

Ökonomische Analyse
naturwissenschaftlicher und politischer
Grenzwertsetzung

Inaugural-Dissertation
zur Erlangung des Doktorgrades
der Wirtschaftswissenschaftlichen Fakultät
der Eberhard-Karls-Universität zu Tübingen

vorgelegt von
Petra Kopf
aus Ellwangen/Jagst

2004

Dekanin: Professorin Dr. Renate Hecker
Erstberichterstatter: Professor Dr. Dieter Cansier
Zweitberichterstatter: Professor Dr. Joachim Grammig
Tag der mündlichen Prüfung: 18.Dezember 2003

Danksagungen

Die vorliegende Arbeit wurde im Mai 2003 an der Wirtschaftswissenschaftlichen Fakultät der Universität Tübingen eingereicht und hätte ohne die Unterstützung und Anteilnahme zahlreicher Personen sicherlich nicht ihre jetzige Form gefunden.

Mein erster Dank gilt meinem Doktorvater Professor Dr. Dieter Cansier für den gewährten Freiraum in der Bearbeitung des Themas, für sein stetes Interesse und für die vorbehaltlose Bereitwilligkeit, ein interdisziplinäres Thema inhaltlich zu begleiten.

Professor Dr. Franz Holzheu bot mir als Wissenschaftliche Mitarbeiterin am Lehrstuhl für Volkswirtschaftslehre der Technischen Universität München die Möglichkeit, Erfahrungen darin zu sammeln, wie volkswirtschaftliches Wissen in nicht-wirtschaftswissenschaftlich ausgerichteten Studiengängen vermittelt werden kann. Außerdem trugen seine menschliche Anteilnahme und seine kritisch-konstruktiven Anmerkungen zu inhaltlichen Fragen der Arbeit wesentlich zu ihrem Gelingen bei.

Was den „toxikologischen“ Teil dieser Arbeit angeht, hatte ich das Glück, dass Professor Dr. Helmut Greim vom Institut für Toxikologie in Freising ohne zu zögern bereit war, Teile der Arbeit zu lesen. Ihm danke ich für seine hilfreichen Anregungen.

Meinen Kollegen am Münchner Lehrstuhl, Martin Steininger und Stefan Straub danke ich herzlich für die freundschaftliche Atmosphäre. Martin Steininger war bei statistischen Fragen ein idealer Ansprechpartner und ich erinnere mich gerne an die gemeinsame Zeit am Lehrstuhl. Julia Bose beschaffte mir mit unerschütterlicher Gelassenheit Unmengen an Büchern. Christine Brachthäuser und Michael Grobosch, Teilnehmer des Doktorandenseminars am Lehrstuhl für Finanzwissenschaft und Umweltpolitik der Universität Tübingen, danke ich für ihre unermüdliche Diskussionsbereitschaft und ihre Freundschaft; Lieselotte Ego-Lauer für ihre besondere Sicht der Dinge.

Danken möchte ich auch meinen Eltern, die mich meinen Weg gehen ließen, für ihre Geduld und Unterstützung.

Mein Mann Wolfgang Hopfensitz war in dieser ganzen Zeit mein ruhender Pol. Sein Anteil am Gelingen dieser Arbeit lässt sich nicht messen. Er sorgte auch mit seinen wunderbaren Kochkünsten dafür, dass die Seele bisweilen ihre Beine baumeln lassen konnte.

Die Bundesstiftung Umwelt förderte diese Arbeit durch ihr Stipendienprogramm. Die von ihr veranstalteten Stipendiatenseminare und die Sommerakademien waren zugleich willkommene Abwechslung und fortgesetzter wissenschaftlicher Diskurs.

Inhaltsverzeichnis

1	Einleitung.....	9
2	Begründung des umweltpolitischen Entscheidungsbedarfes am Beispiel anthropogener Stoffeinträge in Grundwasser	13
2.1	Externalitäten, Eigentumsrechte und öffentliche Güter.....	14
2.2	Fehlende Marktteilnehmer.....	21
2.3	Lexikografische Präferenzordnungen.....	23
2.4	Informationsmängel.....	30
2.5	Implikationen.....	32
3	Die prozedurale Dimension der umweltpolitischen Zielebene	33
3.1	Schutzziele und Schutzgüter.....	34
3.1.1	Schutzgüter und Schutzziele im europäischen Grundwasserschutz	34
3.1.2	Der gute chemische Grundwasserzustand	36
3.2	Akzeptierbare und inakzeptable Umweltrisiken.....	37
3.3	Operationalisierung durch Umweltqualitätsgrenzwerte	44
3.3.1	Grenzwertbegriff.....	44
3.3.2	Effekte einer Grenzwertsetzung.....	46
3.3.3	Ansatzpunkte einer Operationalisierung.....	47
3.3.4	Bedingungen einer Operationalisierung	49
3.4	Grenzwertsetzung durch Verfahren der Risikocharakterisierung.....	50
3.4.1	Allgemeines Verfahrensmodell	50
3.4.2	Spezielles Verfahrensmodell der Grenzwertsetzung	53
3.4.3	Prozedurale Aspekte des Verfahrens	55
3.5	Zusammenfassung	58
4	Probleme einzelstofflicher Vorgehensweise.....	59
4.1	Priorisierung.....	59
4.2	Ausgewählte Bewertungsprobleme als Folge einer Einzelstoffbetrachtung ..	61
4.3	Zusammenfassung	63
5	Delegationsprobleme im Kontext gegebener Abschätzungs-unsicherheiten	65
5.1	Charakterisierung des Delegationsproblems.....	66
5.2	Naturwissenschaftliche Grenzwertempfehlungen	68

5.2.1	Menschenbezogene und ökosystembezogene maximale Konzentrationen	68
5.2.2	Abschätzungsunsicherheiten.....	70
5.2.3	Naturwissenschaftlich begründete Grenzwerte	74
5.3	Faktoren und Verteilungsannahmen als Bestandteil des Delegationsproblems	84
5.4	Die Festsetzung von Nachweisstandards als Bestandteil des Delegationsproblems	90
5.5	Zusammenfassung	99
6	Prozessbezogene politische Entscheidungen	102
6.1	Die politische Entscheidungssituation.....	107
6.1.1	Charakterisierung der Entscheidungssituation (Entscheidungsbaum).....	108
6.1.2	Politische Entscheidungsalternativen	111
6.1.3	Integration naturwissenschaftlicher Informationen	112
6.2	Entscheidungs- und Risikofunktionen.....	117
6.2.1	Die Entscheidungsfunktion in Abhängigkeit erwarteter Kosten	121
6.2.2	Die Entscheidungs- und Kostenfunktion in Abhängigkeit priorer Wahrscheinlichkeiten	123
6.3	Implikationen für den Grenzwertsetzungsprozess.....	126
6.4	Der Wert des Informationsdienstes als Entscheidungskriterium.....	130
6.4.1	Der Erwartungswert der perfekten Information	131
6.4.2	Der Erwartungswert der Stichprobeninformation	132
6.5	Berücksichtigung naturwissenschaftlicher Informations- beschaffungskosten.....	140
6.5.1	Der Bereich der Informationsnachfrage	144
6.6	Implikationen für den Grenzwertsetzungsprozess.....	146
6.7	Die Erweiterung des Kostenbegriffes.....	147
6.8	Zusammenfassung	150
7	Fazit und Ausblick.....	154
8	Glossar	162
9	Literatur	166

Tabellenverzeichnis

Tabelle 1	Schutzgüter europäischer (Grund-)Wasserpolitik	35
Tabelle 2	Abschätzungsunsicherheiten	71
Tabelle 3	Beispiel Nitrat im Trinkwasser.....	79
Tabelle 4	In der Wasserrahmenrichtlinie verwendete Faktoren zum Schutz aquatischer Ökosysteme und Biota	81
Tabelle 5	Einfluss von Fehlerwahrscheinlichkeiten auf die politische Kostenfunktion	96
Tabelle 6	Kostenmatrix	110
Tabelle 7	Bedingte Wahrscheinlichkeiten, Likelihood-Matrix.....	112
Tabelle 8	Matrix der gemeinsamen Wahrscheinlichkeiten	113
Tabelle 9	Posteriore Verteilung von Z	114
Tabelle 10	Erwartete Gesamtkosten der Alternativen.....	115
Tabelle 11	Grenzen des Nachfragebereiches: Szenarien	128
Tabelle 12	Bedingungen einer Präferenz der Informationsalternative.....	134
Tabelle 13	Bereichsgrenzen in Abhängigkeit der Fehlerwahrscheinlichkeiten	144
Tabelle 14	Bereichsgrenzen bei Einbezug von Informationsbeschaffungskosten .	145

Abbildungsverzeichnis

Abbildung 1	De Minimis-Risiken, Akzeptable Risiken, De Manifestis-Risiken....	38
Abbildung 2	Akzeptables Risiko - Beispiel genotoxische Wirkung	39
Abbildung 3	Beziehung Umweltstandards und Grenzwerte	45
Abbildung 4	Grenzwerttypen in Abhängigkeit des Ausbreitungspfades und der Ziel-Mittel-Beziehung (eigene Darst.)	47
Abbildung 5	Das Risiko-Management-Modell	50
Abbildung 6	Verfahrensmodell der Festsetzung von Umweltqualitäts- grenzwerten.....	53
Abbildung 7	Zusammenhang zwischen Faktoreinsatz und Bezugspunkten (eigene Darst.)	77
Abbildung 8	Fehlentscheidungen und Risikoeinschätzung.....	94
Abbildung 9	Entscheidungsbaum Grundmodell.....	108
Abbildung 10	Vergleich uninformierter und informierter Entscheidung.....	134
Abbildung 11	Vergleich der besten uninformierten mit der informierten Entscheidung	136
Abbildung 12	Implikationen symmetrischer und asymmetrischer	
	Kostenfunktionen	139

1 Einleitung

Gegenwärtige Umweltprobleme, wie zum Beispiel Grundwasserverschmutzung, zeichnen sich nicht nur durch komplexe Ursache-Wirkungs-Zusammenhänge, sondern gleichzeitig durch eine Vielzahl an Belastungsfaktoren aus. Ein Großteil dieser Belastungsfaktoren läßt sich dem Eintrag chemischer Stoffe zuordnen. Im ökonomischen Kontext werden unerwünschte anthropogene Stoffeinträge als negative externe Effekte beschrieben oder im Kontext versagender Märkte diskutiert. Stoffeinträge durch politische Maßnahmen zu begrenzen oder zu vermeiden, erscheint deshalb als eine naheliegende Überlegung.

Ein üblicherweise verwendetes politisches Instrument, gegebene Umweltqualitätsziele zu operationalisieren, sind Umweltqualitätsgrenzwerte. Angesichts einer Vielzahl von Stoffen sowie einer Vielfalt potentiell beeinträchtigender Wirkungen ist die Bestimmung von Umweltqualitätsgrenzwerten jedoch ein komplexes Unterfangen. Der umweltpolitische Grenzwertsetzungsprozess basiert zwangsläufig auf naturwissenschaftlichen Informationen darüber, welche Stoffe und Stoffkonzentrationen in spezifischen Umweltproblemen beeinträchtigend wirken und auf Informationen, welche Umweltmedien oder Menschen in welcher Weise betroffen sind. Zugleich sind naturwissenschaftliche Informationen über entscheidungsrelevante Stoffkonzentrationen mit Abschätzungsunsicherheiten behaftet. Vollständige Gewissheit über die Beeinträchtigung von Umweltqualitätszielen durch einzelne Stoffe beziehungsweise Stoffkonzentrationen läßt sich nicht erlangen.

Der umweltpolitische Grenzwertsetzungsprozess wird deshalb nicht nur von Besonderheiten der gegebenen Verschmutzungssituation, sondern auch von inhärenten Eigenschaften verwendeter Prozeduren der Entscheidungsfindung beeinflusst. Auf umweltpolitischer Zielebene sind deshalb Entscheidungen über die Gestaltung des Grenzwertsetzungsprozesses zu treffen.

Ein Spezifikum des Grenzwertsetzungsprozesses ist die Verbindung naturwissenschaftlicher Vorgehensweisen der Informationsbeschaffung und -verarbeitung mit der politischen Bewertung naturwissenschaftlicher Informationen. Das heißt, die politische Entscheidung einer verbindlichen Festsetzung von Grenzwerten basiert auf naturwissenschaftlich begründeten Wirkungskonzentrationen und deren politischer Bewertung. Eine ökonomische Analyse politischer Entscheidungen hinsichtlich der Gestaltung des

Grenzwertsetzungsprozesses sollte deshalb naturwissenschaftliche Vorgehensweisen, um zu „naturwissenschaftlich begründeten“ Grenzwerten zu gelangen, berücksichtigen.

In dieser Arbeit werden folgende Fragen erörtert:

- Begründen Charakteristika anthropogener Stoffeinträge in Grundwasser* politischen Entscheidungsbedarf?¹
- Welche Anforderungen ergeben sich an die kosteneffiziente Ausgestaltung eines Grenzwertsetzungsprozesses, welcher gegebene Umwelt-(Grundwasser-) qualitätsziele durch Umweltqualitätsgrenzwerte operationalisieren soll, im Hinblick auf eine Vielzahl von Stoffen unterschiedlicher Wirkungen* und Verwendungszwecke sowie fehlender oder unzureichender Informationen über Ursache-Wirkungs-Zusammenhänge dieser Stoffe?
- Wie werden Abschätzungsunsicherheiten naturwissenschaftlicher Verfahren im Rahmen einer naturwissenschaftlichen Vorgehensweise reduziert, und wie wirken sich Konsequenzen dieser Vorgehensweise auf Entscheidungen der politischen Instanz aus?
- Wie kann die Delegation naturwissenschaftlicher Informationsbeschaffung und –bewertung effizient gestaltet werden?
- Wie kann naturwissenschaftliche Informationsbeschaffung und politische Bewertung in einem formalen Entscheidungsprozess verknüpft werden? Dies schließt die Frage ein, wie die Verbindung zwischen naturwissenschaftlicher Arbeitsweise und politischer Bewertung im Grenzwertsetzungsprozess einer ökonomischen Analyse zugänglich gemacht werden kann?

Um diese Fragen zu klären, wird folgendermaßen vorgegangen: Im zweiten Kapitel werden anhand von Marktversagensgründen Spezifika der Grundwasserverschmutzung dargestellt. Auf diese Weise wird der umweltpolitische Entscheidungsbedarf geklärt und Implikationen für den Grenzwertsetzungsprozess auf umweltpolitischer Zielebene aufgezeigt. Anschließend wird im dritten Kapitel die prozedurale Dimension der umweltpolitischen Zielebene aufgespannt. Am Beispiel des europäischen Grundwasser-

¹ Begriffe, welche mit einem Asteriskus gekennzeichnet sind, werden im Glossar näher erläutert. Der Asteriskus wird bei Erstnennung des Begriffes gesetzt.

schutzes wird das Ziel der Operationalisierung, die zu operationalisierenden Umweltqualitätsziele, beschrieben und diese in Beziehung zu vermeidenden Umweltrisiken gesetzt. Das Instrument der Operationalisierung, Umweltqualitätsgrenzwerte, wird näher bestimmt. Dies ist notwendig, da einerseits der Grenzwertbegriff verschiedene Bedeutungen erfährt und andererseits verschiedene Ansatzpunkte von Umweltqualitätsgrenzwerten in Abhängigkeit des Eintragspfades von Stoffen in Grundwasser und dessen, was geschützt werden soll, denkbar sind. Der Grenzwertsetzungsprozess (der Operationalisierungsprozess) wird als Teil eines Risiko-Management-Ansatzes verstanden und hinsichtlich prozeduraler Aspekte differenziert. Im vierten Kapitel wird der Aspekt, dass eine Vielzahl unterschiedlicher Stoffe im Rahmen des Grenzwertsetzungsprozesses untersucht werden müssen, aufgegriffen. Es werden kosteneffiziente Bedingungen einer Priorisierung der Untersuchungsreihenfolge gesucht sowie Effizienzprobleme einer einzelstofflichen Bewertung diskutiert. Im fünften Kapitel wird die prozedurale Trennung des Grenzwertsetzungsprozesses in die naturwissenschaftliche Abschätzung einer Wirkungskonzentration und die politische Entscheidung über die Festsetzung eines Umweltqualitätsgrenzwertes betrachtet. Sie wird als Delegationsbeziehung zwischen politischer Instanz und naturwissenschaftlichen Experten verstanden. In diesem Kontext werden Abschätzungsunsicherheiten naturwissenschaftlicher Verfahrensweisen bei der Bestimmung von Wirkungskonzentrationen aufgezeigt sowie Verfahren dargestellt, wie mit diesen Unsicherheiten umgegangen wird. Die Konsequenzen dieser Verfahrensweisen, um zu naturwissenschaftlichen Grenzwertempfehlungen zu gelangen, werden hinsichtlich einer kosteneffizienten Delegationsbeziehung diskutiert. Unter Kosteneffizienz wird in diesem Zusammenhang die Minimierung erwarteter Kosten aus Fehleinschätzungen verstanden. Im sechsten Kapitel werden die Vielzahl an Stoffen und die Delegationsbeziehung im Rahmen einer einzelstofflichen Bewertung miteinander verbunden. Die Delegationsbeziehung wird in einem bayesianischen Entscheidungsprozess formalisiert und unter dem Gesichtspunkt zusätzlicher Informationsbeschaffung bei gegebenen Vorinformationen über die Regulierungsbedürftigkeit von Stoffen diskutiert. Naturwissenschaftliche Aussagen über die Verlässlichkeit von Informationen werden mit politischen Bewertungen in einem konsistenten Entscheidungsprozess verknüpft. Politische Bewertungen werden mit dem Erreichen des Kosteneffizienzziels gleichgesetzt. In Kapitel sieben werden die Ergebnisse zusammengefasst und erste Ansatzpunkte einer

ergänzenden Betrachtung angesprochen. Kapitel acht liefert ein Glossar einiger (öko)toxikologischer Begriffe.

