt werden, ging die Mehrheit der Enquete-Kommission „Nachhaltige Energieversorgung“ (2002) von externen Kosten bis zu 200 Cent/kWh aus.

Die Varianz der Schätzungen ist auf unterschiedlich gesetzte Annahmen (z. B. zur Diskontierung) und unterschiedliche qualitative Einschätzungen der Schäden und Risiken zurückzuführen. Zur Illustration: Die Schätzungen der Schäden eines Kernschmelzunfalls in Deutschland variierten in den 90er Jahren zwischen 500 Milliarden (Mrd.) Euro (€)²¹ und 5 Billionen (Bill.) €²², die geschätzten Eintrittswahrscheinlichkeiten lagen zwischen 1: 33.000²³ und 1: 10.000.000²⁴.

Die Entscheidung zum deutschen Atomausstieg hat jedoch gezeigt, dass solche Zahlen bei der gesellschaftlichen Bewertung und resultierenden politischen Entscheidung kaum eine Rolle spielen. Vielmehr hat der Vorfall im Atomkraftwerk Fukushima der Bevölkerung 25 Jahre nach Tschernobyl erneut vor Augen geführt, dass das Risiko einer Atomkatastrophe real ist und wie die entsprechenden Folgen aussehen können. Dies hat letztlich zu der entsprechenden Bewertung – und zum Atomausstieg – geführt.

Solange Kernkraft in Deutschland noch einen nennenswerten Anteil an der Stromerzeugung hat, ist es trotzdem hilfreich, die durch sie entstehenden Umweltkosten zu beziffern. Dies ist nicht zuletzt nötig, um die durchschnittlichen Umweltkosten der Stromerzeugung ermitteln zu können, die eine wichtige Information für die Umweltpolitik sind um die ökonomischen Zusatznutzen der Energieeinsparung beziffern zu können. Allerdings führen die großen Bandbreiten bei den Umweltkosten der Kernkraft auch zu entsprechenden Bandbreiten bei den Umweltkosten der durchschnittlichen Stromerzeugung.

Wenn es unterschiedliche Auffassungen über Ausmaß und Wahrscheinlichkeit der Schäden gibt (und sich diese Diskrepanzen auch nicht wissenschaftlich auflösen lassen), sind die Bandbreiten der Umweltkosten zwangsläufig groß und lassen sich auch nicht durch methodische Konventionen verringern. Will man dennoch pragmatische Kostensätze vorschlagen, so ist der einzige gangbare Weg, einen Kostensatz zu definieren und die dahinter stehenden Annahmen explizit offen zu legen und transparent zu machen. Eine Möglichkeit besteht zum Beispiel darin, dass man die Umweltkosten des Stromerzeugungsmix ohne Kernkraft berechnet²⁵. Eine weitere Möglichkeit besteht darin, die Umweltkosten des „nächst schlechteren“ Energieträgers zu nehmen, der über den Zeitraum des Ausstiegs aus der Kernenergie hinaus zur Stromerzeugung

²¹ Friedrich (1993), in einer ähnlichen Größenordnung liegt die Studie von Krewitt (1997).

²² Ewers/Rennings (1992).

²³ 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.

²⁴ Krewitt (1997). Hierbei wird der modernste derzeit in Deutschland laufende Kraftwerkstyp zugrunde gelegt (Konvoi-Reaktor). Diesem Typ entsprechen nicht alle in Deutschland noch betriebenen Kernreaktoren.

²⁵ Setzt man den so ermittelten Wert für die Umweltkosten der Stromerzeugung an, so hat man implizit die nukleare Stromerzeugung mit den durchschnittlichen Umweltkosten der anderen Energieträger bewertet.

eingesetzt wird.²⁶ Diesen Wert – die Umweltkosten des „nächst schlechteren“ Energieträgers - kann man nun hilfsweise verwenden, etwa wenn es darum geht, die gesamten Umweltkosten der Stromerzeugung unter der derzeitigen Entscheidungslage in Deutschland (Ausstieg aus der Kernenergie) zu ermitteln. Dies bedeutet jedoch keineswegs, dass wir die tatsächlichen Schäden der Kernkraft ermitteln können. Die Beispiele sollen lediglich Wege aufzeigen, wie man unter Offenlegung aller Annahmen pragmatisch mit dem bestehenden Unwissen und den Unsicherheiten der Bewertung umgehen kann.

Empfehlung der Methodenkonvention:

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

2.5.5 Zur Einbeziehung des Vorsorgeprinzips

Pythia

Im antiken Griechenland wurden in zweifelhaften und ungewissen Fällen Orakel konsultiert. 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.²⁷

Für Pythia-Risiken²⁸ ist charakteristisch, dass sowohl die Eintrittswahrscheinlichkeit als auch die Dimension eines möglichen Schadens ungewiss sind. Beispiele für die Verwendung dieses Risikobegriffs findet man bei der Beurteilung der Wirkungen geringer Strahlendosen, einiger Lebensmittelzusätze und mancher chemischen Pflanzenschutzmittel. Aus Vorsorgegründen sind aber auch in diesen Fällen Maßnahmen gerechtfertigt, die das Risiko solcher Schäden verringern.

Bei Risiken dieser Art ist die Schätzung der Kosten ähnlich problematisch wie bei Katastrophenrisiken. Die Frage der Risikotoleranz hängt sogar in noch größerem Maße als bei Katastrophenrisiken von Kontextvariablen ab. Die geschätzte Höhe des Schadens und die des Nutzens gehen nur als untergeordnete Variablen in die Bewertung ein. Die entscheidenden Variablen sind die Wahrnehmung und Bewertung der Ungewissheit.

Hilfsgrößen: Ubiquität, Persistenz und Irreversibilität

In der praktischen Anwendung behilft man sich damit, für Risiken mit hoher Unsicherheit (bis hin zur Ungewissheit) Sicherheitszuschläge zu erheben, deren Höhe jedoch nicht aus individuellen Präferenzen abgeleitet wird. Die Sicherheitszuschläge leitet man - in Anlehnung an den in der Kosten-Nutzen-Analyse verwendeten Ersatzkostenansatz (Geisendorf et al. 1998) – ab, indem man die Folgekosten schätzt, die im „schlimmsten Fall“ entstehen.²⁹ Im Rahmen dieses Ansatzes schlägt der WBGU vor, zur Schätzung der Folgekosten folgende Kriterien zugrunde zu legen (WBGU 1999):

²⁶ Dies entspricht der Überlegung, dass - unter der Annahme, dass diese Entscheidung auf Grundlage der Umweltkosten getroffen wurde - die Umweltkosten der gesellschaftlich/politisch nicht akzeptierten Technologie (hier: Kernkraft) höher liegen müssen als die Umweltkosten der „teuersten“ noch akzeptierten Technologie.

²⁷ Vgl. WBGU (1999).

²⁸ Vgl. WBGU (1999)

²⁹ Diese Vorgehensweise entspricht der in Abschnitt 2.5.7 beschriebenen Maximin-Regel.

- ▶ Ubiquität (Ausdehnung im Raum)
- ▶ Persistenz (Ausdehnung in der Zeit)
- ▶ Irreversibilität (Grad der Nicht-Wiederherstellbarkeit des Zustandes vor Schadenseintritt).

Mit diesen drei Kriterien lassen sich in etwa die Folgekosten eines „Worst Cases“ eingrenzen.³⁰

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

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

Empfehlung der Methodenkonvention:

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

2.5.6 Exkurs: Zur Rolle gesellschaftlicher Diskurse bei der Risikobewertung

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

Diskurs bedeutet hingegen nicht, dass eine Einigung auf den kleinsten, meist trivialen Nenner erfolgt. 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

³⁰ Die Zielgenauigkeit dieser drei Variablen wurde in einem anderen Projekt nachgewiesen (Renn et al. 2003). In diesem EU-finanzierten Projekt wurden die drei Kriterien für die persistenten, organischen Chemikalien in ein mathematisches Prognosemodell überführt, das in der Tat eine fast perfekte Übereinstimmung zwischen modell-bestimmter Akzeptabilität und der tatsächlichen internationalen Gesetzgebung (verbotene versus nicht verbotene Stoffe) aufwies. Insofern ist es also möglich, mit Hilfe von Hilfsindikatoren eine nachvollziehbare und konsistente Bestimmung der Akzeptanz bestimmter Risiken vorzunehmen. Für das Beispiel der POPs (persistent organic pollutants) ist dieses Verfahren in Annex 1 bei Renn (2004) ausführlich beschrieben.

einem Konsens über den Dissens. In diesem Falle wissen alle Teilnehmer, warum die eine Seite für eine bestimmte Gewichtung und die andere dagegen ist. Die jeweiligen Argumente sind dann aber im Gespräch überprüft und auf Schwächen und Stärken abgeklopft worden. Die verbleibenden Unterschiede beruhen nicht mehr auf Scheinkonflikten oder auf Fehlurteilen, sondern auf klar definierbaren Differenzen in der Bewertung der Entscheidungsfolgen.³¹ Das Ergebnis eines Diskurses ist mehr Klarheit, nicht unbedingt Einigkeit.