2 Begründung des umweltpolitischen Entscheidungsbedarfes am Beispiel anthropogener Stoffeinträge in Grundwasser

Die gegenwärtige Grundwassersituation in Deutschland und Europa ist davon geprägt, dass einerseits Stoffe bereits in die Ressource Grundwasser eingetragen werden und dass andererseits zahlreiche neue Stoffe produziert und vertrieben werden (sollen), welche potentiell in diese Ressource gelangen und unerwünschte Effekte verursachen könnten. In ersten Fall liegt ein bestimmter Grad an Grundwasserverschmutzung bereits vor und es stellt sich die Frage, ob und wenn ja, in welchem Ausmaß Stoffeinträge reduziert werden sollen, um einen gesellschaftlich erwünschten Zustand zu erreichen. Im zweiten Fall ist ein Stoffeintrag noch nicht erfolgt und es stellt sich die Frage nach der Vermeidung von Stoffeinträgen, um präventiv unerwünschte Veränderungen der Grundwasserbeschaffenheit zu verhindern.

Im Folgenden werden Spezifika anthropogener Stoffeinträge in Grundwasser sowie der Nutzung der Ressource Grundwasser dargestellt. Die Charakterisierung erfolgt anhand der Analyse von Marktversagensgründen². Mit dieser Vorgehensweise werden zwei Absichten verfolgt. Zum ersten wird umweltpolitischer Entscheidungsbedarf aus ökonomischer Sicht durch das Versagen von Märkten begründet. Es wird sowohl aufgezeigt, dass Marktversagen unerwünschte Stoffeinträge in Grundwasser bewirken kann als auch, dass Märkte versagen, wenn es darum geht, unerwünschte Stoffeinträge in Grundwasser zu verringern oder zu beseitigen³. In diesem Zusammenhang wird auch der Begriff des Umweltrisikos geklärt. Zum zweiten werden anhand der Ergebnisse dieser Analyse Implikationen für den Grenzwertsetzungsprozess auf umweltpolitischer Zielebene abgeleitet. Das heißt, mit dieser Vorgehensweise wird der Entscheidungskontext der nachfolgend analysierten umweltpolitischen Entscheidungen beschrieben.

An Marktversagensgründen werden nachfolgend Externalitäten, fehlende private Eigentumsrechte, öffentliche Güter, fehlende Marktteilnehmer und lexikografische Präferenzordnungen unterschieden.

² Marktversagensgründe werden in der ökonomischen Literatur umfassend diskutiert. Vgl. beispielsweise Kreps (1990), Mas-Colell/Whinston/Green (1995) für eine allgemeine Diskussion, Cansier (1996), Hanley/Shogren/White (2001) aus umweltökonomischer Perspektive.

³ Auf ineffizientes staatliches Handeln wird nicht eingegangen.

2.1 Externalitäten, Eigentumsrechte und öffentliche Güter

Das Auftreten von Externalitäten ist ein klassischer Fall des Versagens bestehender Märkte⁴. Externalitäten korrumpieren sozusagen die marktliche Funktionsweise. Eine effiziente Allokation von Ressourcen über die Koordination durch Preissignale misslingt, da Preise tatsächliche Knappheitsverhältnisse nicht widerspiegeln (vgl. Cansier 1996, S.24). Effekte, welche durch das Preissystem nicht kommuniziert werden, werden als technologische Externalitäten bezeichnet. Die wirtschaftlich handelnden Akteure berücksichtigen resultierende Veränderungen realer Variablen in Konsum- und Produktionsfunktionen von „Dritten“ nicht. Effekte hinsichtlich der Wohlfahrt „Dritter“ werden ignoriert.

Eine spezielle Konsequenz defekter marktlicher Koordinationsmechanismen sind anthropogene Stoffeinträge in Grundwasser. Sie zählen zu den negativen externen Effekten, da sie nachteilige Veränderungen der chemischen Grundwasserbeschaffenheit bewirken⁵. Betroffene „Dritte“ sind „NutzerInnen“ der Ressource Grundwasser. Zu den externalitätengenerierenden Akteuren zählen alle wirtschaftlich Handelnden, welche aufgrund ihrer ökonomischen Aktivitäten ins Grundwasser gelangende Stoffe freisetzen. Veränderungen realer Variablen der Konsum- und Produktionsfunktionen von NutzerInnen von Grundwasser lassen sich nun als Folge veränderter chemischer Grundwasserbeschaffenheiten beschreiben⁶.

Eine systematische Erfassung dieser Veränderungen ist durch die Verwendung des Konzeptes der Grundwasserfunktionen möglich. Das us-amerikanische *National Research Council* (1997, S. 2) unterscheidet Grundwasserfunktionen nach Entnahme von

⁴ Eine formale Herleitung der Verletzung der wohlfahrtstheoretischen Optimalbedingungen durch Externalitäten liefern beispielsweise Baumol/Oates (1988) und Kreps (1990). Sie zeigen, dass die Verletzung der Konkavitäts-Konvexitäts-Bedingung durch Externalitäten kein Zufallsprodukt darstellt, sondern der Funktionsweise von Externalitäten inhärent ist.

⁵ Natürlich könnte der Eintrag von Stoffen auch positive externe Effekte bewirken. Dazu zählen beispielsweise Stoffe, die nicht als gesundheitsschädigend, sondern als gesundheitsfördernd eingestuft werden (soweit Grundwasser als Trinkwasser genutzt wird). Dieser Gedanke wird nicht weiter verfolgt.

⁶ Der quantitative Aspekt der Grundwassernutzung wird in dieser Analyse vernachlässigt. Dies schränkt die Aussagekraft der Analyse ein, obwohl mengenbedingte Knappheitsprobleme in Europa kein grundsätzliches Problem darstellen. Sie sind jedoch auf lokaler und regionaler Ebene zu verzeichnen. Zudem hängen Schadstoffkonzentrationen im Grundwasser von der aufnehmenden Wassermenge ab. Der Zustand grundwasserabhängiger Ökosysteme wie zum Beispiel Feuchtgebiete wird vor allem vom Grundwasserpegel beeinflusst. Darüberhinaus bleiben physikalische und biologische Einflussgrößen, welche die Grundwasserbeschaffenheit charakterisieren, im Weiteren unberücksichtigt.

Grundwasser sowie Grundwasserfunktionen „in situ“⁷. Grundwasserentnahmen stiften in ihrer Verwendung für Konsum- und Produktionszwecke direkten Nutzen. Zu In situ-Funktionen zählen beispielsweise die Funktion von Grundwasser als Teil des hydrologischen Kreislaufs, Funktionen für grundwassereigene oder grundwasserabhängige Ökosysteme*⁸. Der Grundwasserbegriff bezieht sich demnach zum einen auf die Ressource Grundwasser im Zusammenhang mit Grundwasserleitern und zum anderen auf einzelne Ressourcenelemente (das in den Grundwasserleitern fließende Wasser und seine Beschaffenheit).

Grobosch (2003, S. 75ff.) unterscheidet zwischen Kultur- und Naturfunktionen des Grundwassers. Kulturfunktionen sind ökonomische Funktionen und beziehen sich auf die Entnahme von Grundwasser und die Funktion von Grundwasser als Schadstoffaufnahme- und -medium. Naturfunktionen umfassen ökologische Funktionen. Diese Funktionen erfassen In situ-Funktionen gemäß der Kategorisierung des National Research Council.

Aus ökonomischer Sicht werden nicht alle Veränderungen chemischer Beschaffenheiten und Veränderungen des Erfüllungsgrades von Grundwasserfunktionen durch anthropogene Stoffeinträge als Verschmutzungsprobleme qualifiziert. Relevant ist die subjektive Wahrnehmung und Bewertung durch Individuen; die anthropozentrische Sichtweise. Negative externe Effekte liegen vor, wenn veränderte Grundwasserfunktionen zu Veränderungen der Wohlfahrt Dritter führen.

Zum Verschmutzungsproblem selbst tragen zahlreiche ökonomische Aktivitäten und Akteure bei. Beispielsweise werden anthropogene Stoffeinträge durch die Nutzung darüberliegender Böden durch Landwirtschaft, Straßenverkehr oder Deponien, durch die Ablagerung von Luftschadstoffen (klimatische Faktoren), durch Wasserbewirtschaftungsmaßnahmen, durch Bergbauarbeiten oder Großbauten verursacht (SRU 1998a, S.35, 99ff.) .

Die Zahl der Stoffe, die ins Grundwasser (und Trinkwasser) gelangen können, ist demzufolge unüberschaubar (SRU 1998a, S. 99). Genannt werden häufig Agrochemikalien wie Düngemittel (Nitrat) oder Pestizide (in Europa gib es derzeit ungefähr 800), saure

⁷ Zu Verfahrensweisen der Bewertung des Umweltmediums Grundwasser vgl. NRC et al. (1997). Zur Bewertung von Grundwasser unter Verwendung des Konzeptes der Ökosystemfunktionen vgl. *Ecological Economics* Vol. 4(3) 2002 special issue.

⁸ Die ökonomische Bewertung dieser Funktionen führt zum „ökonomischen Wert von Grundwasser“.

Niederschläge, Arzneimittel als Produktgruppe, anorganische Stoffe wie Schwermetalle oder organische Stoffe wie Halogenverbindungen, aliphatische chlorierte Kohlenwasserstoffe wie Tetrachlorethen oder aromatische Kohlenwasserstoffe wie Benzol (EEA 1999, S. 116ff., Förstner 1996, S. 274ff.). Negative externe Effekte können demnach sehr unterschiedliche Ausprägungen annehmen.

Im Folgenden werden Beispiele negativer Konsum- und Produktionsexternalitäten aufgeführt.

1) Wird Grundwasser über Brunnen gefördert und direkt als Trinkwasser verwendet, tritt eine negative Konsumexternalität auf, wenn bislang „reines“ Trinkwasser durch Stoffeinträge in seiner chemischen Beschaffenheit so verändert wird, dass sein Genuss durch abstoßendes Aussehen, unangenehme Gerüche oder lebens- und gesundheitsbedrohende Auswirkungen beeinträchtigt bzw. unmöglich wird.

2) Negative Produktionsexternalitäten entstehen im Kontext der Nutzung von Grundwasser als Produktionsfaktor. Beispielsweise wird Grundwasser für das öffentliche Wasserdargebot, die industrielle Produktion (Lebensmittel, Chipherstellung, Arzneimittelproduktion und so weiter) oder für die Bewässerung landwirtschaftlich genutzter Flächen entnommen (EEA 1999, S.7). Wasserverschmutzung ist eng mit der Art der Wassernutzung und dem Stand der ökonomischen Entwicklung verknüpft (WHO 1997, S. 99). Zu den wichtigsten Nutzungen von Grundwasser zählt in Deutschland und in Europa die Verwendung für die Bereitstellung von Trinkwasser. In Deutschland besteht das öffentliche Wasserdargebot zu etwa 70 % aus Grundwasser (EEA 1999, S.6, 58). Da die Möglichkeit besteht, Grundwasser eines bestimmten Grundwasserleiters aufzubereiten und mit anderen Wässern wie Grundwasser aus alternativen Grundwasserleitern oder Oberflächenwasser zu mischen, stellt Grundwasser einen Produktionsfaktor zur Herstellung von Trinkwasser dar. Dies bedeutet, dass auch verschmutztes Grundwasser als Produktionsfaktor für die Trinkwasserbereitstellung verwendet werden kann. Grundwasser zu Trinkwasserzwecken ist insofern ein substituierbares Gut. Es erfordert jedoch den Einsatz zusätzlicher Ressourcen, um Trinkwasser in ursprünglicher Qualität bereitzustellen. Zudem setzt Mischbarkeit entweder „reine“ alternative Entnahmekquellen voraus oder entsprechende technische Aufbereitungsmöglichkeiten. Können wirksame Schadstoffkonzentrationen durch technische Maßnahmen nicht beseitigt werden, verändern sich mit der chemischen Beschaffenheit Attribute des Trinkwasserangebots;

die Externalität ist technisch irreversibel. Auch wenn verschmutztes Grundwasser durch Mischen mit anderen Wässern und durch technische Maßnahmen nach wie vor zur Bereitstellung von Trinkwasser verwendet werden kann, liegt dennoch eine negative Produktionsexternalität vor, da zusätzliche Kosten aufgewendet werden müssen, um die Qualität von Trinkwasser aufrechtzuerhalten.

3) Werden den grundwassereigenen oder grundwasserabhängigen Ökosystemen Existenz- oder Vermächtniswerte zugewiesen, verursachen Beeinträchtigungen der Funktionsweise, Struktur oder Stabilität dieser Ökosysteme negative indirekte Konsumnutzen.

Grundwasserverschmutzung ist durch folgende Merkmale gekennzeichnet:

- eine große Zahl von (potentiellen) Verursachern,
- eine Vielzahl (potentiell) in ihrer Wohlfahrt beeinträchtigter Individuen,
- eine Vielzahl eingetragener Stoffe und
- unterschiedliche Wirkungsmechanismen und Wirkungen eingetragener Stoffe.

Das heißt, die Auswirkungen negativer externer Effekte beziehen sich sowohl auf Bestandteile des Systems Grundwasser und grundwasserabhängiger Umweltmedien als auch auf Produktionsbedingungen oder menschliche Gesundheit und können reversibel oder irreversibel sein.

Wenn gegebene Marktpreise individuelle Bewertungen durch Grundwasserverschmutzung betroffener Individuen nicht widerspiegeln, wird zu viel produziert und es werden infolgedessen zu hohe Stoffkonzentrationen oder zu viele Stoffe freigesetzt: Die Allokation des Marktes ist ineffizient:

Es stellt sich nun die Frage nach den Gründen, welche die Internalisierung externer Effekte verhindern können. So würden negative externe Effekte internalisiert, falls Individuen Beeinträchtigungen im Vorfeld abwehren oder für erlittene Beeinträchtigungen Kompensation fordern könnten. Insofern lassen sich externe Effekte auf fehlende oder unzureichende private Eigentumsrechte zurückführen. Private Eigentumsrechte hängen von *„the existence and enforcement of a set of rules that define who has a right to undertake which activities on their own initiative and how the returns from the activity*

will be allocated“ (Ostrom 1989) ab. Sie sind *“an enforceable authority to undertake particular actions in a specific domain”* (Commons 1968)⁹. Das heißt, durch Grundwasserverschmutzung potentiell Betroffene müssten über durchsetzbare Nutzungsrechte hinsichtlich der Ressource Grundwasser verfügen. Im Zusammenhang mit der Ausübung dieses Nutzungsrechtes müssten sämtliche Privilegien und Pflichten geklärt, bekannt und durchsetzbar sein. Dieses Nutzungsrecht müsste gleichzeitig ein Abwehrrecht gegenüber potentiellen Beeinträchtigungen als Folge anthropogener Stoffeinträge beinhalten. Cansier/Bayer (2003, S. 135) betonen, dass im Fall negativer externer Effekte *„die Belasteten kein Abwehrrecht“* haben¹⁰.

Das Konzept externer Effekte erklärt die Beziehung zwischen ökonomischem Handeln auf Märkten und auf Dritte einwirkende Effekte als Konsequenz dieses Handelns, welche sich nicht in Marktpreisen niederschlagen und für welche es demnach auch keine Märkte gibt. Werden Märkte auf die Existenz privater Eigentumsrechte zurückgeführt, so bedeutet dies einerseits, dass staatliche institutionelle Regelungen bereits gegeben sind. Andererseits impliziert das Versagen bestehender Märkte im Zusammenhang mit externen Effekten, dass das System gegebener privater Eigentumsrechte entweder unvollständig ist oder diese Effekte nicht erfassen kann.

Um diesen Aspekt zu klären, ist ein Perspektivenwechsel notwendig. Der Blick richtet sich nun auf die Nutzung der Ressource Grundwasser und die Eigenschaften des ökonomischen Gutes *„Grundwasserbeschaffenheit (Grundwasserqualität)“*. Anders als im Fall einer Entnahme von Grundwasser treten im Fall *„qualitativer“* Nutzungen nicht diejenigen Individuen miteinander in Konkurrenz, welche dieselbe Nutzungsaktivität ausüben, sondern diejenigen, welche qualitativ unterschiedliche Nutzungen beabsichtigen. Unter qualitativen Nutzungen werden hier alle Nutzungen verstanden, welche die chemische Grundwasserbeschaffenheit verändern oder mit ihr in irgendeiner Weise zusammenhängen beziehungsweise durch sie beeinflusst werden. Es kann nun zwischen

⁹ Hanley/White/Shogren (2001, S. 14), Cheung (1991, S.504f.) nennen als Merkmale eines Systems von Eigentumsrechten, welche eine erfolgreiche Funktionsweise von Märkten garantieren sollen deren umfassende Definition, Exklusivität, Transferierbarkeit und Geschütztheit. Ostrom (1999, S. 339 Internetausgabe) kategorisiert Eigentumsrechte und nennt als die bedeutendsten Eigentumsrechte hinsichtlich der Nutzung von *Common-Pool-Ressourcen* *„access, withdrawal, management, exclusion and alienation“*. *Common-Pool-Ressourcen* werden nachfolgend berücksichtigt.

¹⁰ Schweizer (1999, S.11) bezeichnet den Umstand, dass Geschädigte als Folge negativer externer Effekte für Schäden selbst aufkommen müssen, als Regime der Opferhaftung.

der Nutzung der Ressource Grundwasser als Schadstoffaufnahme-medium und allen anderen qualitativen Nutzungen von Grundwasser (direktes und indirektes Konsumgut, produktive Ressource) unterschieden werden. Die Nutzung als Schadstoffaufnahme-medium konkurriert mit allen anderen qualitativen Nutzungen sobald die Selbstreinigungsfähigkeit von Grundwasser erschöpft ist und infolgedessen die chemische Grundwasserbeschaffenheit so verändert wird, dass eine Beeinträchtigung dieser Nutzungen resultiert (Knappheit).

In diesem Kontext ist zwischen öffentlichen Gütern und quasi öffentlichen Gütern zu unterscheiden¹¹. Öffentliche Güter sind durch die Merkmale der Nichtausschließbarkeit und der Nichtrivalität im Konsum gekennzeichnet. Nichtausschließbarkeit bedeutet, dass niemand – bei fehlender Staatstätigkeit – von der Nutzung des Gutes marktwirtschaftlich ausgeschlossen werden kann. Nichtrivalität bedeutet, dass die Nutzung des Gutes durch ein Individuum die Nutzungsmöglichkeiten anderer Individuen nicht einschränkt. Quasi öffentliche Güter werden über die Eigenschaften Nichtausschließbarkeit und Rivalität im Konsum definiert.

Grundwasser ist sowohl als Bestandsgröße (die Ressource) als auch als Stromgröße (die Ressourcenelemente) in seiner Funktion als Schadstoffaufnahme-medium ein öffentliches Gut. Von der Nutzung als Schadstoffaufnahme-medium kann niemand ausgeschlossen werden; Stoffeinträge von Individuen begrenzen Stoffeinträge anderer Individuen nicht. Bezogen auf die chemische Grundwasserbeschaffenheit wird simultan ein „öffentliches Ungut“ „bereitgestellt“, wenn sich die resultierende Grundwasserbeschaffenheit beeinträchtigend auf andere qualitative Nutzungen auswirkt. Zugleich kann vom Konsum einer gegebenen spezifischen Grundwasserbeschaffenheit *in situ* niemand ausgeschlossen werden¹². Sie bleibt unabhängig von der Anzahl konsumierender Individuen unverändert¹³.

¹¹ Das Konzept der externen Effekte weist Verbindungen zur Theorie der öffentlichen Güter auf, wobei öffentliche Güter als Güter definiert werden können, welche mit externen Nutzenwirkungen verbunden sind; das heißt, welche bei öffentlichen Ungütern (public bads) mit negativen externen Effekten verbunden sind (vgl. Cansier/Bayer 2003, S. 136).

¹² Für eine ausführliche Betrachtung von Grundwasser als ökonomisches Gut vgl. Grobosch (2003), S. 97ff.

¹³ Natürlich kann sich die chemische Beschaffenheit des im Grundwasserleiter verbliebenen Grundwassers durch den quantitativen Effekt des Konsum (durch Entnahme) verändern.

Bezogen auf qualitative Nutzungen, lässt sich eine schnellere Ausbeutung der Ressource nicht begründen. Zwar verändert die Nutzung der Ressource als Schadstoffaufnahme-medium die chemische Grundwasserbeschaffenheit und schränkt auf diese Weise die Nutzungsmöglichkeiten derjenigen Individuen ein, welche die Ressource qualitativ anders nutzen wollen. Dennoch setzt diese Konstellation keinen Anreiz, die Ressource schneller auszubeuten. Grundwasser ist in qualitativer Hinsicht ein öffentliches Gut.

Ein privater Markt, auf welchem spezifische Grundwasserbeschaffenheiten durch die Vermeidung oder Verringerung von Stoffeinträgen „angeboten“ werden, etabliert sich nicht, da zum einen von hohen Transaktionskosten sowohl auf Angebots- als auch auf Nachfrageseite ausgegangen werden kann und zum anderen als Konsequenz der Nichtausschließbarkeit Anreize geweckt werden, eine Trittbrettfahrerposition einzunehmen.

Hohe Transaktionskosten entstehen auf der Angebotsseite, da eine Veränderung der chemischen Grundwasserbeschaffenheit auf Stoffeinträge vieler Individuen zurückzuführen ist. Auf der Nachfrageseite entstehen Transaktionskosten, da potentiell viele von einer schlechteren Grundwasserqualität betroffen sind. Je mehr betroffen oder beteiligt sind, desto höher sind die Transaktionskosten, da sich jeweils eine umso größere Anzahl an Individuen koordinieren und einigen müsste.

Eine Trittbrettfahrerposition einzunehmen bedeutet, ein Gut zu konsumieren, ohne selbst zu seiner Finanzierung beizutragen (vgl. Cansier 1996, S. 21). Nichtausschließbarkeit vom Konsum impliziert, dass sich potentiell Betroffene freiwillig auf eine Finanzierung einigen müssen, um eine Verschlechterung zu verhindern oder eine Verbesserung von Grundwasserbeschaffenheiten zu erreichen. Sie müssen kooperieren.

Stimmen „Anbieter“ und „Nachfrager“ spezifischer Grundwasserqualitäten überein, nutzen dieselben Individuen Grundwasser sowohl als Schadstoffaufnahme-medium als auch für andere qualitative Nutzungen. In der Theorie der öffentlichen Güter wird das Freifahrerproblem häufig als Gefangenendilemma konstruiert. Das heißt, treffen die Nachfrager nach einer „besseren“ Grundwasserqualität unabhängig voneinander ihre Entscheidungen und führt ein isolierter Beitrag eines einzelnen Individuums zu einem niedrigeren Nutzen als eine gleichschrittige Vorgehensweise aller Individuen, dann er-

weist sich die Freifahrerposition als die dominante Strategie¹⁴. Eine verbesserte Grundwasserbeschaffenheit wird nicht bereitgestellt, obwohl sie die gesellschaftlich optimale Lösung darstellen würde.

Ausgehend von einer Marktbetrachtung wird eine optimale Grundwasserbeschaffenheit erreicht, wenn alle potentiell Betroffenen ihre wahren marginalen Zahlungsbereitschaften für Veränderungen von Grundwasserbeschaffenheiten enthüllen und diejenige Grundwasserbeschaffenheit bereitgestellt wird, welche den marginalen Bereitstellungskosten einer zusätzlichen Verbesserung/Nichtverschlechterung entspricht. Da es sich beim Konsum von Grundwasserbeschaffenheiten um ein öffentliches Gut handelt, müssen Grenzzahlungsbereitschaften für gegebene marginale Verbesserungen über die einzelnen betroffenen Individuen aufsummiert werden, um die gesamte marginale Wertschätzung zu erfassen. Da von einer „besseren“ Grundwasserqualität alle NutzerInnen profitieren, werden Anreize geweckt, die wahren Präferenzen nicht zu enthüllen. Auch unter diesem Gesichtspunkt verhindert Nichtausschließbarkeit vom Konsum eine gesellschaftlich optimale Lösung.

2.2 Fehlende Marktteilnehmer

Ein zusätzlicher Marktversagensgrund ergibt sich, wenn Stoffeinträge zeitverzögert zu einer Veränderung chemischer Grundwasserbeschaffenheit führen. Dieser Aspekt ist bedeutsam, wenn zukünftig geborene Individuen betroffen sind. Selbst wenn potentielle Verursacher bereit wären auf Stoffeinträge zu verzichten und eine Kooperation unter den Verursachern unterstellt würde, würde eine suboptimale Lösung resultieren, da individuelle Zahlungsbereitschaften zukünftig Betroffener keine Berücksichtigung finden würden. Konsumentensouveränität bedeutet in diesem Kontext nicht nur, dass Individuen freiwillig ökonomische Aktivitäten ergreifen, sondern auch, dass es die subjektiven Bewertungen von betroffenen Individuen sind, welche zählen. Dies schließt zwar nicht aus, dass hinsichtlich der Präferenzen zukünftig Betroffener plausible Annahmen getroffen werden könnten. Da jedoch von fehlender Staatstätigkeit ausgegangen wird, gibt es keinen Sachwalter dieser Interessen. Warum sollten ökonomisch rational handelnde Individuen für zukünftig Geborene Zahlungsbereitschaften äußern? Ein ähnlich gelagertes Problem besteht, wenn Individuen Mühe haben, ihre Präferenzen konsistent

¹⁴ Für eine formale Analyse vgl. Mas-Colell/Whinston/Green 1995, S. 360ff.

zu ordnen, da ungewöhnliche oder schwer fassbare Bedürfnisse zu bewerten sind¹⁵. Obwohl üblicherweise Präferenzordnungen als gegeben und konstant unterstellt werden, ist diese Annahme nicht immer adäquat. Menschen entwickeln sich weiter; mögliche Änderungen ihrer Präferenzordnung sind nur schwer abschätzbar.

Ohne an dieser Stelle auf Stoffeigenschaften oder Reaktionsprozesse näher eingehen zu wollen, lässt sich der zeitliche Abstand zwischen Emission und dem Auftreten von Effekten in Phasen einteilen:

- die Eintrittsphase: Stoffe werden emittiert und gelangen (über Bodenzone und tiefere ungesättigte Zone) ins Grundwasser,
- die Ausbreitungsphase: Stoffe breiten sich im Grundwasser aus (und gelangen an den Wirkort),
- die Phase der Manifestation: von der äußeren zur inneren Exposition* bei Menschen bzw. der Exposition von (nichtmenschlichen) Organismen/ Gemeinschaften/ Ökosystemen bis zum Auftreten von Effekten.

Bis diese Phasen durchlaufen sind, können Jahre oder auch Jahrzehnte vergehen.

Das zeitliche Auseinanderfallen zwischen Nutzung von Grundwasser als Schadstoffaufnahme- und Veränderungsmedium und Veränderungen der Grundwasserbeschaffenheit (der „Bereitstellung“ einer schlechteren Grundwasserqualität) verursacht deshalb zusätzliche Ineffizienzen¹⁶.

Grundsätzlich stellt sich die Frage, warum überhaupt Zahlungsbereitschaften geäußert werden sollten. Bezieht man Nichtausschließbarkeit nicht nur auf das marktwirtschaftliche Ausschlussprinzip, sondern versteht man Nichtausschließbarkeit als grundsätzliche Schwierigkeit Nutznießer auszuschließen, ergibt sich ein zusätzlicher Blickwinkel. Dieser Aspekt wird in der Literatur im Zusammenhang mit *Common-Pool*-Ressourcen sowie mit *Open-Access*-Ressourcen diskutiert (vgl. Ostrom 1999, S. 336f). Während mit *Common-Pool*-Ressourcen die Eigenschaften quasi öffentlicher Güter in Verbindung gebracht werden, werden *Open-Access*-Ressourcen (*res nullius*) hinsichtlich einer fehlenden rechtbasierten Nichtausschließbarkeit erörtert. Bei fehlenden

¹⁵ Ich danke Franz Holzheu für den Hinweis auf diesen zusätzlichen Aspekt.

¹⁶ In der Theorie externer Effekte wird das Auftreten zeitlich verzögerter Wirkungen durch intertemporale Externalitäten beschrieben.

rechtlichen Regelungen besitzt niemand das Recht, andere weder von einer Nutzung der Ressource noch von der Nutzung von Ressourcenelementen auszuschließen.

Diese Form von Nichtausschließbarkeit hat zur Konsequenz, dass sich kein privat initiiertes Markt etabliert. Beispielsweise scheitert das „Angebot“ einer verbesserten Grundwasserqualität durch verringerte Stoffeinträge an der fehlenden individuellen Bereitschaft der NutzerInnen anderer qualitativer Nutzungen, für diese Verbesserung Zahlungen zu leisten. Warum sollte man für Nutzungen bezahlen, welche rechtlich nicht streitig gemacht werden können? Im Gegenteil: Alle NutzerInnen könnten ein *de facto*-Nutzungsrecht ableiten. Eine Verschlechterung der Grundwasserqualität könnte infolgedessen als Verletzung von Nutzungsrechten interpretiert werden und in letzter Konsequenz in einem gewaltsamen Konflikt münden. Aus *de facto*-Nutzungsrechten lassen sich *de jure* weder „Entschädigungsansprüche“ für potentielle Verursacher ableiten, wenn sie eine Verschlechterung von Grundwasserqualitäten durch geringere Stoffeinträge vermeiden noch für potentielle Betroffene als Folge einer Verschlechterung der Grundwasserqualität. Ex ante bestehen keine Anreize zu Verhandlungen, ex post kein Anspruch auf Schadensausgleich.

2.3 Lexikografische Präferenzordnungen

Eine völlig andere Perspektive versagender Märkte ergibt sich, wenn ökonomisches Verhalten von Individuen in Abhängigkeit ihrer Präferenzordnungen in den Mittelpunkt der Betrachtung gerückt wird. Im Folgenden werden substitutionale und lexikografische Präferenzordnungen unterschieden. In diesem Kontext wird ein weiteres Merkmal von Grundwasserverschmutzung berücksichtigt: Die Wirkung von Stoffeinträgen hinsichtlich ihrer Konsequenzen für einzelne Individuen ist häufig nicht vollständig bekannt. In diesem Zusammenhang wird der Begriff des Umweltrisikos erläutert; auf spezielle Informationsmängel wird gesondert eingegangen. Lexikografische Präferenzordnungen werden hinsichtlich verschiedener Konsequenzen von Grundwassernutzung mit grundlegenden Regeln des gesellschaftlichen Zusammenlebens in Verbindung gebracht.

Auf einem Markt hängt das Marktergebnis davon ab, wieviel Individuen bereit sind, für den Konsum eines Gutes zu bezahlen sowie von der Höhe der Zahlungsforderung, um ein Gut zu verkaufen. Das Postulat der Konsumentensouveränität besagt, dass „*only self-chosen preferences count as individual preferences or yardsticks of individual welfare*“ (Blaug 1992, S.125). Implizit wird in der ökonomischen Theorie von frei-

willigen Wahlhandlungen ausgegangen (Holzheu 1993, S.276). Die Freiwilligkeit des Tausches, das heißt, die Bereitschaft zum Tausch, setzt die Tauschfähigkeit von Gütern voraus. Führt man Wahlhandlungen auf Präferenzrelationen zurück, lassen sich substitutionale und lexikografische Präferenzen unterscheiden.

Substitutionale Präferenzen sind dadurch gekennzeichnet, dass der verringerte Konsum eines Gutes durch den erhöhten Konsum eines anderen Gutes ausgeglichen werden kann. Lexikografische Präferenzrelationen bedeuten, dass der Befriedigung bestimmter Bedürfnisse, ähnlich der Organisation der Buchstaben in einem Lexikon, Prioritäten zugewiesen werden, um Präferenzen zu ordnen (Blackorby 1990, S.134). Priorisiert ein Individuum A gegenüber B, dann wird es, auch wenn es A und B gerne hätte, jedes Güterbündel, welches mehr von A enthält gegenüber einem Güterbündel, welches weniger von A enthält präferieren. Das heißt, es gibt für A einen Mindestkonsum, welcher nicht unterschritten werden soll.

Im Kontext der Grundwassernutzung können verschiedene Bedürfnisse identifiziert werden. Der Einfachheit halber soll zwischen elementaren und nicht elementaren Bedürfnissen unterschieden werden. Ein elementares Bedürfnis ist zweifelsohne die Sicherung des Überlebens. Der Schutz des eigenen Lebens und der Gesundheit ist essentiell. Nicht elementare Bedürfnisse könnten beispielsweise die Befriedigung ästhetischer Bedürfnisse beinhalten. Da sich Stoffeinträge in Grundwasser sowohl auf die Nutzung von Grundwasser für Produktionszwecke als auch hinsichtlich direkter und indirekter Konsumnutzen auswirken (Verwendungsnutzen), werden durch spezifische Grundwasserbeschaffenheiten unterschiedliche Bedürfnisse befriedigt. Ob jedoch beispielsweise einzelne Individuen eine lexikografische oder substitutionale Präferenz hinsichtlich der Stabilität eines grundwasserabhängigen Ökosystems formulieren, ist eine subjektive individuelle Entscheidung.