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

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

Entschieden werden muss so oder so. Die Entscheidungen jedoch auf der Basis einer diskursiven Auseinandersetzung fällen zu können, verbessert nicht nur die Ergebnisse der Entscheidung. Es erhöht auch die Chance für eine höhere Akzeptanz, selbst bei denen, die sich mit ihren Präferenzen nicht durchsetzen konnten.³²

2.5.7 Exkurs: Strategien zum Umgang mit Ungewissheit

Die Entwicklung von Strategien zum Umgang mit Ungewissheit ist Bestandteil der Entscheidungstheorie.³³ Die unterschiedlichen Strategien spiegeln unterschiedliche Einstellungen und Bewertungsmaßstäbe wider – z. B. eine pessimistische oder optimistische Grundhaltung – und lassen sich auch bei umweltrelevanten Bewertungen anwenden. Solche 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), die in den verschiedenen Umweltzuständen (z_1, \dots, z_n) zu unterschiedlichen Ergebnissen führen. Die Umweltzustände sind mit Indikatoren beschrieben. Der Entscheider kennt die möglichen Umweltzustände, weiß aber nicht mit welcher Wahrscheinlichkeit sie auftreten.

Abbildung 3: Beispiel einer Entscheidungsmatrix

Handlungs- alternativen	Mögliche Umweltzustände		
	z_1	z_2	z_3
a_1	20	42	12
a_2	25	20	28
a_3	15	21	36

Eigene Darstellung.

³¹ Vgl. Schimank (1992).

³² Dryzek (1990).

³³ Vgl. zum Beispiel Bamberg/Coenenberg (2006).

Bekannte Entscheidungsregeln sind:

Maximin-Regel

Bei Anwendung der Maximin Regel ist allein das Ergebnis im ungünstigsten Fall ausschlaggebend. Man wählt daher die Alternative mit dem höchsten (= maximalen) Minimum (a_2). Diese Regel spiegelt eine sehr vorsichtige Einstellung wider.

Maximax-Regel

Man wählt die Alternative, die das höchste Ergebnis gewährleisten kann, das heißt die Alternative mit dem höchsten (= maximalen) Maximum (a_1). Dieses Vorgehen entspricht einer sehr optimistischen Einstellung.

Hurwicz-Prinzip oder gewichtete Optimismus-Pessimismus-Regel

Man wählt einen gewichteten Kompromiss zwischen der Maximin und der Maximax-Regel³⁴. Dies bedeutet, dass für jede Alternative ein gewichteter Durchschnitt aus minimalem und maximalem Ergebnis zu ermitteln ist. Je nachdem, ob das Maximum oder das Minimum mit höherem Gewicht eingeht, neigt man eher zu Optimismus (Maximax-Regel) oder Pessimismus (Maximin-Regel).

Savage-Niehans-Regel

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

Laplace-Regel

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

2.6 Diskontierung künftiger Kosten und Nutzen

Der Zeitpunkt der Realisation der Kosten und Nutzen (oder Erträge) heutiger Entscheidungen spielt bei ökonomischen Analysen eine große Rolle. In betriebswirtschaftlichen Analysen diskontiert man künftige Kosten und Erträge mit einem Marktzins (oder auch einem Kalkulationszins) auf den heutigen Zeitpunkt, wobei der jeweilige Zins die Opportunitätskosten des Kapitals darstellt. Bei gesamtwirtschaftlichen Bewertungen besteht unter Fachleuten Einigkeit darüber, dass eine niedrigere Diskontrate als in betriebswirtschaftlichen Bewertungen angesetzt werden muss.

Bei der Ermittlung von Umweltkosten sind 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 solche intergenerationalen Effekte ist der Marktzins nicht das geeignete Konzept, da er die Präferenzen zukünftiger Generationen nicht berücksichtigt.³⁵

Bei Schäden, die in fernerer Zukunft eintreten, beeinflussen schon vermeintlich geringe Diskontraten das Ergebnis massiv. So wird ein Schaden, der in 30 Jahren auftritt, bei einer

³⁴ Hierzu bestimmt man einen Optimismusparameter (zwischen 0 und 1), auf dessen genaue Herleitung hier nicht eingegangen wird.

³⁵ Darüber hinaus lässt sich für solche Zeiträume empirisch kein Marktzins ermitteln.

Diskontrate von 1% mit 74% seines heutigen Wertes berücksichtigt, bei einer Diskontrate von 3% mit 41%. Tritt der Schaden erst in 60 Jahren ein, was z.B. für Klimaschäden ein üblicher Zeitrahmen ist, reduziert sich die Gewichtung sogar auf 55% (bei 1% Diskontrate) und 17% (bei 3% Diskontrate).

Wissenschaftlich lässt sich die Höhe der Diskontrate bei gesamtwirtschaftlichen Bewertungen 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 Diskontierung bestimmt die Gewichtung von zu unterschiedlichen Zeitpunkten auftretenden Kosten und Nutzen und damit auch zwischen unterschiedlichen Generationen.

Soziale Diskontrate

Die soziale Diskontrate lässt sich mit folgender auf Frank Ramsey (Ramsey 1928) zurückgehenden Formel beschreiben:

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

mit

i = soziale Diskontrate

z = pure soziale Zeitpräferenzrate

n = soziale Grenznutzenelastizität des Konsums, d. h. die prozentuale Veränderung des Grenznutzens pro Prozent Steigerung des Konsums (Absolutwert)

g = Wachstumsrate des Konsums.

Die soziale Diskontrate ist umso höher, je höher die pure Zeitpräferenzrate z , die Grenznutzenelastizität des Konsums n und die Wachstumsrate des Konsums g sind.³⁶

Um einen Wert für die Diskontrate festzulegen, ist erstens eine Annahme über den Inhalt der künftigen Präferenzen der Gesellschaft (bis hin zu den Präferenzen künftiger Generationen) zu treffen, zweitens ist festzulegen, wie die Kosten und Nutzen in der Zukunft im Vergleich zu heute auftretenden Kosten und Nutzen zu gewichten sind (diese intergenerationale Verteilungsfrage wird mit der puren Zeitpräferenzrate ausgedrückt) und drittens müssen Annahmen über die weiteren Bestimmungsgrößen für die soziale Diskontrate (Wachstumsrate des Konsums und Grenznutzenelastizität des Konsums) getroffen werden.

Grundsätzlich ist zwischen der Diskontierung aus betriebswirtschaftlicher Sicht und der Diskontierung aus gesamtwirtschaftlicher Sicht zu unterscheiden. Aus betriebswirtschaftlicher Sicht ist es einleuchtend, dass künftige Kosten oder Nutzen mit einem Opportunitätskostensatz diskontiert werden. Bei Investitionsentscheidungen ist daher die Anwendung eines am Marktzins orientierten Diskontsatzes naheliegend: Benötigt man in einem Jahr einen Geldbetrag von 100 Euro, dann müsste man bei einem Zinssatz von 3 Prozent gegenwärtig weniger als 100 Euro (ca. 97,09 Euro) anlegen.

³⁶ Neuere Studien ergeben, dass die Verwendung der o.g. Diskontierungsformel nach Ramsey für den Fall von Umweltgütern zu kurz greift. Drupp et al. (2015) führen die Ergebnisse einer Expertenbefragung an, bei der besonders häufig die folgenden Faktoren als wichtig angesprochen wurden (die die Formel nicht berücksichtigt): Unsicherheit der Zukunft und Unterschiede der Bedeutung von öffentlichen Umweltgütern im Vergleich zu am Markt gehandelten Gütern. Diese Faktoren führen tendenziell zu einer geringeren sozialen Diskontrate.

Bei der Diskontierung aus gesellschaftlicher Sicht geht es jedoch darum, den heutigen Nutzen mit dem künftig anfallenden Nutzen zu vergleichen, es stehen also primär nicht die potenziellen Zahlungsströme im Vordergrund.

Die Methodenkonvention setzt für die drei genannten Aspekte folgende Maßstäbe:

- ▶ Bei der Bewertung künftiger Wirkungen legen wir die heutigen gesellschaftlichen Präferenzen zu Grunde. Zwar ändern sich die Präferenzen in den einzelnen Bedürfnisfeldern (wie Nahrung, Wohnen, Mobilität) im Zeitablauf, allerdings ist zumindest für längere Zeiträume (bspw. bei Betrachtungen über 50 oder 100 Jahre) nicht sicher, in welcher Weise sie sich entwickeln werden. Aufgrund dieser Ungewissheit stellen die heutigen Präferenzinhalte die beste Schätzung für die zukünftigen Präferenzen dar.
- ▶ Die heute anfallenden Nutzen und Kosten gewichten wir gleich mit den zukünftig anfallenden Nutzen und Kosten. Dies bedeutet, dass die so genannte „pure Zeitpräferenzrate“ gleich Null gesetzt wird.³⁷ Damit ist die Annahme verbunden, dass die zu bewertenden Tatbestände, wenn sie in der Zukunft anfallen, den gleichen Stellenwert haben, wie wenn das Ereignis heute eintreten würde.³⁸
- ▶ Für den Standardfall nehmen wir an, dass die Grenznutzenelastizität des Konsums n ³⁹ gleich eins ist und dass das künftige wirtschaftliche Wachstum durchschnittlich 1 Prozent beträgt.