Die Konsequenzen lexikografischer Präferenzen werden nun verdeutlicht, in dem gefragt wird, unter welchen Bedingungen ein Individuum potentielle Schäden als Folge einer verschlechterten Grundwasserqualität akzeptieren würde. Man könnte sich auch fragen, unter welchen Bedingungen, ein Individuum bereit wäre, für die Nichtverschlechterung einer spezifischen Grundwasserbeschaffenheit eine Zahlungsbereitschaft zu äußern. Beide Vorgehensweisen sind äquivalent, da nach den Bedingungen gefragt wird, unter denen potentielle Schäden freiwillig akzeptiert würden. Da jedoch im ersten

Fall nach Kompensationen und im zweiten Fall nach Zahlungsbereitschaften gefragt wird, werden sich die „Zahlungen“ betragsmäßig unterscheiden (Vgl. Pearce 1998, S. 352ff.; Cansier 1996, S.95).

Die Entscheidung, ob potentielle Schäden als Folge von Stoffeinträgen von einem Individuum akzeptiert werden, kann als Entscheidung unter Risiko betrachtet werden. In der ökonomischen Theorie werden individuelle Entscheidungen unter Risiko als Entscheidungen über Lotterien beschrieben. Dabei wird folgende Entscheidungsstruktur unterstellt: Das Ergreifen einer Alternative mündet in verschiedenen sich gegenseitig ausschließenden Zuständen. Durch die Beschreibung dieser Zustände werden alle Ergebnisse erfasst, die den individuellen Nutzen in einem erreichbaren Endzustand beeinflussen. Das heißt, jedem Zustand sind Konsequenzen zugeordnet, die sich als Folge einer konkreten Ausprägung der beschreibenden Zustandsvariablen ergeben. Wenn dem Eintreten dieser Zustände Eintrittswahrscheinlichkeiten zugeordnet werden können, wird von einer Lotterie gesprochen (Machina/Rothschild 1991(4), S. 201)¹⁷. Es werden objektive und subjektive Wahrscheinlichkeiten unterschieden. Subjektive Wahrscheinlichkeiten werden üblicherweise als „Überzeugungen“ interpretiert. Mit Hilfe bestimmter Entscheidungsregeln können diese Lotterien geordnet und bewertet werden¹⁸. Üblicherweise wird in der ökonomischen Theorie eine Bewertung und Auswahl zwischen Lotterien anhand des Erwartungsnutzenkriteriums vorgeschlagen¹⁹.

Beispielsweise kann die Entscheidung eines Individuums, potentielle Schäden aus gegebenen Stoffeinträgen x zu akzeptieren beziehungsweise eine schlechtere Grundwasserqualität hinzunehmen, als Entscheidung aufgefasst werden, eine Lotterie g_x zu akzeptieren, die diese Schädigung beinhaltet. Der Einfachheit halber seien zwei Zustände z unterstellt: In Zustand 1 tritt der Schaden ein, in Zustand 2 tritt der Schaden nicht ein. Die Konsequenzen des Eintritts oder Nichteintritts von Schäden S , $s = s_1, s_2$ können mittels der Nutzenfunktion U des Individuums in Nutzeneinheiten „umgerechnet“ werden. Diese Nutzeneinheiten werden mit den Eintrittswahrscheinlichkeiten W , $w = w_1,$

¹⁷ Die Bezeichnungen Risiko und Unsicherheit werden in der ökonomischen Literatur unterschiedlich verwendet. Teilweise werden sie synonym verwendet, teilweise wird streng unterschieden. Allerdings basieren strenge Unterscheidungen auf verschiedenen Klassifizierungen. Ein häufig verwendetes Unterscheidungsmerkmal sind zuordenbare Wahrscheinlichkeiten.

¹⁸ Vgl. für eine formale Darstellung bspw. Kreps (1990), S. 72ff..

¹⁹ Vgl. Kreps (1990), Kapitel 3. Zur Kritik am Erwartungsnutzenmodell vgl. bspw. Machina (1987).

w_2 (mit $w_1 + w_2 = 1$), des jeweiligen Zustandes gewichtet und zum erwarteten Nutzen EU aufsummiert: $EU = \sum_z w \cdot U(s)$. Hängt die Bewertung der Konsequenzen vom eingetretenen Zustand ab, besteht die Möglichkeit zustandsabhängige Nutzenfunktionen zu berücksichtigen: $EU = \sum_z w \cdot U_z(s)$. Dies wird durch das Suffix „z“ der Nutzenfunktion ausgedrückt.

Von dieser Begriffsbestimmung ist die Bewertung riskanter Alternativen als unsicher zu unterscheiden: Die Streuung der (bewerteten) Konsequenzen einer riskanten Alternative wird als „unsicher“ bezeichnet, wobei das Ausmaß an Unsicherheit mittels der Varianz um dem mathematischen Erwartungswert gemessen wird. Je größer die Varianz, umso größer ist die Unsicherheit. Das heißt, von Risiko im ökonomischen Sinne wird gesprochen, wenn die von einem Individuum ergreifbare Alternative mehr als ein mögliches, positiv oder negativ bewertetes, Ergebnis aufweist und der Eintritt dieser Ergebnisse durch Wahrscheinlichkeiten ausgedrückt werden kann (The New Palgrave 1991(4), S.201).

Der Begriff des Umweltrisikos ist vom ökonomischen Risikobegriff zu unterscheiden. Er wird zumeist mit unerwünschten Konsequenzen (Schwere und Ausmaß) und einer Wahrscheinlichkeitsverteilung über diese Konsequenzen in Verbindung gebracht (vgl. Jardine/Hrudey 1997, S. 490; Page 1978, S. 207 FN). Dabei ist es unerheblich, ob Bestandteile des Systems Umwelt, Produktionsbedingungen oder menschliche Gesundheit negativ betroffen werden. In der Literatur werden jedoch überwiegend Wirkungen auf die menschliche Gesundheit betrachtet. Individuelle Entscheidungen über die Akzeptanz von Umweltrisiken repräsentieren einen Spezialfall ökonomischer Entscheidungen unter Risiko, wenn diese Konsequenzen monetär bewertet werden.

Ein Individuum, welches aus einer spezifischen Grundwasserbeschaffenheit Nutzen zieht, wird nur dann bereit sein, freiwillig eine Nutzenverringerung als Folge einer Verschlechterung dieser Grundwasserbeschaffenheit zu akzeptieren, wenn diese Nutzenverringerung auf irgendeine Weise kompensiert wird. Wird dieser Nutzenentgang nicht ausgeglichen, verringert sich das individuelle Nutzenniveau. Die individuelle Entscheidung, eine potentielle Beeinträchtigung zu akzeptieren, hängt von zugrunde liegenden individuellen Präferenzrelationen ab.

Ein Individuum präferiere beispielsweise bei gegebenem Einkommen y_0 die Nutzung von Grundwasser ohne Stoffeinträge x , g_0 , gegenüber einer Nutzung mit Stoffeinträgen x , g_x : $g_0 \succ g_x$. Das heißt, Einkommen y wird als Approximativ für „alle anderen nutzenstiftenden Güter“ verwendet, welche konsumiert werden können. Zudem wird angenommen, dass Stoffeinträge potentielle Schäden beinhalten. Kompensationszahlungen erhöhen das Einkommen des Individuums auf y_1 . Das Individuum lehnt Kompensationszahlungen ab, falls der „erwartete Nutzen aus der Nutzung von Grundwasser mit Stoffeinträgen x und höherem Einkommen $U(g_x, y_1)$ “ den „sicheren Nutzen aus der Nutzung unbelasteten Grundwassers bei ursprünglichem Einkommen $U(g_0, y_0)$ “ nicht übersteigt. Dies ist der Fall,

- falls Entschädigungsangebote zu niedrig sind oder
- falls das Individuum über lexikografische Präferenzrelationen verfügt und Bedürfnissen aus der Nutzung unbelasteten Grundwassers Priorität einräumt.

Im Falle lexikografischer Präferenzen werden (y_0, g_0) und (y_0, g_x) als verschiedene Güterbündel betrachtet. (y_0, g_0) wird gegenüber (y_0, g_x) stark präferiert und (y_0, g_0) gegenüber (y_1, g_x) . Zwischen diesen Möglichkeiten der Bedürfnisbefriedigung gibt es keinen *Tradeoff*. Das heißt, es gibt kein Einkommen y_1 , welches eine indifferente Präferenzrelation erzeugen würde. Dies bedeutet, dass sich keine Entschädigungszahlung finden lässt²⁰. Die individuelle Nutzenfunktion ist nicht mehr stetig. Es gibt keine Zahlung, welche das Eingehen eines Umweltrisikos kompensieren könnte. In der ökonomischen Theorie wird dieser Aspekt auch als Problem der Ruingrenze diskutiert (Sinn 1980, S.71).

Gegen die Annahme einer Ruingrenze sprechen verschiedene Gründe. Beispielsweise zeigen empirische Beobachtungen, dass Individuen durchaus bereit sind, spezifische potentielle Beeinträchtigungen ihrer Gesundheit und ihres Lebens in Kauf zu nehmen. Allerdings bewegt sich diese Bereitschaft innerhalb gewisser Grenzen. Kein Individuum wird bereit sein, den sicheren Tod als extreme Form persönlichen Ruins zu akzeptieren. Allenfalls sind Individuen bereit, Todesfolgen mit einer gewissen Wahrscheinlichkeit zu akzeptieren, vorausgesetzt diesem Risiko steht ein entsprechender Nutzen gegenüber.

²⁰ Der „Wert“ dieser Präferenz (Nebenbedingung) für eine bestimmte Grundwasserbeschaffenheit kann durch den Opportunitätskostenansatz im Sinne der Optimierungstheorie erfasst werden.

Im Kontext der Grundwassernutzung als Trinkwasserlieferant kommt der Befriedigung biologischer und physiologischer Bedürfnisse eine besondere Bedeutung zu. Es ist offensichtlich, dass eine bestimmte Mindestmenge an Wasser notwendig ist, um den täglichen Grundbedarf zu sichern. Dies gilt nicht nur für eine bestimmte Menge an Wasser, sondern auch hinsichtlich einer Mindestqualität. Diese Bedürfnisse sind nachvollziehbar nicht substituierbar. Hinsichtlich ihrer Befriedigung besteht keine Wahlfreiheit. Allerdings stellt sich die Frage, ob diese Art elementarer Grundbedürfnisse hinsichtlich chemischer Grundwasserbeschaffenheiten bedeutsam ist. Beispielsweise kann gesundheitsschädliches Grundwasser mit anderen Wässern gemischt werden; auch wenn dies voraussetzt, dass „reineres“ Wasser vorhanden sein muss beziehungsweise schädliche Stoffe entfernt werden können. Dies ist eine empirische Frage.

Ergebnisse sozialwissenschaftlicher Forschung zur Risikowahrnehmung liefern Anhaltspunkte, welche Einflussfaktoren die Bereitschaft Risiken zu akzeptieren, beeinflussen. Abgesehen von der „Nützlichkeit“ von Risiken, werden in der Literatur die Freiwilligkeit des Risikos, die Vertrautheit mit Risiken, der Zeitpunkt der Wirksamkeit, die Kontrollierbarkeit, die Fairness der Risikozumutung, die Spürbarkeit durch das Individuum oder das katastrophale Potenzial von Risiken diskutiert (vgl. Slovic/Fischhoff/Lichtenstein 1980; Upton 1992; Günther 1997). Diese Forschungsergebnisse liefern Hinweise darauf, warum „objektiv“ gleichartige Risiken von Individuen unterschiedlich bewertet werden.

In welchem Ausmaß Individuen beispielsweise bereit sind, ihren Gesundheitsstatus als handelbares Gut zu betrachten und monetäre Kompensation für eine Verschlechterung ihres Gesundheitszustandes zu akzeptieren, basiert ausgehend von der Betrachtung lexikografischer Präferenzrelationen auf individuellen Werturteilen. Hinweise, wie individuelle lexikografische Präferenzrelationen bezogen auf die qualitative Nutzung von Grundwasser beschaffen sein könnten, könnten von einer erzielbaren materiellen Bedürfnisbefriedigung abhängig sein. „Güterbündel“ erscheinen um so eher als gleichwertig, je ähnlicher Bedürfnisse sind, welche sich durch den „Konsum“ der Güterbündel befriedigen lassen. Vergleicht man die bereits unterschiedenen elementaren und nicht elementaren Bedürfnisse, dürften Individuen eher bereit sein, auf die Befriedigung eines bestimmten elementaren Grundbedürfnisses zu verzichten, wenn ein anderes elementares Grundbedürfnis im Gegenzug befriedigt werden kann. Beispielsweise könnte ein Individuum bereit sein, eine bestimmte Konzentration einer Agrochemikalie

im Grundwasser hinsichtlich seiner Nutzung als Trinkwasserlieferant zu akzeptieren, wenn diese Agrochemikalie dazu beiträgt, seine Versorgung mit Grundnahrungsmitteln zu sichern. Dieser *Tradeoff* dürfte vor allem für Individuen in Entwicklungsländern eine Rolle spielen. Die Befriedigung nicht elementarer durch die Befriedigung elementarer Bedürfnisse einzutauschen, erscheint plausibler als der umgekehrte Substitutionsvorgang. Dies impliziert, dass Umweltrisiken als Folge von Grundwasserverschmutzung, welche die Erfüllung elementarer Grundbedürfnisse beeinträchtigen, nicht mit Umweltrisiken vergleichbar sein müssen, welche eine Befriedigung nicht elementarer Grundbedürfnisse einschränken.

Es kann die Schlussfolgerung gezogen werden, dass lexikografische Präferenzen von individuellen Bewertungen abhängt. Die Konsequenz einer entsprechend ausgestalteten lexikografischen Präferenzordnung kann die Nichtakzeptanz gewisser Umweltrisiken als Folge von Stoffeinträgen sein. Das betreffende Individuum würde infolgedessen keine Kompensationsforderung erheben, obwohl der Eintrag von Stoffen eine Verschlechterung der individuellen Wohlfahrtsposition bedeuten würde. Marktversagen wird in diesem Kontext durch die Wirksamkeit nicht monetarisierbarer Sachverhalte begründet. Lexikografische Präferenzordnungen stellen die Tauglichkeit der marktlichen Funktionsweise, um gesellschaftlich erwünschte Zustände zu bestimmen, grundsätzlich in Frage.

Wenn diese Sachverhalte Beeinträchtigungen von Leben und Gesundheit beinhalten, stellt sich die Frage, ob beziehungsweise in welchem Ausmaß diese Sachverhalte kommerzialisierbar sein sollen. Sobald Leben und Gesundheit von Individuen betroffen sind, sind zusätzlich Aspekte der Verteilung zwischen Gewinnern (Nutzung als Schadstoffaufnahme-medium) und Verlierern (entgangene Nutzungen aufgrund schlechterer Grundwasserqualität) sowie der Gerechtigkeit bedeutsam. Sollen NutzerInnen von Grundwasser als Schadstoffaufnahme-medium in der Lage sein dürfen, NutzerInnen anderer qualitativer Nutzungen spezifische Umweltrisiken, gegebenenfalls kompensiert, aufzubürden? Sollen NutzerInnen anderer qualitativer Nutzungen als der Nutzung als Schadstoffaufnahme-medium in die Zwangslage kommen können, spezifische Umweltrisiken auch ohne Kompensation auf sich nehmen zu müssen?

Welche Umweltrisiken dem nichtkommerzialisierbaren Bereich zugeordnet werden, ist eine institutionelle Frage (vgl. Holzheu 1993, S.277). Aus staatsvertragstheoretischer

Sicht hängt die Legitimation des Staates davon ab, ob er Leben und Gesundheit von Individuen vor ungewollten Beeinträchtigungen durch Dritte schützen kann. Dem Schutz von Leben und Gesundheit wird kategorische Bedeutung beigemessen. Umweltpolitischer Entscheidungsbedarf ist deshalb gegeben, um Stoffwirkungen potentiell eingetragener Stoffe dahingehend zu bewerten, ob nichtkommerzialisierbare Sachverhalte betroffen sind. Das heißt, die gesellschaftliche Akzeptanz, Individuen Umweltrisiken zuzumuten hängt von institutionellen Regelungen ab.

2.4 Informationsmängel

Abschließend werden Informationsmängel als Marktversagensgrund betrachtet. Sie sind nicht nur für individuelle Entscheidungen bedeutsam, sondern wirken sich zugleich auf umweltpolitische Entscheidungsprozesse aus. Ineffiziente Situationen resultieren, falls individuelle Informationsbeschaffungskosten prohibitiv hoch sind und gleichzeitig die Summe individueller Grenznutzen aus zusätzlicher beschaffter Information gegebene Informationsbeschaffungskosten übersteigt. Informationen über Stoffwirkungen stiften als öffentliches Gut allen Betroffenen Nutzen. Fehlen beispielsweise entscheidungsrelevante Informationen über die Schadstoffbelastung von Grundwasser für Trinkwasserzwecke wird entweder zu wenig, falls Individuen eine zu hohe Belastung vermuten, oder zu viel, falls eine zu niedrige Belastung vermutet wird, an Grundwasser für diese Verwendung nachgefragt. Fehlen Informationen über Auswirkungen auf grundwasserabhängige Ökosysteme, wirkt sich dies auf Zahlungsbereitschaften hinsichtlich des Schutzes dieser Ökosysteme aus.