Auf Grundlage dieser drei Annahmen setzen wir für die gesamtwirtschaftliche Bewertung von Umweltschäden die soziale Diskontrate standardmäßig auf 1 Prozent fest. Diese Diskontrate ist konstant für den gesamten Zeitraum anzusetzen.⁴⁰ Es kann sinnvoll sein, die Diskontrate im Rahmen einer Sensitivitätsanalyse zu variieren.

Dieser Standardfall spiegelt die Grundannahme wider, dass es auch künftig in Deutschland Wirtschaftswachstum oder Effizienzwachstum als Folge des technischen Fortschritts geben wird und spätere Generationen eine größere materielle Ausstattung haben werden⁴¹. Sofern es Gründe gibt, ein anderes Wachstum oder eine andere Nutzenelastizität zu unterstellen, ändert sich die soziale Diskontrate entsprechend.

2.7 Zusammenfassung der Maßstäbe

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

- ▶ In den meisten Fällen gibt es keine Marktpreise, die den Wert der Umwelt unmittelbar angeben. Dort wo es Marktpreise gibt, sind diese oft durch Externalitäten, Subventionen etc. verzerrt.

³⁷ Eine positive Zeitpräferenzrate würde dagegen implizieren, dass die zukünftig anfallenden Nutzen mit geringerem Gewicht in die Bewertung eingehen. Der Fall $z = 0$ entspricht dem „prescriptive approach“ bei Arrow u. a. (1995). Den Fall $z > 0$ bezeichnen Arrow u. a. als „descriptive approach.“

³⁸ Aus Sicht des Umweltbundesamtes ist die Diskontierung von Nutzen und Kosten auf Grundlage der Annahme einer positiven puren Zeitpräferenzrate ethisch nicht zu rechtfertigen. Sie widerspräche dem Ziel der intergenerativen Gerechtigkeit, das dem Leitbild der nachhaltigen Entwicklung zugrunde liegt. Die Nutzen heute und künftig Lebender sind daher gleich zu gewichten. Dies ist vereinbar mit positiven sozialen Diskonraten, soweit diese auf ein unterstelltes Wachstum des Konsums zurückzuführen sind.

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

⁴⁰ Zur Empfehlung von im Zeitablauf abnehmenden Diskonraten vgl. dagegen z. B. Weitzmann (1994).

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.

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

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

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

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

Maßstab individuelle Zahlungsbereitschaft

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

Gesellschaftlich-politische Bewertungen und Expertenurteile

Gesellschaftliche Bewertungen und 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 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 Zielerreichung von der Gesellschaft aufzubringen sind.

Umweltschutzbezogene Ziele als Grundlage für die Bewertung

Umweltschutzbezogene Ziele können als Bewertungsgrundlage dienen, wenn sich die Kosten zur Erreichung dieser Ziele 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, soweit Funktionsverluste durch produzierte Güter ersetzbar sind und dieser Ersatz akzeptabel 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 ermittelt wird, sondern die (marginale) Änderung von Sterbewahrscheinlichkeiten oder die Unterschiede zwischen verschiedenen Gesundheitszuständen. Abwägungen zwischen Risiken und Geld finden auch im alltäglichen Leben statt, bspw. bei der Entscheidung für Berufe mit einem hohen Unfallrisiko. Zahlungsbereitschaften für Änderungen der Sterbe- oder Erkrankungswahrscheinlichkeit sind daher auch bei der Schätzung der Umweltkosten einzubeziehen.

Diskontierung künftiger Kosten und Nutzen

Für die gesamtwirtschaftliche Bewertung von Umweltschäden setzen wir die Diskontrate standardmäßig konstant auf 1 Prozent.

Bewertung bei Unsicherheit und Risiko

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

Bewertung von Katastrophenrisiken (Damokles-Risiken)

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

Bewertung bei Ungewissheit (Pythia-Risiken)

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

3 Kostenkategorien zur Schätzung von Umweltkosten

3.1 Schadenskosten

Schadenskosten dienen als Indikator für die Nutzenverluste, die aus einer Verschlechterung des Umweltzustandes resultieren. Sie bilden die Basis für die Schätzung von Umweltkosten in der Methodenkonvention.

Zur besseren Erfassung ist es dabei hilfreich, die unterschiedlichen Schadensarten (z. B. umweltbedingte Krankheiten, Materialschäden, Ernteverluste) in verschiedene Kategorien einzuteilen und diese möglichst klar voneinander zu trennen.

Umweltschadenskosten umfassen Kosten nicht vermiedener Umwelt- und Gesundheitsschäden sowie Kosten der Schadensverringering:

1. Kosten nicht vermiedener Umwelt- und Gesundheitsschäden: Diese bestehen aus den Nutzeneinbußen von Betroffenen und Kosten durch nicht vermiedene oder nicht vermeidbare Umweltschäden, z. B. Ertragsverluste in der Landwirtschaft, Verringerung des Erholungsnutzens, Verringerung der Lebensqualität, chronische Gesundheitsschäden oder jeweils Maßnahmen zur Vermeidung dieser Verluste.

Man kann die Kosten nicht vermiedener Umwelt- und Gesundheitsschäden unterteilen in:

a. *Kosten möglicher Maßnahmen zur Schadensverringering:*

Dies sind Kosten für Maßnahmen, die durchgeführt werden können, die aber (noch) nicht durchgeführt werden. Diese Kosten kann man unter bestimmten Voraussetzungen berücksichtigen, falls die Maßnahmen zum Erreichen von Umweltzielen erforderlich sind (vgl. hierzu Kapitel 2.3).

b. *Verbleibende Nutzenverluste*

Dies sind Kosten aus Nutzenverlusten, die aus verschiedenen Gründen nicht weiter reduziert oder eingedämmt werden (können). Um diese Schäden zu bewerten, kann die Zahlungsbereitschaft der Betroffenen für eine weitere Reduzierung der Schäden geschätzt werden.

2. Kosten der Schadensverringering: Dies umfasst die Kosten tatsächlich durchgeführter (oder geplanter) Beseitigungsmaßnahmen sowie Anpassungs- und Ausweichkosten. Diese lassen sich als Untergrenze für die Zahlungsbereitschaft der Betroffenen für eine Verbesserung der Umweltqualität 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 (*revealed preferences*).

Man kann die Kosten der Schadensverringering unterteilen in

a. *direkte Kosten*

Dies sind die Kosten von Maßnahmen, die unmittelbar an der Beseitigung oder Begrenzung des entstandenen Schadens ansetzen, (z. B. Kosten der Fassadenreinigung, medizinische Behandlungskosten, Gewässerreinigungskosten und Bodensanierungskosten).

b. *indirekte Kosten*

Dies sind die Kosten, die auf Grund einer Verhaltensänderung oder Anpassung als Reaktion auf die Beeinträchtigung entstehen, z. B. Kosten durch Einbau von Lärmschutzfenstern, erhöhte Kosten durch Ausweichen in weiter entfernte Erholungsgebiete. Durch diese Verhaltensänderungen oder Anpassungen wird keine materielle Verbesserung des Umweltzustands erreicht, jedoch werden die Auswirkungen für die 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. Die Maßnahmen betreffen dabei die Folgen der Verschlechterung der Umweltqualität, nicht die Verschlechterung selbst.

Bei der Bestimmung der Schadenskosten ist sorgfältig zu prüfen, ob es zu Doppelzählungen kommt.

3.2 Vermeidungskosten als Hilfsgröße zur Bestimmung von Umweltkosten

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

Einige Studien ziehen Vermeidungskosten als Indikator für die Bewertung von Umweltschäden heran, falls unzureichende Kenntnisse über die Umweltauswirkungen und die daraus resultierenden Schäden bestehen. Solche Unsicherheiten entstehen, wenn z.B. naturwissenschaftliche Zusammenhänge nicht hinreichend erforscht sind oder Daten nicht umfangreich erhoben werden. Die Verwendung von Vermeidungskosten kann aus unserer Sicht sinnvoll sein, wenn hinter dem Ziel zur Vermeidung der Umweltwirkung die (implizite) politisch legitimierte Einschätzung steht, dass die erwarteten Schäden höher als die Kosten der Vermeidung sind. Die Vermeidungskosten lassen sich dann als eine Untergrenze der (vermuteten) Schadenskosten interpretieren. Wie in Kapitel 2.3 erläutert, sollte in diesem Fall ein expliziter Bezug zu gesellschaftlich akzeptierten umweltschutzbezogenen Zielen erkennbar sein.

Methodisch handelt es sich hierbei jedoch nicht um eine Bewertung der Umweltschäden, denn man schätzt ja gerade die Kosten, die man zu einer Verringerung der den Umweltschaden verursachenden Aktivität aufbringen müsste bzw. aufzubringen bereit ist. Das Bewertungsproblem bei Umweltschäden lässt sich durch einen Rückgriff auf Vermeidungskosten daher nicht lösen. Vermeidungskosten sind also kein Indikator für die Schadenskosten, sondern sind als Opportunitätskosten zu interpretieren⁴² und als solche auszuweisen.

Schadens- und Vermeidungskosten von Treibhausgasemissionen

Die Schätzung der Schadenskosten von Treibhausgas(THG)-Emissionen erfordert komplexe Modellierungen. Unsicherheiten über die genauen Zusammenhänge und Wechselwirkungen der THG-Emissionen führen zu einer beträchtlichen Bandbreite von Ergebnissen. Auch wenn diese

⁴² Ausgangspunkt ist die Überlegung, dass ein Zielniveau für Emissionen festgelegt wurde und dieses ausgeschöpft ist. Wenn dann durch eine zusätzliche Aktivität die Emission von Schadstoffen über das festgelegte Zielniveau hinaus steigt, müssen an anderer Stelle in der Volkswirtschaft Maßnahmen ergriffen werden und/oder auf Emissionen verursachende Aktivitäten verzichtet werden. Hierdurch entstehen Kosten.

Bandbreite in den wissenschaftlichen Veröffentlichungen der letzten Jahre abgenommen hat (IPCC 2014), wird sie in verschiedenen Quellen weiterhin als Argument angeführt, um bei der Schätzung der Umweltkosten von Treibhausgasemissionen auf Vermeidungskostenansätze zurückzugreifen (z.B. im Environmental Pricing Handbook, CE Delft 2017). Dabei ist folgendes zu berücksichtigen:

- Die Schätzung von Schadenskosten basiert auf der Modellierung der Wirkungskette aus Treibhausgasemissionen, Treibhausgaskonzentration in der Atmosphäre, Erderwärmung, Veränderung des Klimas und den daraus resultierenden direkten und indirekten Folgen für Menschen und Umwelt. Die Bewertung der Folgen für die Menschen erfordert neben einer komplexen Modellierung, die Erkenntnisse aus verschiedenen Natur- und Humanwissenschaften integriert, auch die Festlegung normativer Modellparameter. Dazu gehören die Zeitpräferenzrate und die Verwendung von Equity Weighting. Die Zeitpräferenzrate bestimmt, wie die Nutzen heutiger und zukünftig lebender Menschen gegeneinander abgewogen werden (vgl. Kapitel 2.6). Equity Weighting bestimmt, wie die Nutzen der Menschen in reicheren und ärmeren Ländern gewichtet werden (vgl. Methodenkonvention 3.0 - Kostensätze, Kapitel 1). Beide Parameter betreffen damit normative Gerechtigkeitsfragen. Sie tragen einen großen Teil zur Bandbreite der Ergebnisse bei, dabei handelt es sich jedoch nicht um Unsicherheit im statistischen Sinne.
- Die Schätzung von Vermeidungskosten basiert auf der Spezifikation von Szenarien von Vermeidungstechnologien und deren jeweiligen Kosten in Abhängigkeit von einem konkreten Emissionspfad (Wie viele Emissionen dürfen zu welchem Zeitpunkt maximal freigesetzt werden und wie viele werden durch andere Maßnahmen und Entwicklungen eingespart?). Die Höhe der Vermeidungskosten hängt damit vom gesetzten Minderungsziel und den verfügbaren Technologien, ihrem Emissionsminderungspotenzial, der Entwicklung ihrer Kosten im Zeitverlauf und der sozioökonomischen und politischen Entwicklung ab. Auch diese Modellierung erfordert normative Annahmen (bspw. zur Verwendung bestimmter Technologien wie von Atomkraft oder Carbon dioxide capture and storage (CCS) oder zur Entwicklung zukünftiger Konsummuster) und resultiert in einer beträchtlichen Bandbreite der Ergebnisse. Diese ergibt sich jedoch ebenfalls nur teilweise aus der Kostenschätzung selbst, sondern in hohem Maß aus der generellen Unsicherheit über zukünftige Entwicklungen und Präferenzen.

Die Schadenskosten von THG-Emissionen geben an, welche Schäden der Gesellschaft entstehen, wenn die entsprechenden Mengen von Treibhausgasen emittiert werden. Während die Schadenskosten die Höhe der gesamten Schädigung durch eine bestimmte Menge THG angeben, geben die Grenzschaadenskosten darüber Auskunft, welcher zusätzliche Schaden durch die Emission einer weiteren Einheit THG entsteht.

Die Vermeidungskosten der THG-Emissionen geben hingegen an, wie viel es die Gesellschaft kostet, ein festgelegtes Emissionsminderungsziel zu erreichen, ggf. mit einem eingeschränkten Portfolio von Minderungstechnologien und unter weiteren Bedingungen. Vermeidungskosten sind damit wichtig, um zwischen verschiedenen Optionen zur Erreichung von Klimazielen die volkswirtschaftlich günstigste zu identifizieren. Während die Vermeidungskosten bestimmter Technologien und Verhaltensänderungen in die Modellierung eingehen, ergeben sich die Grenzvermeidungskosten, d. h. die konkreten Kosten der Vermeidung der jeweils nächsten Einheit THG, als Ergebnis aus den Modellierungen.

Dies zeigt, dass beide Ansätze ihre Berechtigung bei ökonomischen Analysen haben, jedoch unterschiedliche Fragen beantworten. Welcher der Ansätze zu verwenden ist, hängt entsprechend vom jeweiligen Kontext ab.

Da im Kontext der Methodenkonvention die Bestimmung der Umweltkosten im Sinne der Umweltschäden im Vordergrund steht, ist der Schadenskostenansatz für die Ermittlung der THG-Kostensätze angebracht. Unter den von uns getroffenen Annahmen zur Diskontrate und zu Equity Weighting reduziert sich die Bandbreite der Modellierungsergebnisse hinreichend, um belastbare Kostensätze ableiten zu können.

3.3 Gesamtkosten, Durchschnittskosten und Grenzkosten von Umweltschäden

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

3.3.1 Gesamtkosten

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

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

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

Abbildung 4: Beispiel Umweltkosten des Verkehrs

Durch Verkehrsaktivitäten verursachte	Umwelteffekte/Umweltkosten (Beispiele)
Unfälle	Austreten von Öl und Treibstoff bspw. nach Tankerhavarien; Kosten für Ökosystemschäden, Schäden bei Fischerei und Tourismus
Luftverschmutzung	Kosten für luftverschmutzungsbedingte Krankheiten, Ressourcenausfallkosten, Materialschäden an Gebäuden, Waldschäden, Ernteauffälle der Land- und Forstwirtschaft

Durch Verkehrsaktivitäten verursachte	Umwelteffekte/Umweltkosten (Beispiele)
Treibhausgasemissionen	Klimawandel; Kosten durch die Zunahme von Extremwetterereignissen und Meeresspiegelanstieg
Lärmbelästigung	Lärmbedingte Krankheiten, Behandlungskosten, Produktivitätseinbußen bei den Beschäftigten, Lärmbelästigungen
Trennwirkungen der Verkehrswege	Zerschneidung von Ökosystemen und Landschaften; Kosten für Ökosystems Schäden, Schäden im Tourismus, Schäden in Land- und Forstwirtschaft
Flächenverbrauch für Verkehrsflächen	Flächenverlust; Kosten für Ökosystems Schäden, Schäden in Land- und Forstwirtschaft, Schäden im Tourismus
Folgeeffekte der Verkehrsaktivitäten	Folgekosten der Infrastrukturnutzung (bspw. Wildunfälle mit geschützten Arten)

Quelle: Eigene Darstellung.

3.3.2 Durchschnittskosten

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

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

3.3.3 Grenzkosten

Unter Grenzkosten versteht man die zusätzlichen Kosten, die eine Ausweitung der umweltschädigenden Aktivität (z. B. Emissionen in Tonnen, Verkehrsvolumen in Kilometern, Energieerzeugung in Kilowattstunden) um eine Einheit verursacht.⁴³

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

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

Vorsicht ist bei der Ermittlung der Wirkungen von großen Veränderungen wie Systemwechseln (bspw. beim vollständigen Austausch der Energieerzeugung mit fossilen Brennstoffen durch

⁴³ Strenggenommen handelt es sich bei einer solchen Grenz- oder Marginalbetrachtung um die Bestimmung der Auswirkung einer infinitesimalen Veränderung.

Erneuerbare Energien) geboten.⁴⁴ Bei solchen tiefgreifenden Veränderungen ist davon auszugehen, dass sich der gesamte Kostenrahmen ändert (technisch gesprochen die Kostenfunktion). In diesen Fällen ist eine Grenzbetrachtung problematisch und kann zu verzerrten Ergebnissen führen. Stattdessen müssen die Kosten vor und nach einem Systemwechsel getrennt geschätzt werden.

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

Eine verstärkte Inanspruchnahme der Umwelt ist in der Regel mit steigenden Grenzkosten verbunden, da negative Wirkungen oft umso gravierender sind, 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 im Verkehr durch ein zusätzliches Fahrzeug geringer sein als die Lärmbelastung, die durchschnittlich pro Fahrzeug durch den vorhandenen Verkehr verursacht wird. Bei der Anwendung der üblichen Bewertungsfunktionen (Expositions-Wirkungs-Funktionen und deren Überführung in monetäre Werte) ergeben sich dadurch abnehmende Grenzkosten für den Lärm.

3.4 Methodisches Vorgehen zur Schätzung von Umweltschadenskosten

In Abhängigkeit vom 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.