Eine umfassende individuelle Bewertung potentieller Auswirkungen von Schadstoffeinträgen erfordert Informationen über 1) Aktivitäten, welche Stoffeinträge verursachen und potentiell unerwünschte Veränderungen von Grundwasserbeschaffenheiten verursachen, über 2) anthropogene Belastungen von Grundwasser und über 3) die Auswirkungen dieser Belastungen. Konkret bedeutet dies die Auseinandersetzung mit

- direkten, linearen und diffusen Schadstoffeinträgen, die gezielt oder über den Boden in das Grundwasser gelangen, das heißt, den Ursachen,
- den Veränderungen der Grundwasserqualität in ihrer chemischen Zusammensetzung und in den Veränderungen des Ökosystems Grundwasser, das heißt, den Umweltveränderungen und

-
- den Auswirkungen dieser Grundwasserveränderung auf grundwasserabhängige Ökosysteme, auf die direkte oder indirekte Nutzung des Grundwassers durch Individuen und auf die Nutzung grundwasserabhängiger Ökosysteme durch Individuen, das heißt, den Konsequenzen dieser Umweltveränderungen.

Beispielsweise gelangen anthropogene Stoffe über Boden, grundwasserüberdeckende Schichten und Oberflächenwasser in Grundwasser. Das Ausmaß von Immissionen hängt beispielsweise

- von der Art des Eintrags,
- der Beschaffenheit der grundwasserüberdeckenden Schichten,
- bereits gebundenen Schadstoffen (Hintergrundkonzentrationen*), damit zusammenhängenden Filter-, Speicher-, Aufnahme- und Abbaufähigkeiten,
- den Eigenschaften der Stoffe,
- ablaufenden Prozessen und Wechselwirkungsmechanismen in Böden/grundwasserüberdeckenden Schichten/Grundwasserleitern und
- den Prozessen am „Wirkort“ (Umweltmedium oder Individuum) ab.

Grundwasser ist sowohl Transportmedium als auch Lösemittel mancher Stoffe und wird dabei von hydrodynamischen Abläufen, physikalischen, chemischen und biologischen Prozessen und Reaktionen geprägt (Hölting 1996; SRU 1998a; Hessisches Landesamt für Umwelt und Geologie 2001).

Um herauszufinden, welche Auswirkungen zu erwarten sind, müssten alle produzierten Stoffe auf ihr Potenzial untersucht werden, in Grundwasser eingetragen zu werden und unerwünschte Auswirkungen zu verursachen. Um den enormen Aufwand dieses Vorhabens zu verdeutlichen, sei darauf hingewiesen, dass in der Europäischen Union ungefähr 2600 Chemikalien registriert sind, die in einer Größenordnung von mehr als 1000 Tonnen pro Jahr und zwischen 15000 und 20000 Chemikalien, die in einer Größenordnung zwischen 10 und 1000 Tonnen jährlich produziert werden (OECD 2000, S.21). Der Umstand, dass viele Stoffe eingetragen werden, erhöht die Komplexität der Informationsbeschaffung und –bewertung zusätzlich.

Eine individuelle Bewertung aller potentiellen Umweltrisiken ist aus zwei Gründen unmöglich:

- Die Menge zu beschaffender und zu bewertender Informationen ist zu groß.
- Die Informationsverarbeitungskapazitäten einzelner Individuen sind begrenzt (vgl. auch Simon 1978). Die Komplexität der Ursache-Wirkungs-Zusammenhänge erfordert umfangreiches Spezialwissen. Dies bezieht sich nicht nur auf von Stoffeinträgen Betroffene, sondern auch auf potentielle Verursacher.

Eine effiziente Allokation der Ressource Grundwasser ist somit nicht möglich, da entscheidungsrelevante Informationen über Stoffwirkungen aufgrund prohibitiver Kosten nicht beschafft werden können.

2.5 Implikationen

Die Charakterisierung des Umweltproblems „Grundwasserverschmutzung“ führt zu folgenden Schlussfolgerungen. Umweltpolitisches Handeln ist notwendig,

- um negative externe Effekte, das heißt, unerwünschte Grundwasserverschmutzung zu vermeiden. Die Charakterisierung von Grundwasserverschmutzung als negative Externalität beinhaltet zugleich eine Qualifizierung des institutionellen gesellschaftlichen Rahmens. Negative externe Effekte dürften nur auftreten, wenn Stoffeinträge grundsätzlich legitimiert sind.
- um gesellschaftlich erwünschte Umweltzustände zu bestimmen und zu operationalisieren. Bestimmte Grundwasserqualitäten werden auf der Basis umweltpolitischer Entscheidungen „bereitgestellt“.

Die Bestimmung gesellschaftlich erwünschter Umweltzustände beinhaltet zugleich die Festlegung von Schutzziele für Menschen und Umweltgüter. Die Operationalisierung dieser Schutzziele erfordert im Kontext anthropogener Stoffeinträge in Grundwasser die Bewertung einer Vielzahl von Einzelstoffen. Eine Möglichkeit, Grundwasserqualitätsziele zu konkretisieren, besteht deshalb in der Festsetzung von Umweltqualitätsgrenzwerten für einzelne Stoffe.

Die Charakterisierung von Grundwasserverschmutzung zeigt jedoch, dass auch Entscheidungen auf umweltpolitischer Ebene in einem Umfeld unsicherer Informationen über eine Vielzahl von Stoffen und komplexer Ursache-Wirkungs-Zusammenhänge getroffen werden müssen. Diese Randbedingungen beeinflussen zwangsläufig den umweltpolitischen Grenzwertsetzungsprozess.

3 Die prozedurale Dimension der umweltpolitischen Zielebene

Entscheidungsprozesse auf umweltpolitischer Zielebene können hinsichtlich ihrer substanziellen oder hinsichtlich ihrer prozeduralen Dimension betrachtet werden. Die substanzielle Dimension entspricht der gesellschaftlichen Bestimmung gewünschter Umweltzustände²¹. Die prozedurale Dimension bildet Verfahren der Zieloperationalisierung ab. Im Mittelpunkt der Betrachtung stehen Aspekte dieser Verfahrensentscheidungen.

Ausgangspunkt der weiteren Überlegungen ist folgendes Szenario: Politisch gegebene Umweltziele hängen von Schutzziele, Schutzgütern und unerwünschten Umweltrisiken ab. Die Operationalisierung dieser Umweltziele bzw. die Abgrenzung zwischen inakzeptablen und akzeptierbaren Umweltrisiken erfolgt durch Umweltqualitätsgrenzwerte für Stoffe. Diese bilden sozusagen den Übergang zwischen Entscheidungs- und Maßnahmenebene (SRU 1998 Kurzfassung Teil I, S. 10,15). Die politische Instanz entscheidet mit Hilfe eines Risikocharakterisierungsverfahrens über die Regulierungsbedürftigkeit einzelner Stoffe. Verursacht ein Stoff inakzeptable Umweltrisiken, besteht Regulierungsbedarf. Bestandteil des zugrunde gelegten Verfahrensmodells sind an naturwissenschaftliche Experten delegierte Abschätzungen von Konzentrationen. Es bestehen Abschätzungsunsicherheiten. Ziel des Grenzwertsetzungsprozesses ist die Operationalisierung akzeptierbarer Umweltrisiken durch Umweltqualitätsgrenzwerte.

Umweltpolitische Grenzwertsetzung beinhaltet zum einen die Operationalisierung gewünschter Umweltzustände durch umweltqualitätsbezogene Grenzwerte (Umweltqualitätsgrenzwerte) und zum anderen den Entscheidungsprozess, nach welchem Prozessen Grenzwerte festgesetzt werden.

Die im Folgenden eingenommene prozedurale Sichtweise beinhaltet zugleich einen Perspektivenwechsel. Im Mittelpunkt der Betrachtung stehen Effizienz und Effektivität von Prozeduren. Simon (1978, S.9) prägte, um die Effektivität von Prozeduren beur-

²¹ Zu gesellschaftlichen Wahlverfahren vgl. beispielsweise Tegner/Jakubowski/Kotte (1997). Vgl. Fischhoff et al. (1981) zu archetypischen Herangehensweisen, beispielsweise Analogieschlüsse. Die Entscheidung, neu entstehende Risiken zu akzeptieren, orientiert sich dabei an historischen Risiken oder an natürlichen, nicht anthropogen verursachten Risiken. Vgl. zur Methode impliziter Präferenzenthüllung und zur Methode enthüllter Präferenzen (Starr 1969; Rowe 1977 a.a.O.; Jakubowski/Tegner/Kotte 1997, S.32f.). Von beobachtetem Risikoverhalten wird auf politisch und ethisch akzeptables Verhalten geschlossen.

teilen zu können, den Begriff der „prozeduralen Rationalität“. Die Vorstellung substantieller Rationalität wird zugunsten eines instrumentellen Rationalitätsbegriffes aufgegeben: Kriterium für die ökonomische Analyse des Grenzwertsetzungsprozesses ist das Kosteneffizienzkriterium. Wie das Kosteneffizienzkriterium angesichts komplexer Entscheidungsprozesse und unter Unsicherheit zu verstehen ist, ist gegebenenfalls zu klären.

Im Folgenden werden am Beispiel des europäischen Grundwasserschutzes mögliche Schutzziele und Schutzgüter beschrieben. Dem schließt sich als Exkurs eine Klassifizierung von Umweltrisiken an. In diesem Kontext wird auf Probleme eingegangen, welche mit dem Festlegen „akzeptierbarer“ Umweltrisiken zusammenhängen. Anschließend wird der Grenzwertbegriff geklärt und aufgezeigt, welche Grenzwerttypen für eine Operationalisierung von Umweltqualitätszielen in Frage kommen. Der Prozess der Grenzwertsetzung wird als Bestandteil eines Risiko-Management-Prozesses charakterisiert und mittels eines Stufenmodells abgebildet. Ausgehend von diesem Modell werden prozedurale Aspekte herausgearbeitet, welche im Weiteren als Ansatzpunkte der ökonomischen Analyse dienen.

3.1 Schutzziele und Schutzgüter

Schutzziele und Schutzgüter repräsentieren umweltpolitische Zielvorstellungen und bilden auf diese Weise gesellschaftliche Präferenzen ab. Schutzziele und Schutzgüter werden teilweise als Synonyme verwendet, teilweise werden mit Schutzzielen Menschen, Umwelt oder auch Produktionsbedingungen bezeichnet und mit Schutzgütern konkret zu schützende Nutzungen oder Funktionen. Das heißt, Schutzgüter konkretisieren Ausmaß und Ansatzpunkte des Schutzzumfangs. Die konkrete Ausgestaltung bzw. Bestimmung eines Schutzgutes hängt deshalb auch vom betrachteten Umweltproblem ab. Als Beispiel werden im Folgenden Schutzgüter des europäischen Grundwasserschutzes betrachtet. Diese werden näher beschrieben.

3.1.1 Schutzgüter und Schutzziele im europäischen Grundwasserschutz

Schutzgüter und Schutzziele finden sich auf empirischer Ebene in einschlägigen Landesgesetzen, Verfassungen oder, auf europäischer Ebene, im Amsterdamer Vertrag, in

Richtlinien und Aktionsprogrammen²². Beispielsweise sind auf europäischer Ebene im Amsterdamer Vertrag, Art. 174 I, der „Schutz der menschlichen Gesundheit“ sowie der „Schutz und Erhalt der Umwelt“ als eigenständige primäre Schutzziele genannt. Auf Grundwasser bezogen repräsentieren insbesondere der Schutz der Trinkwasserversorgung, der Schutz menschlicher Gesundheit und der Schutz aquatischer Ökosysteme Schutzgüter, obwohl der Terminus Schutzgut expressis verbis nicht genannt wird. Insgesamt soll ein guter chemischer und mengenmäßiger Grundwasserzustand erreicht werden (EG 2000, Art. 4 I b).

Schutzgüter europäischer Grundwasserpolitik sind beispielsweise

Schutzgüter europäischer (Grund-)Wasserpolitik	
Entsprechend der Grundwasserrichtlinie	Entsprechend der Wasserrahmenrichtlinie
die menschliche Gesundheit 23	die menschliche Gesundheit
die Wasserversorgung	die Qualität der aquatischen Ökosysteme
lebende Bestände und das Ökosystem der Gewässer	die Qualität der direkt von aquatischen Ökosystemen abhängige Landökosysteme
sonstige rechtmäßige Nutzung der Gewässer	Sachwerte der Erholungswert legitime Nutzungen der Umwelt der gute chemische und mengenmäßige Grundwasserzustand
Quelle: Art. I (2) Buchst. b	Quelle: Art. 2 Nr. 33, Art. 4 (5) Buchst. b,

Tabelle 1 Schutzgüter europäischer (Grund-)Wasserpolitik

Grundwassereigene Ökosysteme oder natürliche Grundwasserbeschaffenheiten zählen nicht zu den aufgeführten Schutzgütern oder Schutzziele. Das heißt, ihnen wird weder ein Existenz- noch ein Vermächtniswert zugewiesen.

²² Vgl. zum Beispiel § 33a des deutschen Wasserhaushaltsgesetzes (WHG 2002), die Richtlinie 80/68/EWG des Rates vom 17. Dezember 1979 über den Schutz des Grundwassers gegen Verschmutzung durch bestimmte gefährliche Stoffe (EWG 1980a) (Grundwasserrichtlinie), die Richtlinie 2000/60/EG des Europäischen Parlamentes und des Rates vom 23. Oktober 2000 zur Schaffung eines Ordnungsrahmens für Maßnahmen der Gemeinschaft im Bereich der Wasserpolitik (EG 2000) (Wasserrahmenrichtlinie) oder das Aktionsprogramm zur Eingliederung von Grundwasserschutz und Grundwasserbewirtschaftung (Aktionsprogramm 1996).

²³ Vgl. auch Art. 1 (2) Trinkwasserrichtlinie (EG 1998).

Während die Festlegung des „Schutzes menschlicher Gesundheit“ als Schutzziel nahe liegt, ist das Auffinden geeigneter Ansatzpunkte im Hinblick auf Umweltmedien deutlich schwieriger. Beispielsweise unterscheidet die ökotoxikologische Forschung zwischen den Ebenen Individuen, Population, Gemeinschaft und Ökosystemen. Auf europäischer Ebene steht der Schutz von Ökosystemen im Vordergrund.

3.1.2 Der gute chemische Grundwasserzustand

Im europäischen Grundwasserschutz wird als konkretes Schutzgut „ein guter chemischer und mengenmäßiger Grundwasserzustand“ zugrunde gelegt. Gleichzeitig wird diese allgemeine Beschreibung weiter konkretisiert.

Definitionsgemäß befindet sich Grundwasser in einem guten chemischen Zustand, wenn die chemische Zusammensetzung so beschaffen ist, dass die Schadstoffkonzentrationen

- keine Anzeichen für Salz- oder andere Intrusionen erkennen lassen,
- die nach anderen einschlägigen Rechtsvorschriften der Gemeinschaft gemäß Art. 17 geltenden Qualitätsnormen nicht überschritten werden,
- nicht derart hoch sind, dass die in Artikel 4 spezifizierten Umweltziele für in Verbindung stehende Oberflächengewässer nicht erreicht, die ökologische oder chemische Qualität derartiger Gewässer signifikant verringert oder die Land-ökosysteme, die unmittelbar vom Grundwasserkörper abhängen, signifikant geschädigt werden (Anhang V, Nr. 2.3.2 und 2.4.5 der Wasserrahmenrichtlinie).

Bislang gibt es mit der Richtlinie 91/676/EWG („Nitratrichtlinie“) (EWG 1991) für Grundwasser eine konkrete Qualitätsnorm. In der Grundwasserrichtlinie finden sich Stofflisten zu berücksichtigender Stoffe. Diese kennzeichnen Stoffe, deren Immission ins Grundwasser verhindert werden soll (Liste I), und Stoffe, denen eine schädliche Wirkung zugesprochen wird und vermieden bzw. reduziert werden sollen (Liste II).

Art. 16 Absatz 1 der Wasserrahmenrichtlinie verdeutlicht, daß der Eintrag derjeniger Stoffe und Stoffgruppen begrenzt werden soll, welche "ein erhebliches Risiko für oder durch die aquatische Umwelt darstellen, einschließlich der entsprechenden Risiken für Gewässer, die zur Trinkwasserentnahme genutzt werden". Erhebliche Risiken werden nach dem Verständnis der Wasserrahmenrichtlinie vor allem durch „gefährliche“ Stoffe verursacht. Gefährliche Stoffe sind Stoffe oder Stoffgruppen, welche toxisch, persistent oder bioakkumulierbar sind (Artikel 2, Begriffsbestimmungen, Nr. 29 WRRL).

3.2 Akzeptierbare und inakzeptable Umweltrisiken

Die europäischen Regelungen zeigen, dass Umweltqualitätszielen als Schutz von Schutzgütern vor „erheblichen“ Risiken formuliert werden. Das heißt, mit der Einteilung von Umweltrisiken sind zugleich „Handlungsanweisungen“ im Umgang mit diesen Umweltrisiken verbunden.