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 ausreicht.

Der Bewertungsansatz beruht auf folgenden Prinzipien zur Bewertung von Umweltkosten:

- ▶ Die Bewertung erfolgt auf Grundlage eines Bottom-up-Modells.
- ▶ Bewertungsmaßstab sind die individuellen Präferenzen der betroffenen Individuen, die durch Rückschlüsse aus dem Verhalten oder durch Befragungen erfasst werden.

⁴⁴ Vgl. Bachmann (2015).

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

- ▶ Bewertet werden Schäden (z. B. Sturmschäden) und Risiken (z. B. Erhöhung des Risikos von Atemwegserkrankungen), nicht Umwelteinwirkungen (z. B. Treibhausgasemissionen).

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

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

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

Abbildung 5: Der Wirkungspfadansatz zur Erfassung von Umweltkosten



Quelle: Methodenkonvention 2.0 / IER.

In vielen Fällen sind Informationen über Kosten auf einer höheren Aggregationsstufe erforderlich, z. B. für den Kraftwerkspark in einem Bundesland oder für eine Fahrzeugkategorie, die aus verschiedenen Fahrzeugtypen besteht. Diese Kosten erhält man durch Kombination einzelner standortspezifischer Ergebnisse, z. B. als gewichtete Durchschnitte. Die

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

Standortabhängigkeit lässt sich methodisch durch Klassifizierung der Standorte integrieren, z. B. Land, Stadt, Großstadt. Um Umweltkosten für eine bestimmte Region oder ein Bundesland zu ermitteln, bestimmt man die Anteile der verschiedenen Standorttypen an der Region und gewichtet die Ergebnisse entsprechend. Auf diese Weise lassen sich auch durchschnittliche Grenzkosten für ein Land berechnen. Dies ist ein übliches Vorgehen bei der Schätzung von Umweltkosten der Stromerzeugung.

Abbildung 6 gibt einen Überblick über die im Projekt ExternE mit Hilfe des Wirkungspfadansatzes für den Luftpfad ermittelbaren Umweltkosten. Einzelheiten über die Wirkungsanalyse sind in dem Methodenbericht zu ExternE veröffentlicht.⁴⁷

Auch Schäden, die nach Transport der Schadstoffe durch Boden, Grund- und Oberflächenwasser entstehen sowie Unfallrisiken, z. B. Risiken des Austretens von Treibstoffen bei Tankerhavarien und Verkehrsunfällen, lassen sich mit Hilfe des Wirkungspfadansatzes bewerten. Der Ansatz stellt den derzeit international präferierten Ansatz zur Ermittlung von Umweltkosten dar. Er ist für viele Wirkungspfade operationalisiert (d.h. Ausbreitungs- und Wirkungsmodelle sowie monetäre Werte sind vorhanden) und direkt anwendbar.⁴⁸

Abbildung 6: Mit Hilfe des Wirkungspfadansatzes (Luftpfad) ermittelbare Umweltkosten

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

Quelle: Darstellung Methodenkonvention 2.0 / IER.

3.4.2 Vermeidungskosten nach dem Standard-Preis-Ansatz

Reichen in einer wichtigen Schadenskategorien die Kenntnisse über Dosis-Wirkungsbeziehungen oder monetäre Werte von Schäden (noch) nicht aus, um Schadenskosten mit hinreichend großer Sicherheit zu berechnen, können als „zweitbeste Lösung“ Vermeidungskosten mit dem so genannten Standard-Preis-Ansatz ermittelt werden. Voraussetzung für diesen Ansatz ist, dass ein Umweltschutzziel vorhanden ist, das im Rahmen

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

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

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 oder die Einschätzungen von Experten in die Bewertung einzubeziehen. Die in Abschnitt 2.3 gemachten Einschränkungen sind zu berücksichtigen.

Bei diesem Ansatz errechnet man, in welcher Höhe Kosten entstehen, um die Umweltbeeinträchtigung auf einen vorgegebenen Zielwert oder Standard zu reduzieren (Vermeidungskosten oder Zielerreichungskosten). Diese Vermeidungskosten lassen sich als gesellschaftliche Zahlungsbereitschaft zur Verringerung der Schäden oder als Opportunitätskosten interpretieren (vgl. hierzu die Ausführungen in Abschnitt 2.3).

Es ist jedoch wichtig darauf hinzuweisen, dass es sich bei den Vermeidungskosten nicht um Schadenskosten handelt. Da Vermeidungskosten sich implizit aus den vereinbarten Umweltzielen ergeben, können sie auch nicht herangezogen werden, um ihrerseits die vereinbarten Ziele zu begründen. Vermeidungskosten können aber – bei ausreichend ambitioniertem Umweltschutzziel – immerhin die Größenordnung der erwarteten Schäden abbilden.

Im Einzelnen ist dabei folgendermaßen vorzugehen:

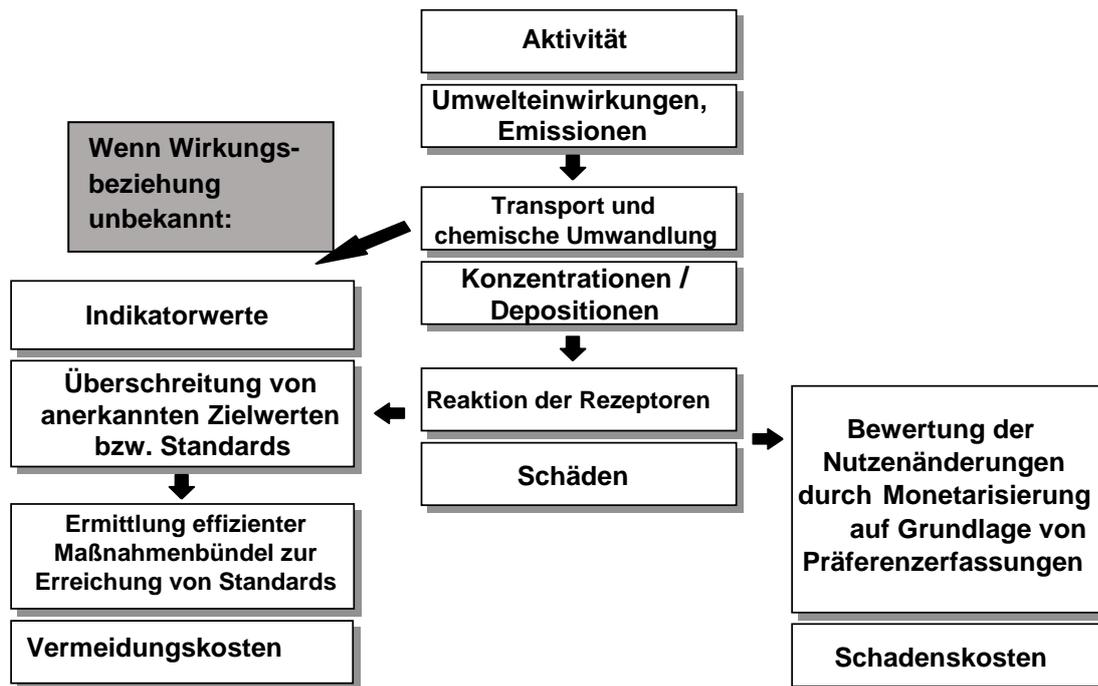
1. Auswahl und Begründung der Umweltschutzziele: Das gewählte Ziel sollte sich auf die Exposition eines Schutzgutes (menschliche Gesundheit oder Umweltmedien) beziehen, also auf Konzentrationen, Depositionen, Lärmpegel etc.
2. Ermittlung effizienter Maßnahmenbündel: Zu prüfen ist, wie sich das gesetzte Umweltschutzziel effizient (also mit den geringsten Kosten) realisieren lässt. Die marginalen Kosten zur effizienten Erreichung des Zieles entsprechen den Zielerreichungs- oder Vermeidungskosten. 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.

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

Bei den meisten Bewertungsfragen erfolgt eine Kombination des Wirkungspfadansatzes und des Standard-Preis-Ansatzes, bei der sowohl Schadenskosten als auch Zielerreichungskosten in die Ermittlung der Umweltkosten einfließen. Diese Kombination ist in der einschlägigen Literatur unter dem Begriff „erweiterter Wirkungspfadansatz“ bekannt.

Abbildung 7: Der erweiterte Wirkungspfadansatz zur Berechnung von Umweltkosten



Quelle: Modifizierte Darstellung aus Methodenkonvention 2.0 / IER.

Dabei wird so weit wie möglich der Wirkungspfad von der Umwelteinwirkung zu den monetär bewerteten Schäden verfolgt (rechter Zweig in Abb. 7). Für den Fall, dass unzureichende Kenntnisse zur Beziehung zwischen Umwelteinwirkung und physischem Schaden gegeben sind, werden Vermeidungskosten nach dem Standard-Preis-Ansatz ermittelt (vgl. linker Zweig in Abb. 7).

3.4.4 Top-down-Ansatz zur Bewertung von Umweltschäden

Die auf dem Top-down-Ansatz beruhende monetäre Bewertung von Umweltschäden hat die Modellierung makroökonomischer Zusammenhänge zwischen wirtschaftlicher Aktivität und Umweltbelastung zur Grundlage.

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

1. Aufstellung eines Emissionsinventars;
2. Ermittlung des Beitrags der Stromerzeugung aus fossilen Brennstoffen an den Gesamtemissionen;
3. Gewichtung der Emissionen mit Toxizitätsfaktoren und Darstellung der Auswirkungen auf die zu betrachtenden Kategorien (z. B. Flora, Fauna, Gesundheit, Materialien, Klima);
4. Literaturlauswertung oder eigene Schätzung für die monetäre Bewertung der betrachteten Schäden;
5. 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 Quellen der wirtschaftlichen Entwicklung gezogen werden.

Bei der 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 Ernteauffälle, 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.

Die Anwendung des Standard-Preis-Ansatzes zur Ermittlung von Vermeidungskosten wird als second-best-Lösung für solche Schadenskategorien empfohlen, für die Kenntnisse über Dosis-Wirkungs-Beziehungen oder monetäre Werte von Schäden (noch) nicht ausreichend sind, um Schadenskosten mit hinreichend großer Sicherheit zu berechnen. Voraussetzung für diesen Ansatz ist, dass ein gesellschaftlich bzw. politisch akzeptiertes Umweltschutzziel vorhanden ist (siehe hierzu die Ausführungen in Abschnitt 2.3). Die so berechneten Umweltkosten können jedoch nicht dafür herangezogen werden, die gewählten Ziele zu untermauern, sondern allein dafür, die derzeitige gesellschaftliche Zahlungsbereitschaft zur Reduzierung des Schadensrisikos darzustellen.

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

4 Standardisiertes Vorgehen zur ökonomischen Bewertung von Umweltschäden

Die ökonomische Bewertung von Umweltschäden baut auf den Erkenntnissen zu Ursache-Wirkungsbeziehungen und der Darstellung der mit den Umwelteinwirkungen verbundenen negativen Folgen (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.

Abbildung 8: Bewertungsschritte

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 Darstellung der Ursache-Wirkungsbeziehungen (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>6</td> <td>Ökonomische Bewertung der resultierenden Nutzenänderungen für den Menschen</td> </tr> <tr> <td>7 Darstellung und Interpretation der Ergebnisse im Kontext der Zielsetzung</td> <td></td> </tr> </tbody> </table>	<i>Physischer Wirkungspfad</i>	<i>Monetäre Bewertung</i>	3 Darstellung der relevanten Umwelteinwirkungen		4 Darstellung der Ursache-Wirkungsbeziehungen (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 Darstellung der Ursache-Wirkungsbeziehungen (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													

Quelle: Eigene Darstellung.

Die folgenden Abschnitte beschreiben ausführlich die Bewertungsschritte.⁴⁹

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.

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

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

1. Umweltseitige Bewertung

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

Beispiel: Umweltkosten verschiedener Stromerzeugungssysteme pro erzeugter kWh.

2. Ökologisch erweiterte Nutzen-Kosten-Analyse

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

Beispiel: Bewertung von Umweltwirkungen im Rahmen des Bundesverkehrswegeplans.

3. Fachliche Fundierung der Gestaltung ökonomischer Anreizinstrumente im Umweltschutz

Ökonomische Anreizinstrumente können u.a. die

- ▶ verursachergerechte Anlastung von Umweltkosten (Umweltsteuern, umweltschutzbezogene Sonderabgaben und Gebühren) und die
- ▶ verursachergerechte Belohnung für umweltfreundliches Verhalten (umweltorientierte Subventionen) bewirken, oder
- ▶ Anreize zur Verringerung des Risikos von Umweltschäden im Rahmen des Umwelthaftungsrechts setzen (Regelungen zur Haftung für verursachte Umweltschäden).

4. Begründung umweltpolitischen Handlungsbedarfs

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

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

5. Darstellung der Umweltkosten bestimmter wirtschaftlicher Aktivitäten

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

Beispiel: Umweltkosten des Verkehrs, Umweltkosten der Landwirtschaft.

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

4.2 Schritt 2: Untersuchungsgegenstand konkretisieren und Systemgrenzen festlegen

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

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

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

- ▶ räumliche Systemgrenzen
Die Grenzen können sich aus der Zielsetzung ergeben – etwa falls es darum geht, die Umweltkosten der europäischen Energieerzeugung zu bewerten⁵⁰ – 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 oder Wirkungen über 100 Jahre hinweg.
- ▶ informationsbezogene Systemgrenzen
Je nach Datenverfügbarkeit und Kenntnissen über Ursache-Wirkungsbeziehungen ergeben sich Grenzen der Analyse.
- ▶ methodisch bedingte Systemgrenzen
Dies bezieht sich vor allem auf die Frage, ob man ggf. Schadenswirkungen nicht einbeziehen kann, weil es dafür (noch) keine geeignete Bewertungsmethode gibt.

Die Wahl der Systemgrenzen kann bei globalen und langfristig auftretenden Wirkungen das Ergebnis der Bewertung bestimmen. Ein Beispiel: In Studien zur Erfassung der Klimafolgeschäden variieren die zeitlichen Systemgrenzen, für die Schäden einbezogen werden, zwischen etwa 100 bis 1.000 Jahren. Die je nach räumlichen Systemgrenzen in den verschiedenen Ländern auftretenden Schäden bewerten manche Studien mit Durchschnittswerten, andere nach länderspezifischen Kriterien. Die länderspezifischen Bewertungen können – vor allem zwischen Industrieländern und Entwicklungsländern - erheblich differieren. Methodisch betrifft dies beispielsweise die Frage, ob man Ernteauffälle oder Produktionsverluste zu heimischen Preisen oder zu Weltmarktpreisen bewertet, aber auch das Problem, die Erhöhung des Sterberisikos in allen Ländern gleich zu bewerten oder regionenspezifische Größen zu verwenden.

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

⁵⁰ Dies umfasst die Umweltwirkungen der in Europa stattfindenden Energieerzeugung, unabhängig davon, wo diese Wirkungen anfallen. Im Unterschied dazu könnte auch die durch Energieerzeugung verursachten Umweltkosten, die in Europa anfallen, untersucht werden, wobei hierbei irrelevant wäre, wo die Energieerzeugung stattfindet.

4.3 Schritt 3: Darstellung der relevanten Umwelteinwirkungen

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

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

In ökonomischen Analysen gibt es prinzipiell zwei Herangehensweisen an die Zuordnung von Umwelteinwirkungen zu Verursachern, die mit den 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 auf 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 ab.⁵² Die Bottom-up-Methodik ist daher für solche Fragestellungen geeignet, die eine standortspezifische Bewertung von Umweltschäden benötigen.

Abbildung 9 gibt eine Übersicht über mögliche betriebliche Umwelteinwirkungen.

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 des 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.

Abbildung 9: Übersicht zu betrieblichen Umwelteinwirkungen

<p>Direkte Umwelteinwirkungen</p> <ul style="list-style-type: none"> - 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 - Emission von Luftschadstoffen, Geruchsemissionen - Sonstige Emissionen (Boden) - Risikopotenziale durch die Lagerung wassergefährdender oder brandgefährdender Stoffe - Strahlung <p>Indirekte Umwelteinwirkungen</p> <p><u>Vor- und nachgelagerte Ver- und Entsorgung</u></p> <ul style="list-style-type: none"> - Energieversorgung <ul style="list-style-type: none"> o Emission von Luftschadstoffen o Inanspruchnahme von Ressourcen (fossile Energieträger) - Wasserversorgung <ul style="list-style-type: none"> o Inanspruchnahme erneuerbarer Ressourcen - Abwasserentsorgung <ul style="list-style-type: none"> o Abwassereinleitung in Gewässer o Flächeninanspruchnahme durch Ablagerung von Klärschlämmen o Luftschadstoffemissionen durch Klärschlammverbrennung - Abfallbeseitigung <ul style="list-style-type: none"> o Flächeninanspruchnahme (Deponie) o Luftschadstoffemissionen (Verbrennung) <p><u>Vor- und nachgelagerte Produktion</u></p> <ul style="list-style-type: none"> - Umwelteinwirkungen der vor- und nachgelagerten Produktion entsprechend der gewählten Systemgrenzen

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

4.4 Schritt 4: Darstellung der Ursache-Wirkungsbeziehungen (Wirkungsabschätzung)

Die Wirkungsabschätzung ist Grundlage für alle umweltrelevanten Bewertungen. Man beschreibt die Umwelteinwirkungen im Hinblick auf ihre Wirkungspotenziale und zu erwartenden Schadwirkungen. Eine regionale und zeitliche Differenzierung ist i. d. R. sinnvoll.

Abbildung 10: Beispiele für Umweltprobleme und korrespondierende relevante Umwelteinwirkungen

Umweltproblem	Mögliche relevante Umwelteinwirkungen
<i>Lokale Betrachtungsebene</i>	
Lärmbelästigung	Lärmemissionen

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

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

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

4.5 Schritt 5: Zuordnung zu ökonomischen Nutzen- und Kostenkategorien

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

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

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

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

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

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

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

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

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

Je nach Untersuchungsgegenstand sind auch nutzungsunabhängige Werte einzubeziehen, bspw. der Vermächtniswert, 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 Abbildung 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 Kapitel 4.5 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 oder Umweltauswirkungen gibt. Diese Ziele sind darzustellen, sofern sie in die Bewertung einfließen.