Sowohl in der englischsprachigen Risikoeinschätzungs- und Risikomanagementliteratur als auch in der rechtswissenschaftlichen Literatur finden sich kategoriale Abgrenzungen wie *de minimis risk*, *acceptable risk* und *de manifestis risk* (vgl. bspw. Suter et al. 1995, a.a.O.; Whipple 1987, a.a.O.), um Umweltrisiken zu klassifizieren²⁴. In deutschsprachigen Abhandlungen wird zwischen Normal-, Grenz- und Verbotsbereich (WBGU 1998 Abb. 2-2) unterschieden. Verbotsbereich und De manifestis-Risiken kennzeichnen gleichermaßen unannehmbare Risiken. Diese Risiken sind zu vermeiden bzw. zu verhindern. Es besteht Regulierungsbedarf. Ebenso finden sich zwischen *acceptable risk* und Grenzbereich Übereinstimmungen. In die Risikoklasse „Akzeptable Risiken“ fallen Umweltrisiken, welche am Ende eines Abwägungsprozesses als akzeptierbar bewertet werden. Dies bedeutet, dass De manifestis-Risiken und Umweltrisiken, welche nach einem zusätzlichen Abwägungsprozess als inakzeptabel bewertet werden, regulierungsbedürftig sind.

De minimis-Risiken beziehen sich auf Umweltrisiken, welche als hinnehmbar eingestuft werden. Aus politischer Sicht ergibt sich weder Untersuchungs- noch Handlungsbedarf. Die Ursprünge des De Minimis-Konzeptes gründen im Rechtsprinzip *de minimis non curat lex*, das heißt, das Recht befasst sich nicht mit Bagatellen²⁵. Die Kategorisierung „Normalbereich“ verweist ebenfalls auf unterlassenes staatliches Handeln. Grenzwertsetzungsprozesse beziehen sich auf die Abgrenzung zwischen akzeptierbaren und inakzeptablen Umweltrisiken.

Die folgende schematische Darstellung verbindet Komponenten des Umweltrisikos, nämlich Wirkung (Schwere und Ausmaß) und Eintrittswahrscheinlichkeit, mit diesen Risikoklassen.

²⁴ Zum juristischen Risikobegriff vgl. Kloepfer (1993).

²⁵ Vgl. bspw. Mücke (1985, S. 237f.) für eine Verbindung des De minimis-Konzeptes mit dem juristischen Begriff des Restrisikos.

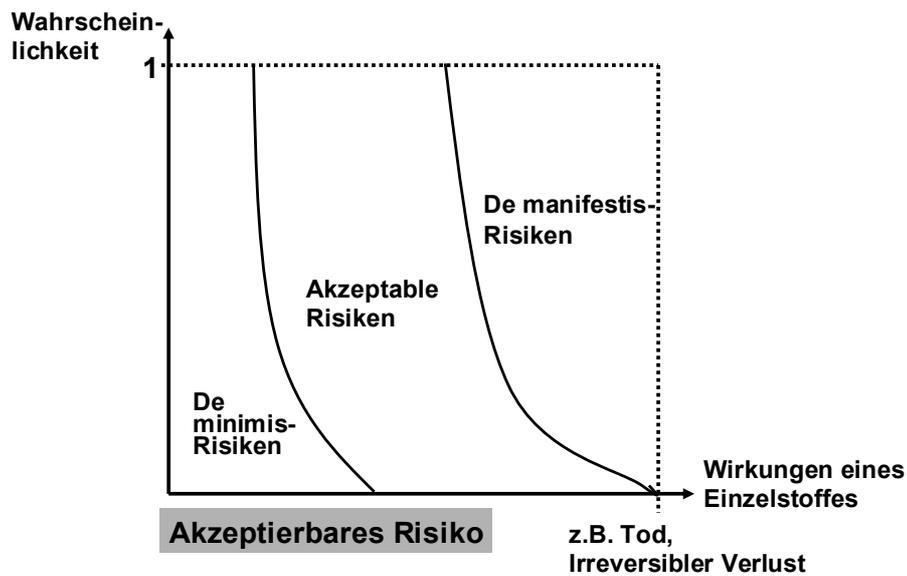


Abbildung 1 De Minimis-Risiken, Akzeptable Risiken, De Manifestis-Risiken

Auf der Ordinate sind Wahrscheinlichkeiten, auf der Abszisse ist die Bandbreite möglicher Wirkungen eines Stoffes abgebildet. Bei diesen Wirkungen kann es sich um gesundheitsbeeinträchtigende - oder Umweltwirkungen handeln, wobei die Skala der Abszisse die „Schrecklichkeit“ oder „Schwere“ misst. Obwohl es mitunter schwierig sein dürfte, klar zu definieren, welche Wirkungen relativ zu anderen Wirkungen „schrecklicher“ oder schwerwiegender sind, erscheint eine derartige Zuordnung dennoch plausibel. Eine weitere Ordnungseigenschaft ist die Reversibilität oder Irreversibilität auftretender Wirkungen. Beispielsweise ist eine so „schreckliche“ Wirkung wie der Eintritt des Todes zugleich eine irreversible Wirkung.

Die konkrete Ausprägung dieser Darstellung hängt unter anderem von kulturellen Einflüssen oder dem Stand wirtschaftlicher Entwicklung in einer Gesellschaft ab. Kulturelle Einflüsse werden im Rahmen der Kulturtheorie der Risikoselektion untersucht (vgl. Douglas/Wildavsky 1982). Eine zentrale Aussage der Kulturtheorie ist in diesem Kontext, dass „*people choose what to fear to defend their way of life (or culture)*“ (Wildavsky 1993, S. 182)²⁶. Günther (1997) verweist auf den wirtschaftlichen Entwicklungsstand einer Volkswirtschaft als mögliche Einflussgröße.

²⁶ Vgl. Günther (1997) für einen Überblick verschiedener Ansätze, um die Wahrnehmung technologischer Risiken zu erklären.

Unberücksichtigt bleibt in der Darstellung das Ausmaß, das heißt, die Anzahl an Betroffenen. Eine umweltpolitische Bewertung von Umweltrisiken wird nicht nur Individualrisiken, sondern zugleich Bevölkerungsrisiken berücksichtigen bzw. Risiken von spezifischen Personengruppen, welche Stoffen ausgesetzt sind (Exponierten). Das Individualrisiko gibt die Eintrittswahrscheinlichkeit für ein gegebenes Individuum an, einen bestimmten Effekt zu erfahren. Das Bevölkerungsrisiko gibt an, mit welcher Wahrscheinlichkeit ein zufällig aus einer exponierten Gruppe gewähltes Individuum einen bestimmten Effekt erfährt. Für individuelle Bewertungen ist das Individualrisiko relevant, gesellschaftliche Bewertungen sollten beide Risiken berücksichtigen. Um eine Kategorisierung von Bevölkerungsrisiken schematisch abzubilden, lässt sich die obige Abbildung verwenden. Unterstellt sei eine einzelne Wirkung; auf der horizontalen Achse wäre in diesem Fall die Zahl potentiell Betroffener abgetragen. Die Klassifizierung als *De minimis*, akzeptierbar oder *De manifestis* hängt nun von der Wahrscheinlichkeit ab, dass eine bestimmte Anzahl an Individuen (oder einer Spezies eines Ökosystems, Anzahl der Spezies im Ökosystem) von einer gegebenen Wirkung betroffen sind. An dieser Stelle sollte deutlich werden, dass die eingetragenen Grenzen zwischen den Kategorien in der Abbildung willkürlich gezogen wurden.

Die folgende Abbildung zeigt, um dies zu verdeutlichen, eine mögliche Konkretisierung für eine irreversible Schadstoffwirkung.

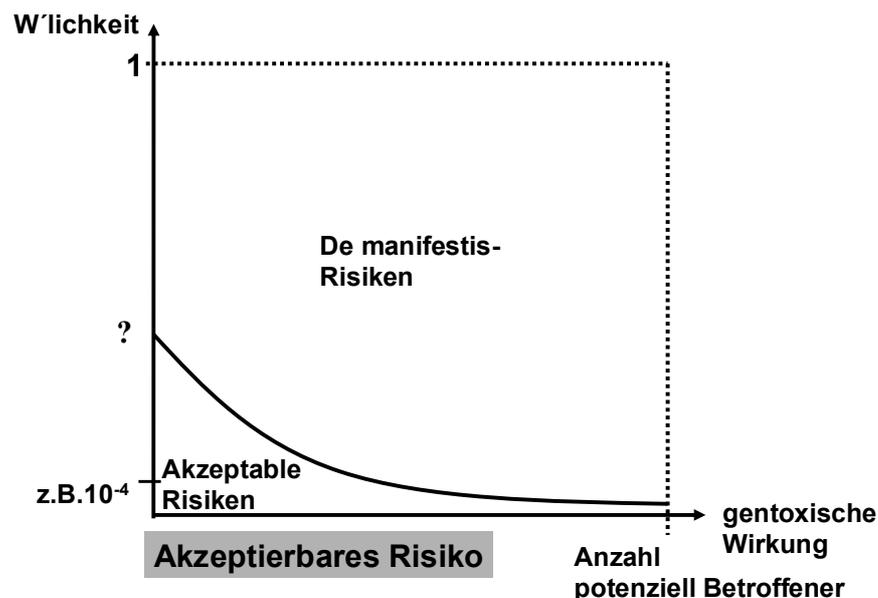


Abbildung 2 Akzeptables Risiko - Beispiel genotoxische Wirkung

Dargestellt wird eine mögliche Klassifizierung gentoxischer Wirkungen. Diese Darstellung beinhaltet das subjektive Werturteil, gentoxische Risiken unter keinen Umständen als *de minimis* zu klassifizieren.

Die Klassifikation von Umweltrisiken einzelner Stoffe gemäß dieser Risikoklassen erfordert umweltpolitische Akzeptanzkriterien. Im Weiteren werden als Exkurs ökonomische, juristische und naturwissenschaftlich begründete Abwägungskriterien unterschieden. Sie müssen im umweltpolitischen Entscheidungsprozess geeignet verknüpft werden, um die Inakzeptabilität von untersuchten Einzelstoffen in Abhängigkeit gegebener Schutzgüter bewerten zu können. Das heißt, in Umweltqualitätsgrenzwerten inkorporierte inakzeptable Umweltrisiken hängen von zugrunde gelegten Akzeptanzkriterien ab.

Wie die vorangegangene Marktversagensanalyse verdeutlichte, ist zwischen monetarisierbaren und nicht monetarisierbaren Auswirkungen zu unterscheiden. Nicht monetarisierbare Auswirkungen sind über juristische und naturwissenschaftlich begründete Abwägungen einer Bewertung zugänglich. Die zugrunde liegenden Entscheidungsregeln werden kurz beschrieben.

Ökonomische Abwägungen basieren auf dem Vergleich monetär bewerteter Konsequenzen von Stoffwirkungen (potentiellen Schäden) mit monetär bewerteten Verwendungsnutzen. Ansatzpunkt ist die Aggregation individueller Bewertungen:

- Übersteigen bewertete Schäden einer gegebenen zusätzlichen Verschmutzung, S , bewertete Verwendungsnutzen verursachender Aktivitäten, V , ist das Umweltrisiko inakzeptabel, das heißt, *De manifestis*.
- $S \leq V$ bedeutet, das zusätzliche Umweltrisiko ist akzeptabel. Bewertete Schäden einer gegebenen zusätzlichen Verschmutzung sind kleiner oder gleich den bewerteten Verwendungsnutzen verursachender Aktivitäten.

Die Gegenüberstellung bewerteter Schäden mit Verwendungsnutzen setzt Vergleichbarkeit bzw. Kompensierbarkeit voraus. Über Vergleichbarkeit wird anhand gesellschaftlicher, ethisch basierter Kriterien entschieden²⁷.

²⁷ Für eine ökonomische Analyse institutionalisierter Risikowahrnehmung vgl. Holzheu (1993). Zur Nichtkommerzialisierbarkeit von Sachverhalten S. 276 ebenda.

Zusätzlich muss bei Kosten-Nutzen-Vergleichen berücksichtigt werden, dass individuelle Bewertungen in ihrer Höhe davon abhängen, ob nach Zahlungsbereitschaften oder nach Kompensationsforderungen gefragt wird²⁸. Unterschiedliche Zahlungsansätze resultieren gegebenenfalls in unterschiedlichen gesellschaftlich zu akzeptierenden Umweltrisiken. Dieses Ergebnis tritt auf, falls bewertete Verwendungsnutzen in ihrer Höhe zwischen Zahlungsbereitschaften und Kompensationsforderungen liegen.

Probleme ineffizienter Allokationen wirken sich auch auf die Anwendbarkeit gesellschaftlicher Kosten-Nutzen-Vergleiche aus. Prägen lexikografische Präferenzen, eine Betroffenheit zukünftiger Generationen oder variable Präferenzen die Bewertungssituation, erweist sich ein ökonomischer Kosten-Nutzen-Vergleich als ungeeignet²⁹. Dominieren nichtmonetarisierbare „Bewertungsanteile“, können monetäre Bewertungen zu falschen Zuordnungen und verzerrenden Maßnahmen führen. Zusätzlich sind notwendige Aggregationen bewerteter Verwendungsnutzen und bewerteter Schäden kaum zu bewältigen. Einerseits fällt es Individuen nicht immer leicht, monetäre Bewertungen zu äußern³⁰. Andererseits beeinflussen neue Erkenntnisse über Schadstoffwirkungen, technischer Fortschritt in Beseitigungstechnologien oder Produkten monetäre Bewertungen. Darüber hinaus sind durch eine bestimmte Wirkung viele Individuen betroffen. Eine Einzelaktivität kann verschiedene Umweltrisiken generieren. Unterschiedliche Aktivitäten mit unterschiedlichen Verwendungsnutzen eine spezifische Wirkung erzeugen.

Der monetär bewertete Verwendungsnutzen V einer zusätzlichen Aktivität muss mit monetären Bewertungen B aller verursachten Wirkungen W betroffener Individuen I , verglichen werden, $\sum_I \sum_W B_I(W)$. Treten Wirkungen und Verwendungsnutzen nicht sicher, sondern mit (subjektiven) Eintrittswahrscheinlichkeiten p_V auf, müssen erwartete bewertete Verwendungsnutzen $p_V V$ mit erwarteten bewerteten Schäden,

²⁸ Vgl. Pearce (1998, S. 352ff.). Er verweist auf den Einfluß tatsächlicher oder wahrgenommener Umweltnutzungs- und Persönlichkeitsrechte, unterschiedliche Risikohaltungen von Individuen, unterschiedliche Einkommen als Grundlage des Zahlungsbereitschaftsansatzes, sowie das von Hanemann 1991 eingeführte Argument fehlender Substitute, um zu begründen, warum Entschädigungsforderungen systematisch höher als Zahlungsbereitschaften sind.

²⁹ Hinzu treten Diskontierungsprobleme.

³⁰ Zur umfangreichen Forschung, monetäre Bewertung von Umweltschäden vorzunehmen und Zahlungsbereitschaften bzw. Entschädigungsforderungen abzuleiten vgl. Pommerehne/Römer (1992).

$\sum_I \sum_W p_i B_i(W)$, verglichen werden. Darüber hinaus ist zu erwarten, dass Wirkungen anderer Aktivitäten W_{AX} die Bewertung einer betrachteten Aktivität W_{A0} beeinflussen. Beispielsweise könnten sich erwartete Wirkungen aufgrund zusätzlicher Stoffeinträge anderer Aktivitäten verstärken (Kombinationswirkungen, Einfluss von Hintergrundkonzentrationen). Die Bewertung einer zusätzlichen erwarteten Wirkung hängt von bereits akzeptierten erwarteten Wirkungen ab:

$$(p_V V_{A0} - \sum_I \sum_W p_i B_i(W_{A0})) = f(V_{A0}, W_{A0}(W_{AX}), p_V, p_i),$$

wobei die linke Seite der Gleichung dem erwarteten Nettonutzen einer zu bewertenden Aktivität entspricht. Der entstehende Informationsbedarf und die Notwendigkeit, eine enorme Anzahl an Aktivitäten bewerten zu müssen, schränkt die praktische Anwendbarkeit probabilistischer Kosten-Nutzen-Vergleiche ein.

Juristische Abwägungen vergleichen Nutzen und potentielle Auswirkungen von Aktivitäten in Abhängigkeit betroffener Rechte. Bestimmte Rechte (zum Beispiel das Grundrecht auf Leben) begründen Schutzpflichten des Staates³¹. Umweltrisiken, welche diese Schutzpflichten berühren und die Gefahrenschwelle überschreiten oder „mit hinreichender Wahrscheinlichkeit“ überschreiten würden, sind unannehmbar (Kloepfer 1993, S. 70, 74). Schutzpflichten sind sozusagen eine Konsequenz lexikografisch geordneter gesellschaftlicher Präferenzen. Der Schutz unveräußerlicher Rechte per se ist ein öffentliches Gut. Im Vergleich zu ökonomischen Abwägungen sind nicht monetarisierbare Auswirkungen durch die Abwägung von Rechten bewertbar. Juristische Abwägungen beinhalten die Klärung dessen, was als *res extra commercium* zu gelten hat.

Akzeptierbare Umweltrisiken sind einer Risiko-Nutzen-Abwägung zugänglich bzw. wirksam werdende akzeptable Umweltrisiken bilden das Ergebnis einer Risiko-Nutzen-Abwägung. Verglichen werden Auswirkungen auf Rechte von Umweltrisiken Betroffener und Rechte Umweltrisiken Verursachender. Die Grenze zwischen inakzeptablen und akzeptablem Umweltrisiken, welche einer Risiko-Nutzen-Abwägung als zugänglich erachtet werden, scheint fließend. Darauf weist die in der rechtswissenschaftlichen

³¹ Für eine ökonomische Analyse des verfassungsrechtlichen Rahmens aus ökonomischer Sicht vgl. Cansier (1996a).

Literatur diskutierte „Je-desto-Formel“ hin. Sie lautet: „Je gewichtiger das gefährdete Gut und/oder je größer der zu befürchtende Schaden ist, desto geringere Anforderungen sind an die Höhe der Eintrittswahrscheinlichkeit zu stellen“ (Kloepfer 1993, S.65).³² Abgrenzungskriterien sind demnach die „Wichtigkeit“ des gefährdeten Gutes, das Ausmaß und eine Bewertung des wahrscheinlichen Eintretens.

Von De minimis-Risiken im ursprünglichen Sinne wird in diesem Kontext nicht gesprochen. Stattdessen werden Risiken, welche so unwahrscheinlich sind, dass sie von der Rechtsordnung als hinnehmbar und in verfassungsrechtlich zulässiger Weise nicht weiter eindämmbar bewertet werden, als Restrisiken definiert (Kloepfer 1993, S.66f.).

Besondere Bedeutung kommt Wahrscheinlichkeiten zu. Offensichtlich hängt die Bewertung von Umweltrisiken als akzeptierbar von Wahrscheinlichkeitsbewertung ab. Allerdings ist unklar, welche Wahrscheinlichkeit „hinreichend“ ist, um das Überschreiten einer Gefahrenschwelle zu bestimmen und welche inhaltliche Bedeutung dieser Wahrscheinlichkeit beigemessen wird. Zusätzlich ist unklar, welche Wahrscheinlichkeiten als „unwahrscheinlich“ bewertet werden. Kloepfer (1993, S. 66ff.) unterscheidet zwischen Gefahrenschwellen und Besorgnispotenzialen. Besorgnispotenziale sind gegeben, falls „naturwissenschaftliche Restunsicherheiten“ aufgrund von Unsicherheiten der Wirkungs- und Funktionsanalyse gegeben sind. Juristische Abwägungen hängen somit von naturwissenschaftlichen Wahrscheinlichkeitsaussagen ab.

Naturwissenschaftliche Abwägungen gehen von gegebenen Schutzziele wie menschlicher Gesundheit oder der Funktionsweise, Stabilität oder Struktur eines gegebenen Ökosystems aus. Potenzielle Wirkungen werden mit dem Referenzzustand eines „gesunden“ Menschen oder „gesunden“ Ökosystems verglichen. Sobald der erwartete Zustand in Abhängigkeit betrachteter Wirkungen nicht mehr dem Referenzzustand entspricht, werden Umweltrisiken als inakzeptabel bewertet. Die Grenze zwischen Akzeptanz und Nichtakzeptanz wird durch (öko-)toxikologische „Schwellenwerte“ abgebildet. Majone (1982, S. 307) verweist im Hinblick auf Gesundheitsbeeinträchtigungen darauf, dass sich „östliche“ und „westliche“ Vorstellungen, unter welchen Bedingungen Gesundheitsbeeinträchtigungen vorliegen, unterscheiden. In der Schadstoffbewertung

³² Für eine ökonomische Analyse des Spielraums ökonomischer Instrumente in bezug auf Gefahrenabwehr und Risikovorsorge im Umweltschutz vgl. Cansier (1994).

werden beispielsweise als gesundheitsbeeinträchtigenden Wirkungen akute oder chronische Toxizität, reizende, ätzende, sensibilisierende, mutagene, kanzerogene oder teratogene Wirkungen unterschieden. Fawell und Hedgecote (1996, S. 117) führen an, dass die Abschätzung „sicherer“ Konzentrationen für die Spezies eines Ökosystems die Annahme beinhaltet, dass durch den Schutz von 95% der Spezies das Ökosystem als Ganzes geschützt wird. Unberücksichtigt bleibt, dass unter den sensitivsten Spezies auch solche mit kommerzieller Bedeutung sein können. Umweltauswirkungen sind ungleich schwieriger zu beschreiben, da sowohl das Bioakkumulationspotenzial von Stoffen als auch Wirkungen auf unterschiedliche Spezies eines Ökosystems zu berücksichtigen sind.

Die Bewertung der Regulierungsbedürftigkeit eines Umweltrisikos hängt davon ab, ob inakzeptable Wirkungen durch die erwartete Umwelt- bzw. Expositionskonzentration verursacht werden können.

Die Bestimmung inakzeptabler Umweltrisiken hängt von ökonomischen, juristischen und naturwissenschaftlichen Abwägungen ab. Naturwissenschaftliche Abwägungen liefern Informationen hinsichtlich des Einflusses von Wirkungen auf gegebene Schutzziele. Juristische Abwägungen hängen von naturwissenschaftlichen Aussagen ab, um über die Betroffenheit staatlicher Schutzpflichten zu befinden. Ausschlaggebend für die juristische Bewertung sind Schutzpflichten, welche keiner weiteren Abwägung zugänglich sind; sie verkörpern lexikografische gesellschaftliche Präferenzen. Ökonomische Abwägungen basieren auf Aggregationen monetärer Bewertungen subjektiv wahrgenommener Wirkungen und beziehen sich auf den „Bereich“ monetär abwägbarer und damit vergleichbarer Risiken.

3.3 Operationalisierung durch Umweltqualitätsgrenzwerte

Im Folgenden wird geklärt, welcher Grenzwertbegriff zugrunde gelegt wird und von welchen Ansatzpunkten für Umweltqualitätsgrenzwerte auszugehen ist, um stoffbezogene inakzeptable Umweltrisiken abzubilden.

3.3.1 Grenzwertbegriff

Teilweise werden die Begriffe Umweltstandard und Grenzwerte synonym verwendet, teilweise werden ihnen vollkommen unterschiedliche Bedeutungsinhalte zugewiesen

(vgl. z.B. Streffer et al. 2000, S.XVIII, Bro-Rasmussen 1998, SRU 1996, 4.2). Eine allgemein akzeptierte Differenzierung und Kategorisierung gibt es nicht.³³

Die folgende Abbildung illustriert eine verbreitete Beschreibung der Beziehung zwischen Grenzwerten und Umweltstandards.

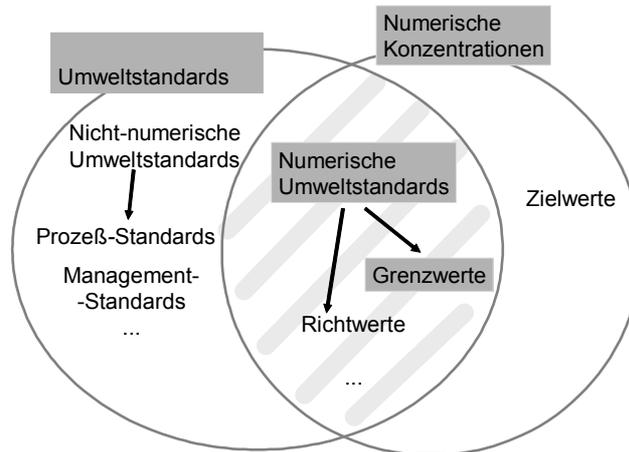


Abbildung 3 Beziehung Umweltstandards und Grenzwerte

Grenzwerte zeichnen sich durch

- eine numerische Darstellungsweise,
- die Bezeichnung einer maximalen Grenze,
- eine Festlegung als verbindliche, hoheitliche Norm

aus (SRU 1996, Tz. 913; Royal Commission on Environmental Pollution 1998, S. 3; Scholles 1990, S.35ff.; Lehnese/Härtling 1997 a.a.O).

Die maximale Grenze beschreibt im gegebenen Kontext eine Akzeptanzschwelle. Gemessene Stoffkonzentrationen bleiben bis zu dieser Grenze unregelt. Wirkungen, welche bei dieser Konzentration auftreten, werden „gerade noch“ toleriert.

³³ Vgl. aber das Umweltgutachten 1996 des SRU (SRU 1996), in welchem ein exzellenter Überblick über die Vielfalt der existierenden Umweltstandards und ihre Kategorisierungsmöglichkeiten gegeben wird. Eine weitere Quelle ist Royal Commission on Environmental Pollution (1998), S.4, Box IA Gliederungspunkt "Standards applying directly to a point on a pathway". Vgl. auch Bro-Rasmussen 1998, S. 102f..

3.3.2 Effekte einer Grenzwertsetzung

Nach der Definition der Royal Commission on Environmental Pollution (1998, S.3f.) umfassen Umweltstandards "any judgement about the acceptability of environmental modifications resulting from human activities which fulfils both the following conditions:

- *it is formally stated after some consideration and intended to apply generally to a defined class of cases;*
- *because of its relationship to certain sanctions, rewards or values, it can be expected to exert an influence, direct or indirect, on activities that affect the environment".*

Durch Grenzwerte werden verbindliche, konkrete Bewertungsmaßstäbe für Einzelstoffe gesetzt. Das Verbindlichkeitskriterium wird vor allem in juristischen Grenzwertdefinitionen hervorgehoben. Die festgelegten Grenzen sollen nicht überschritten werden³⁴. Im Gegensatz zu unverbindlichen Zielwerten begründet eine Grenzwertverletzung eine staatliche Eingriffspflicht³⁵. Das heißt, die politische Instanz bindet sich selbst bzw. die ihr nachgeordneten Behörden. Sie verpflichtet sich, festgesetzte Konzentration zu überwachen und gegebenenfalls einzuschreiten. Für nachfolgende Behörden ist dies zugleich mit einer Eingriffslegitimation verbunden (Greim 1988, S. 67). Im europäischen Grundwasserschutz werden sie durch EU-Richtlinien vorgegeben und verpflichten die nationalen Rechtssysteme geeignete Schritte zur Einhaltung zu unternehmen.

Umweltqualitätsgrenzwerte binden unmittelbar die Gesetzgeber, die Standardsetzenden, und in zweiter Instanz die wirtschaftlich Handelnden (Ogus 1994, S.151 u. dort zitierte Lit.). Eine direkte Lenkungsfunktion geht von Umweltqualitätsgrenzwerten nicht aus. Sie entfalten erst in Verbindung mit verhaltenssteuernden Maßnahmen wie zum Beispiel Emissionsgrenzwerten, Haftungsinstrumenten oder Steuern eine indirekte Lenkungsfunktion. Da Emissionsgrenzwerte regelmäßig mit Umweltqualitätsstandards

³⁴ Eine Sanktionsandrohung ist ausschließlich in juristischen Definitionen explizit zu finden. Damit werden Schwellenwerte, Vorsorge- und Überwachungswerte erfaßt, nicht aber Ziel- und Richtwerte (v. Lersner 1990, S.193; Mayntz 1990, S.140; Spannowsky 1995, S. 846).

³⁵ Lübke-Wolff (1999) unterscheidet hinsichtlich unverbindlicher Zielwerte zwischen symbolischem und substantiellem Umweltrecht. Sie versteht unter symbolischem Umweltrecht, dass Schutz- und Vorsorgefunktionen in Zielformulierungen zwar zugebilligt, jedoch nicht umgesetzt werden.

in Verbindung gebracht werden, wird ihre Bedeutung im Folgenden ebenfalls aufgezeigt.

3.3.3 Ansatzpunkte einer Operationalisierung

Ausgehend von Eintragungspfaden von Schadstoffen könnten Umweltqualitätsgrenzwerte theoretisch an jedem Punkt dieses Pfades ansetzen. Die schematische Darstellung veranschaulicht in Abhängigkeit des Eintragungspfades mögliche Ansatzpunkte. Das Schaubild vermittelt darüber hinaus eine Vorstellung der bereits beschriebenen Komplexität der Ursache-Wirkungs-Zusammenhänge.

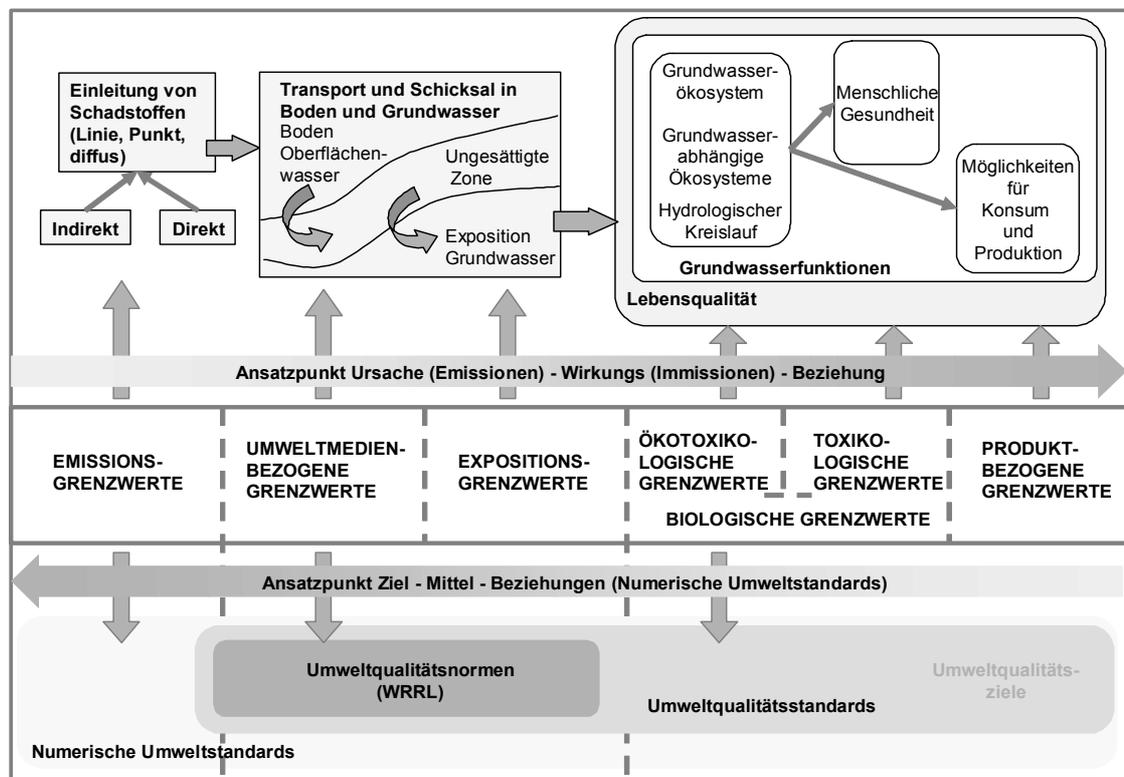


Abbildung 4 Grenzwerttypen in Abhängigkeit des Ausbreitungspfades und der Ziel-Mittel-Beziehung (eigene Darst.)

Das Kategorisierungsmerkmal Wirkungspfad setzt an der verursachenden Aktivität an und endet bei den Wirkungen von Schadstoffen.

Emissionsgrenzwerte setzen an dem Punkt an, an dem Emissionen eine Anlage verlassen (Richtlinie 2000/60/EG des Europäischen Parlament und des Rates 2000, Nr. 40 der Begriffsbestimmungen). Umweltmedienbezogene Grenzwerte definieren beispielsweise Schadstoffkonzentrationen in Boden oder Wasser, Expositionsgrenzwerte die Exposition oder Dosis am Eintrittspunkt eines Organismus. Biologische Grenzwerte bestim-

men die Grenzen physiologischer Änderungen oder anderer Einflüsse in Organismen, z.B. Konzentrationswerte von Blei im Blut, oder Ökosystemen. Produktbezogene Grenzwerte spezifizieren die Zusammensetzung eines Produktes, z.B. Trinkwassergrenzwerte (Royal Commission on Environmental Pollution 1998, S.4). Zudem wird zwischen Emissions- und Immissionsgrenzwerten unterschieden, wobei unter Immissionsgrenzwerten üblicherweise umweltmedienbezogene Grenzwerte verstanden werden.

Die Wahl geeigneter Ansatzpunkte wird von Schutzgütern, dem Informationsstand hinsichtlich der Ursache-Wirkungs- und Emissions-Immissions-Beziehungen beeinflusst.

Unmittelbaren Ansatzpunkt für Umweltqualitätsgrenzwerte bilden Wirkungen. An welcher Stelle des Ausbreitungspfades Grenzwerte etabliert werden, hängt deshalb von den betrachteten Schutzgütern ab. Während Trinkwassergrenzwerte zum Schutz menschlicher Gesundheit grundsätzlich auch bei entnommenem, mit anderen Wässern gemischtem, Grundwasser ansetzen können, reduzieren sich die Ansatzpunkte für den Schutz von Grundwasserökosystemen oder grundwasserabhängigen Umweltgütern auf (Grund-)Wasser in situ.

Dies bedeutet, dass biologische Grenzwerte, welche die inneren Belastungen in den jeweiligen Organismen (oder auch Systemen) erfassen, Wirkungen direkt in Schadstoffkonzentrationen übersetzen. Gegen diesen Ansatzpunkt spricht:

- die Kontrolle innerer Belastungen einzelner Individuen ist nicht durchführbar, um ex ante inakzeptable Umweltrisiken zu vermeiden.
- inakzeptable gesundheitsbeeinträchtigende Wirkungen können durch Stoffaufnahmen aus mehreren Umweltmedien verursacht werden. Inakzeptable Umweltrisiken durch Grundwasserbeeinträchtigungen können auf diese Weise nicht erfasst werden.