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 Kapitel 5).
4. Etliche Schäden lassen sich nur durch Kombination verschiedener Methoden schätzen. Hierbei besteht die Gefahr der Doppelzählung. Es ist daher sorgfältig zu prüfen und sicherzustellen, dass die angewandten Methoden unterschiedliche Kostenkategorien schätzen.⁵³
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.

4.7 Schritt 7: Darstellung und Interpretation der Ergebnisse

Der abschließende Schritt dient der Transparenz der Bewertungen. Hierzu sind die Ergebnisse nach Schadensarten differenziert darzustellen und explizit die verschiedenen zugrunde gelegten Bewertungsmethoden auszuweisen. Des Weiteren ist kenntlich zu machen, ob es sich bei den Bewertungen um Schadensverringerungskosten, Kosten nicht vermiedener Umweltschäden oder Vermeidungskosten 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);
- ▶ Darstellung der Bandbreite der Ergebnisse, Angabe von gesicherten Untergrenzen.

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.

5 Methodenauswahl

Die folgende Abbildung fasst die Anwendungsfelder der verschiedenen Bewertungsmethoden zusammen.

Abbildung 11: Anwendungsfelder Bewertungsmethoden

Bewertungsmethode	Anwendungsbeispiele
Bewertung mit Marktpreisen	
Wertschöpfungsmethoden	<ul style="list-style-type: none"> - Ertragsverluste in der Land- und Forstwirtschaft - Erhöhung der Produktionskosten durch verschlechterte Umweltqualität (erhöhte Wasseraufbereitungskosten, erhöhte Kosten zum Erhalt der Bodenqualität)
Kosten der Schadensverringerung	<ul style="list-style-type: none"> - Kosten für Lärmschutzfenster - Behandlungskosten bei umweltbedingten Krankheiten - Kosten der Gebäudesanierung
Aufwendungen zur Kompensation von Umweltschäden	<ul style="list-style-type: none"> - Schätzung der Kosten für Marktgüter als funktioneller Ersatz von Umweltgütern, z. B. Kosten der technischen Abwasserbehandlung für den Wert der Reinigungsleistung eines Schilfgürtels - Kompensation von Schäden an ökologischen Gütern im Rahmen der Umwelthaftung - Naturschutzrechtliche Ausgleichsmaßnahmen als Indikator für den Nutzenverlust
Indirekte Bewertungsmethoden	
Hedonische Bewertungsmethode	<ul style="list-style-type: none"> - Wertänderungen von Immobilien infolge von Änderungen der Umweltqualität
Aufwands- und Reisekostenmethoden	<ul style="list-style-type: none"> - Erholungsnutzen von Naturlandschaften
Direkte Bewertungsmethoden	
Contingent valuation	<ul style="list-style-type: none"> - Umfassendster Ansatz zur Erfassung der Zahlungsbereitschaft für Änderungen der Umweltqualität, grundsätzlich für alle Kosten- und Nutzenkategorien anwendbar, z. B. Zahlungsbereitschaft zur Verringerung von Lärmimmissionen und anderen Gesundheitsrisiken, Verringerung der Lebenserwartung, Erhalt der Biodiversität und von unberührter Natur
Attributbasierte Bewertungsansätze	<ul style="list-style-type: none"> - Anwendungsgebiete wie bei contingent valuation, aufwändigeres Verfahren

<p>Partizipative Bewertungsmethoden</p>	<p>- Anwendung sinnvoll vor allem 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)</p>
<p>Bewertung mit Vermeidungskosten</p>	
<p>Vermeidungskostenansatz</p>	<p>- 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</p>

Quelle: Eigene Darstellung.

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. Welche Bewertungsmethode die beste ist, muss jedoch im Einzelfall geprüft werden. Dabei können folgende Überlegungen helfen:

- ▶ 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.
- ▶ Wenn eine valide Bewertung auf der Basis von (korrigierten) Marktpreisen möglich ist, ist dies oft die am wenigsten aufwändige und die kostengünstigste Methode. Die Ergebnisse lassen sich tendenziell auch einfacher in der umwelt- und wirtschaftspolitischen Diskussion kommunizieren.
- ▶ Methoden, die auf der Analyse von Immobilienpreisen basieren (hedonische Methoden), sind nur dann valide, wenn es einen signifikanten Zusammenhang zwischen Immobilienpreisen und Umweltqualität gibt.
- ▶ Bei 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.
- ▶ Direkte Bewertungsmethoden sind zur Schätzung aller Kosten- und Nutzenkategorien anwendbar. Um die Umweltschäden umfassend zu schätzen kann eine Kombination mit Marktpreis- und indirekten Methoden sinnvoll sein.

6 Zusammenfassung

Die seriöse Ermittlung von Umweltkosten erfordert

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

Dadurch lassen sich die Bandbreiten der Kostensätze 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 Ergebnisse sind dies wichtige Voraussetzungen. Die Methodenkonvention des Umweltbundesamtes will hierzu einen Beitrag leisten.

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

Individuelle Präferenzen als Maßstab der Bewertung

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

Gesellschaftlich-politische Bewertungen und Expertenurteile

Gesellschaftliche Bewertungen (z. B. Nachhaltigkeitsziele) oder Expertenurteile sind als Maßstab heranzuziehen, falls es nicht möglich oder nicht angemessen ist, die Bewertung auf Grundlage individueller Präferenzen vorzunehmen. Gründe für den Rückgriff auf Expertenurteile und gesellschaftliche Bewertungen sind beispielsweise generationenübergreifende Wirkungen, hohe Unsicherheit oder die 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 ermitteln kann. Das können rechtlich-verankerte Ziele (z. B. Emissionsminderungsziele im Klimaschutz) oder Expertenurteile sein. Dies bedeutet, dass die akzeptierten Kosten, um die Ziele zu erreichen, als Maßstab der gesellschaftlichen Zahlungsbereitschaft für die zu bewertenden Umweltschäden dienen können.

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 Handelns verdeutlichen. Diese Kenntnisse (Expertenurteile) fließen sowohl in die Meinungsbildung der Individuen als auch in den gesellschaftlich-politischen Willensbildungsprozess ein. Die Frage, welche Zielsetzungen und Maßstäbe heranzuziehen sind, müssen bei der Bewertung im Kontext der Zielsetzung beurteilt und begründet werden. 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 ermittelten Umweltkosten sachgerecht interpretieren.

Bewertung irreversibler Schäden

Zur Bewertung irreversibler Schäden schlagen wir – je nach Art des Schadens – unterschiedliche Bewertungsansätze vor. Handelt es sich um einen irreversiblen Schaden, wobei der durch ihn verursachte Funktionsverlust aber vollständig ersetzbar ist, so ist der Ersatzkostenansatz anzuwenden. Kennt man die Folgewirkungen eines Schadens nicht oder sind die Kenntnisse unsicher, dann sollte man die Bandbreiten der möglichen Schäden aufzeigen und monetär bewerten (Szenarienanalyse). Sofern keine Analysen zu möglichen Schäden vorliegen, kann man die möglichen Folgewirkungen nur qualitativ beschreiben.

Bewertung bei Unsicherheit und Risiko

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

Bewertung von Katastrophenrisiken (Damokles-Risiken)

Katastrophenrisiken verbinden ein hohes Schadenspotenzial mit einer sehr geringen Eintrittswahrscheinlichkeit. Typische Beispiele sind technische Risikopotenziale wie Kernenergie, große Chemieanlagen, Staudämme und Flüssiggaslager. Die Bandbreiten der Eintrittswahrscheinlichkeiten und der Schadenshöhen – sowie die hieraus ermittelten Erwartungswerte – sind anzugeben. Da bei Katastrophenrisiken mit Sicherheit von Risikoaversion der Bevölkerung auszugehen ist, sind Sensitivitätsrechnungen unter Berücksichtigung der Risikoaversion durchzuführen.

Bewertung bei Ungewissheit (Pythia-Risiken)

Für manche Ereignisse sind sowohl die Eintrittswahrscheinlichkeit als auch die Dimension des möglichen Schadens ungewiss (Pythia-Risiken). Aus Vorsorgegründen sind aber Maßnahmen gerechtfertigt, die das Risiko dieser Schäden verringern.

Die monetäre Schadensbewertung für Ereignisse, 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 Ereignisse ist nach den Kriterien Ubiquität, Persistenz und Irreversibilität zu charakterisieren und qualitativ zu beschreiben.

Diskontierung künftiger Kosten und Nutzen

Bei langfristig auftretenden Umweltschäden beeinflusst die Wahl der Diskontrate entscheidend das Ergebnis: Je höher die Diskontrate umso geringer geht die Höhe zukünftiger Nutzen und Kosten in die Bewertung ein.

Die Methodenkonvention empfiehlt standardmäßig eine konstante soziale Diskontrate in Höhe von 1 Prozent zu verwenden (zur Erläuterung siehe Kapitel 2.6).

Empfohlene Bewertungsansätze

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

Grundsätzlich empfehlen wir, den Wirkungspfadansatz zur Schätzung von Umweltkosten zu verwenden. Dieser Bottom-up-Ansatz erfasst die Wirkungskette von der Umwelteinwirkung bis zur Wirkung auf verschiedene Rezeptoren (Mensch, Tier). Monetär bewertet werden Schäden und Risiken.

Als second-best-Lösung für Schadenskategorien, bei denen die Kenntnisse über Dosis-Wirkungs-Beziehungen oder monetäre Werte von Schäden (noch) nicht ausreichend sind, läßt sich der Vermeidungskostenansatz verwenden. Voraussetzung für diesen Ansatz ist, dass ein gesetzliches oder politisches Umweltschutzziel vorhanden ist, das möglichst unter Beteiligung der betroffenen Akteure festgelegt wurde und gesellschaftlich akzeptiert und erwünscht ist.

Standardisiertes Vorgehen zur Schätzung der Umweltkosten

Bei der Schätzung von Umweltkosten empfehlen wir ein Vorgehen in sieben Bewertungsschritten (vgl. Kapitel 4). Diese sollten ausführlich dokumentiert werden und die zugrunde gelegten wichtigen Annahmen sollten transparent gemacht werden.

7 Quellenverzeichnis

- Arrow, K. J. u. a. (1995): Intertemporal Equity, Discounting and Economic Efficiency, in: Bruce, Lee and Haites (Hrsg.): Climate Change 1995, Economic and Social Dimensions of Climate Change, Contribution of Working Group III to the Second Assessment report of the IPCC, Cambridge, U.K., Cambridge University Press, S. 125 – 144.
- Bachmann, T. M. (2015): Assessing Air Pollutant-Induced, Health-Related External Costs in the Context of Marginal System Changes: A Review, Environmental Science & Technology, Vol 49, S. 9503-9517.
- Bachmann, T. M. (2006): Hazardous substances and human health: exposure, impact and external cost assessment at the European scale. Elsevier: Amsterdam.
- Bamberg, G./Coenenberg, A. G. (2006): Betriebswirtschaftliche Entscheidungslehre, 13. Aufl., Verlag Vahlen: München.
- Bundesregierung (2016), Deutsche Nachhaltigkeitsstrategie – Neuauflage 2016, https://www.bundesregierung.de/Content/DE/_Anlagen/Nachhaltigkeit-wiederhergestellt/2017-01-11-nachhaltigkeitsstrategie.pdf;jsessionid=95F5BB885459F8092DA66CC6B6949B8F.s3t2?_blob=publicationFile&v=22 [zuletzt abgerufen am 12.04.2018].
- CE Delft (2017), Environmental Pricing Manual [Handboek Milieuprijzen 2017 - Methodische onderbouwing van kengetallen gebruikt voor waardering van emissies en milieu-impacts], Delft.
- Drupp, M., Freeman, M. C., Groom, B., Nesje, F. (2015): Discounting disentangled: an expert survey on the determinants of the long-term social discount rate. Centre for Climate Change Economics and Policy Working Paper No. 195.
- Dryzek, J. S. (1990): Discursive Democracy. Cambridge: Cambridge University Press.
- Enquete-Kommission (1994): „Schutz des Menschen und der Umwelt“: Die Industriegesellschaft gestalten – Perspektiven für einen nachhaltigen Umgang mit Stoff- und Materialströmen, Bonn.
- Enquete-Kommission (2002): „Nachhaltige Energieversorgung unter den Bedingungen der Globalisierung und Liberalisierung“.
- European Commission (1998): ExternE Vol. 7, Methodology 1998, <http://www.extern.info>, publications.
- European Commission (2005): ExternE – Externalities of Energy – Methodology 2005 Update, Office for Official Publications of the European Communities, Luxembourg, <http://maxima.ier.uni-stuttgart.de/brussels/methup05.pdf>.
- Ewers, H.-J./Rennings, K. (1992): Abschätzung der Schäden durch einen sogenannten Super-Gau, in Prognos (1992): Identifizierung und Internalisierung externer Kosten der Energieversorgung. Prognos Schriftenreihe, Band 2, Basel, 1992.
- ExternE (2005): Externalities of Energy – Methodology 2005 update, Editiert von Peter Bickel und Rainer Friedrich, Institut für Energiewirtschaft und Rationelle Energieanwendung; DG Research; EUR 21951.
- Friedrich, R. (1993): Externe Kosten der Stromerzeugung – Probleme bei ihrer Quantifizierung, Energiewirtschaftliche Studien Bd. 3, Frankfurt a. M.
- Geisendorf, S., Gronemann, S. und Hampicke, U. (1998): Die Bedeutung des Naturvermögens und der Biodiversität für eine nachhaltige Wirtschaftsweise. Möglichkeiten und Grenzen ihrer Erfassbarkeit und Wertmessung. Erich Schmidt Verlag: Berlin.
- INFRAS/IWW (2000): External costs of transport: Accident, Environmental and Congestion Costs of Transport in Western Europe, Zürich, Karlsruhe.
- INFRAS/IWW (2004): External costs of transport, Update Study, Zürich, Karlsruhe.

- KATARISK (2002): Katastrophen und Notlagen in der Schweiz. Eine Risikobeurteilung aus Sicht des Bevölkerungsschutzes.
<http://www.bevoelkerungsschutz.admin.ch/internet/bs/de/home/themen/gefaehrdungen/katarisk.html> .
- Krewitt, W. (1997): Schäden durch Stromerzeugung aus Kernenergie, in Friedrich, R./ Krewitt, W. (Hg): Umwelt- und Gesundheitsschäden durch die Stromerzeugung – Externe Kosten von Stromerzeugungssystemen, Springer: Berlin.
- Meyerhoff, J., Boeri, M., Hartje, V. (2014): The value of water quality improvements in the region Berlin– Brandenburg as a function of distance and state residency, *Water Resources and Economics* 5, 49–66.
- 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.
- Pearce, D. W. (2000): *Valuing Risks to Life and Health – Towards Consistent Transfer Estimates in the European Union and Accession States*, University College London.
- Pearce, D. W. und Moran, D. (1998): The economics of biological diversity conservation. In: Fiedler, P. L. und Kareiva, P. M. (Hg.): *Conservation biology - for the coming decade*. London, New York: Chapman and Hall, S. 384-409.
- Ramsey, F. P. (1928): A Mathematical Theory of Saving, *The Economic Journal* 38(152), S. 543-559.
- Renn, O. (2004): Perception of Risks. *The Geneva Papers on Risk and Insurance*, Vol. 29, No. 1, S. 102-114.
- Renn, O. u. a. (2003): *The Application of the Precautionary Principle in the European Union. Final Report*. Manuscript. Stuttgart: Akademie für Technikfolgenabschätzung.
- Renn, O./ Pfenning, U. (2004): Berücksichtigung des Vorsorgeprinzips und qualitativer Risikomerkmale bei der Ermittlung umweltrelevanter externer Kosten; Gutachten im Auftrag des Umweltbundesamtes.
- Schimank, U. (1992): Spezifische Interessenkonsense trotz generellem Orientierungsdissens, in: H.-J. Giegel (Hg.): *Kommunikation und Konsens in modernen Gesellschaften*. Frankfurt: Suhrkamp, S. 236-275.
- Schmid, S. A., (2005): *Externe Kosten des Verkehrs: Grenz- und Gesamtkosten durch Luftschadstoffe und Lärm in Deutschland*. Fakultät Maschinenbau. Universität Stuttgart, Stuttgart, S. 237.
- UBA (Umweltbundesamt) (1999): *Leitfaden Betriebliche Umweltauswirkungen*.
- UBA (Umweltbundesamt) (2007): *Ökonomische Bewertung von Umweltschäden – Methodenkonvention zur Schätzung externer Umweltkosten*, Umweltbundesamt, April 2007.
- UBA (Umweltbundesamt) (2007): *Ökonomische Bewertung von Umweltschäden – Methodenkonvention zur Schätzung externer Umweltkosten*, Umweltbundesamt, April 2007.
- UBA (Umweltbundesamt) (2012): *Ökonomische Bewertung von Umweltschäden – Methodenkonvention 2.0 zur Schätzung von Umweltkosten*, Umweltbundesamt, August 2012.
- UBA (Umweltbundesamt) (2018): *Bessere Gesetze durch mehr Transparenz der Gesetzesfolgen*, Umweltbundesamt, August 2018.
- UNITE (Unification of Accounts and Marginal Costs for Transport Efficiency) (2003), im Auftrag der Europäischen Kommission DG TREN, Nash u. a., University of Leeds.
- 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, 2007.
- Vettori, A., Sutter, D., Porsch, L., Löschel, A. (2016): *Analyse des Erfüllungsaufwands und der „One in one out“-Regel als Leitbilder der Politikgestaltung*, UBA-Texte 50/2016.

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

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



► **Unsere Broschüren als Download**
Kurzlink: bit.ly/2dowYYI

 www.facebook.com/umweltbundesamt.de
 www.twitter.com/umweltbundesamt
 www.youtube.com/user/umweltbundesamt
 www.instagram.com/umweltbundesamt/