Ausgehend von Wirkungen lässt sich der Eintragungspfad in umgekehrter Richtung als Ziel-Mittel-Beziehung interpretieren. Je weiter entfernt im Ausbreitungspfad das Operationalisierungsinstrument lokalisiert sein soll, desto höher ist der Informationsbedarf über zu berücksichtigende Zwischenstufen und desto komplexer werden die Anforderungen an eine funktionale Verknüpfung.

Emissionsgrenzwerte können nur dann als verbindliche Zielgröße interpretiert werden, wenn sie an Immissionsüberlegungen anknüpfen können. Sie müssen funktional mit Oberzielen wie einem bestimmten Schadensniveau oder Immissionswerten verknüpft werden können bzw. hieraus quantitativ ableitbar sein (Söllner 1996, S. 196; Gawel 1999, S.11). Die Differenzierung zwischen Emissions- und Immissionsgrenzwerten spielt im Zusammenhang mit Grundwasserverschmutzung natürlich eine viel größere Rolle als beispielsweise im Kontext der Verschmutzung von Oberflächenwasser. Von einem direkten Eintrag in Grundwasserleiter kann nur selten ausgegangen werden. Je weniger über die konkreten funktionalen Zusammenhänge bekannt ist bzw. je schwieriger die Zuordnung zu einzelnen Emissionsquellen hergestellt werden kann, desto weniger können Emissionskonzentrationen die angestrebte Umweltqualität abbilden. Insbesondere wirken sich in diesem Kontext die verschiedenen hydrochemischen Grundwassertypen, das heißt, die Lage der Grundwasserleiter, und die unterschiedlichen Wechselwirkungen zwischen Grundwasser und der jeweiligen Feststoffphase des Leitergesteins (Pore, Kluft, Karst) aus. Unterschiedliche geologische Bedingungen würden unterschiedliche Emissionsgrenzwerte für identische Produktionsprozesse verlangen. Geeigneter Ansatzpunkt für Umweltqualitätsgrenzwerte sind demnach umweltmedienbezogene Grenzwerte.

3.3.4 Bedingungen einer Operationalisierung

An eine Operationalisierung werden folgende Bedingungen geknüpft:

- **Vollständigkeit:** Der gewünschte Umweltzustand wird durch die Gesamtheit gegebener Umweltqualitätsgrenzwerte beschrieben.
- **Richtigkeit:** Werden die Umweltqualitätsgrenzwerte eingehalten, treten keine inakzeptablen Umweltrisiken auf.

Zusätzlich sind hinsichtlich einer Operationalisierung von Grundwasserqualitätszielen durch Umweltqualitätsgrenzwerte praktische Anforderungen zu beachten:

- **Messbarkeit und Kontrollierbarkeit:** Konzentrationen müssen erfassbar sein, um die Verletzung von Grenzwerten nachweisen zu können.

Bezogen auf Grundwasserverschmutzung zeigt die empirische Beobachtung, dass diese letzte Anforderung zum momentanen Zeitpunkt nicht erfüllt wird.

3.4 Grenzwertsetzung durch Verfahren der Risikocharakterisierung

Verfahren der Risikocharakterisierung beschreiben sowohl die Bewertung akzeptierbarer Umweltrisiken als auch die Bewertung regulierungsbedürftiger Einzelstoffe. Unterschiede liegen in der Betrachtungsweise. Im Folgenden wird das allgemeine Risikobewertungsverfahren aufgezeigt und für den Grenzwertsetzungsprozess beschrieben.

3.4.1 Allgemeines Verfahrensmodell

Ein erstes formales Modell der Risikobewertung mit den Grundelementen Identifikation des Risikos (= Gefährdung*), Risikoeinschätzung (=Risikocharakterisierung) und Risikobewertung (= Risikomanagement) wurde 1980 vom Scientific Committee on Problems of the Environment (SCOPE) vorgestellt (Whyte/Burton 1980). Die gegenwärtig diskutierten Verfahrensmodelle reflektieren diese Grundelemente:

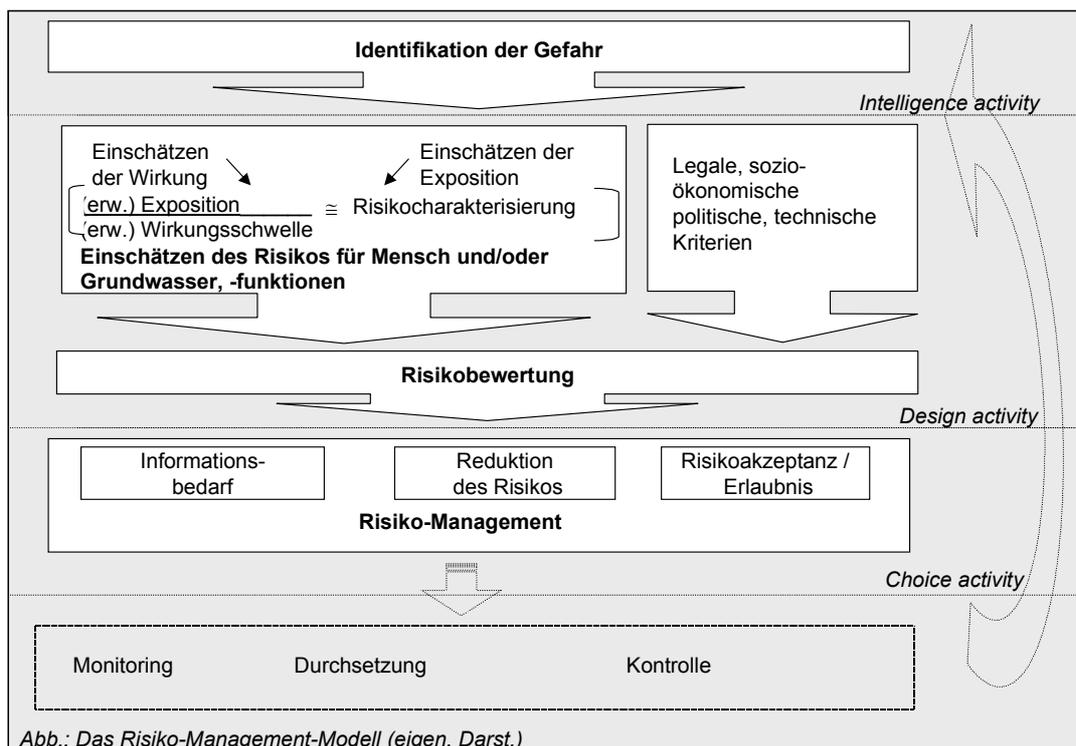


Abbildung 5 Das Risiko-Management-Modell

Das Modell umfasst im Wesentlichen vier Stufen (NRC 1994, S. 25ff.; Paustenbach 1989, S. 30ff., 63ff.; Solomon 1996, S. 627ff.)³⁶:

- Stufe 1: Identifikation der Gefährdung
- Stufe 2: Einschätzung der Dosis-Wirkungs-Beziehung
- Stufe 3: Einschätzung der Exposition
- Stufe 4: Risikobewertung und -management

Die erste Stufe fokussiert das Potenzial eines Stoffes, unerwünschte Wirkungen zu verursachen. Die Entscheidungen, die auf dieser Stufe getroffen werden, sind grundlegend. Aus der Bandbreite möglicher menschen- oder umweltbezogener Wirkungen werden diejenigen Wirkungen ausgewählt, welche per se geeignet sind, avisierte Schutzziele zu beeinträchtigen. Die Entscheidung darüber, welche Wirkungen für das weitere Verfahren als unerwünscht zugrunde gelegt werden, basiert auf politischen oder/und wissenschaftlichen Abwägungen. Das heißt, bereits auf dieser Ebene fällt eine erste politische Entscheidung. In diese Entscheidung fließen naturwissenschaftliche Abwägungen ein.

Stufen zwei und drei werden auch zusammengefasst und als Stufe der Risikocharakterisierung bezeichnet. Die Einschätzung der Dosis-Wirkungs-Beziehung erfasst den Zusammenhang zwischen Dosis bzw. einer bestimmten Konzentration und dem Auftreten einer Wirkung (Inzidenz und Schwere). Wirkungen auf die menschliche Gesundheit werden durch toxikologische Risikoeinschätzungen erfasst; Wirkungen auf Ökosysteme durch ökotoxikologische Risikoeinschätzungen. Das heißt, naturwissenschaftliche Experten liefern Informationen über Wirkungen und Eintrittswahrscheinlichkeiten dieser Wirkungen. Die in Risikobewertungen zugrunde gelegte Wirkungskonzentration gibt die Konzentration an, welche einen bestimmten, gegebenenfalls politisch vorgegebenen, Effekt/Risiko ausschließt (*predicted no effect concentration*). Diese wird als „erwartete Wirkungskonzentration“ bezeichnet.

³⁶ In der Abbildung werden der Vollständigkeit halber weitere Einflussfaktoren, welche im Zusammenhang mit dem Management von Risiken eine Rolle spielen, dargestellt. Da der Fokus auf naturwissenschaftlichen Grenzwertsetzungsverfahren liegt, wird der Einfluss legaler, sozio-ökonomischer oder technischer Kriterien jedoch nicht weiter berücksichtigt.

Durch die Expositionseinschätzung ergibt sich ein Bild der zu erwartenden Exposition in Abhängigkeit von Emission, Emissionspfaden, Transformations-, Abbau- und Umbauprozessen. Unter Exposition kann äußere oder innere Exposition gemeint sein. Die „erwartete Expositionskonzentration“ (*predicted environmental concentration*) gibt die erwartete resultierende Stoffkonzentration bei unregulierten wirtschaftlichen Aktivitäten an; das in Stoffkonzentrationen gemessene Ausmaß externer Effekte.

Die Risikocharakterisierung selbst erfolgt durch den Vergleich zwischen erwarteter Expositionskonzentration und erwarteter Wirkungskonzentration.

Für $\frac{\text{erwartete Expositionskonzentration}}{\text{erwartete Wirkungskonzentration}} > 1$ ist ein Umweltrisiko im Sinne der

Risikobewertung gegeben und es besteht Entscheidungsbedarf.

Das heißt, ein Umweltrisiko liegt dann vor, wenn

- der untersuchte Stoff das Potenzial unerwünschter Wirkungen in sich birgt und
- diese Wirkungen bei erwarteter Exposition auftreten können.

Damit wird der Begriff des Umweltrisikos um eine weitere Komponente ergänzt. Die Wahrscheinlichkeit, dass eine spezifische beeinträchtigende Wirkung auftritt, hängt auch von der Wahrscheinlichkeit ab, dass eine Stoffkonzentration, die diese Wirkung verursacht, auch auftritt.

Die Bestimmung der Akzeptierbarkeit eines Umweltrisikos erfolgt auf Risikomanagement-Ebene in Abhängigkeit gegebener Schutzgüter. Auf der Stufe vier der Risikobewertung, der eigentlichen Stufe des Risikomanagements, geht dieses naturwissenschaftliche Ergebnis als Informationsbestandteil neben technischen, wirtschaftlichen oder gesellschaftlichen Informationen in den Abwägungsprozess ein, in dessen Verlauf die Entscheidung über Hinnahme, Verminderung oder Vermeidung dieses Umweltrisikos getroffen wird.

Zwischen Risikomanagement-Ebene und Ebene der Identifikation der Gefährdung gibt es Rückkopplungen, da die Bestimmung unerwünschter Wirkungen neben naturwissenschaftlichen auch politische Abwägungen erfordert. Dies wird durch den nach oben gerichteten Pfeil in der Abbildung zum Ausdruck gebracht.

3.4.2 Spezielles Verfahrensmodell der Grenzwertsetzung

Die Anwendung auf Grenzwertsetzungsprozesse findet sich beispielsweise im vom deutschen Sachverständigenrat für Umweltfragen vorgeschlagenen Verfahrensmodell zur Herleitung von Umweltstandards und Umweltzielen (SRU 1999, Kap. 2.4.).

Die folgende Abbildung zeigt aus der Perspektive des Risikomanagementansatzes eine idealisierte Darstellung der Entscheidungsstruktur der Festsetzung von Umweltqualitätsgrenzwerten.³⁷

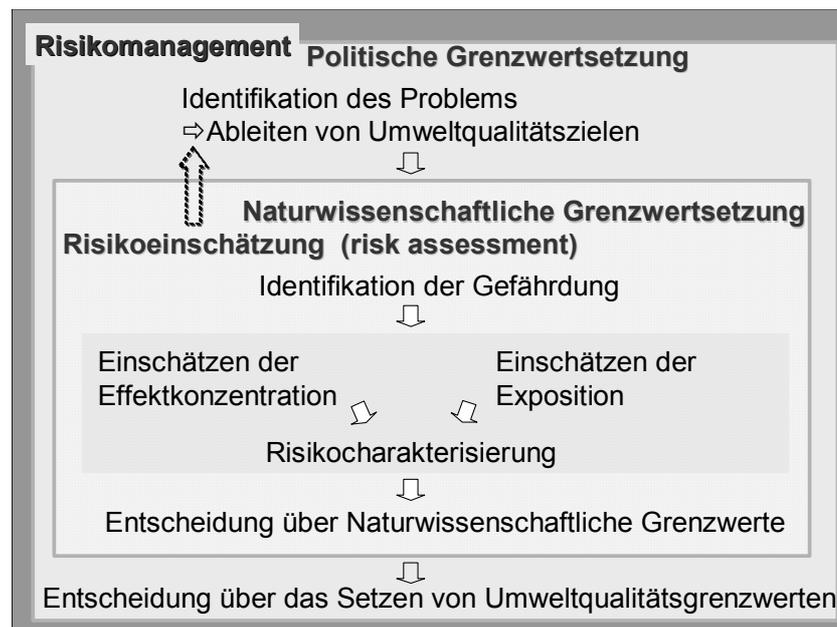


Abbildung 6 Verfahrensmodell der Festsetzung von Umweltqualitätsgrenzwerten

Die politische Instanz entscheidet über die Festsetzung von Umweltqualitätsgrenzwerten. Der Prozessbestandteil "Naturwissenschaftliche Grenzwertsetzung" erfüllt hier die Funktion, zielgerichtet Daten über die Wirkungen von Schadstoffen zu sammeln und aufzubereiten, um als Ergebnis Konzentrationen abzuleiten, welche vorgegebene Schutzgüter schützen.

Das Grenzwertsetzungsverfahren unterscheidet sich in Abhängigkeit untersuchter Effekte. Für die Festsetzung von Umweltqualitätsgrenzwerten ist, abgesehen von zugrunde liegenden Schutzgütern, zwischen stochastischen und deterministischen Wirkungen zu unterscheiden. Deterministische Wirkungen treten nach dem Über-

³⁷ Zum Risiko-Management-Ansatz vgl. z.B. American Chemical Society/ Resources for the Future (1998); Royal Commission on Environmental Pollution (1998), S. 11; Andrews (1990), S. 167ff.; Krewski/Birkwood (1987).

schreiten einer Schwelle, einer positiven Stoffkonzentration auf. Für stochastische Wirkungen wird die Existenz einer derartigen Schwelle nicht angenommen (SRU 1999, Tz. 82). Wirkungen sind bei jeder positiven Konzentration vorstellbar. Zu stochastischen Wirkungen zählen genotoxische Kanzerogene, ionisierende Strahlen, reproduktionstoxische aber auch sensibilisierende Stoffe. Jede Exposition ist mit einem zusätzlichen dosisabhängigen Risiko verbunden. Ein Vergleich zwischen Expositionskonzentration und Wirkungskonzentration, um das Umweltrisiko zu bewerten, ist für diese Stoffwirkungen unnötig. Zu beurteilen ist das mit der Expositionskonzentration verbundene Risiko. Das heißt, aus einem Grenzwertsetzungsverfahren hervorgehende Umweltqualitätsgrenzwerte zur Begrenzung stochastischer Wirkungen können nicht ausschließlich naturwissenschaftlich begründet sein. Sie erfordern ein politisches Werturteil (NRC 1994, S.36).

Der politische Grenzwertsetzungsprozess und naturwissenschaftliche Grenzwertsetzungsverfahren sind zu differenzieren. Der politische Grenzwertsetzungsprozess beinhaltet die Auswahl regulierungsbedürftiger Stoffe und die Festsetzung von Umweltqualitätsgrenzwerten. Naturwissenschaftliche Grenzwertsetzungsverfahren beziehen sich auf die Abschätzung von Wirkungskonzentrationen. Sollen spezifische Wirkungen vollständig vermieden werden, resultiert entweder ein Verbot oder ein Umweltqualitätsgrenzwert. In diesen Fällen dient die abgeschätzte Wirkungskonzentration nicht nur als Informationsbestandteil der Risikocharakterisierung, sondern liefert gleichzeitig die Entscheidungsgrundlage für einen naturwissenschaftlich informierten Umweltqualitätsgrenzwert.

3.4.3 Prozedurale Aspekte des Verfahrens

Allgemeine Merkmale des Grenzwertsetzungsprozesses sind

- der Vergleich zwischen „Nicht-Wirkungs-Konzentration“ und Expositionskonzentration, um über die Regulierungsbedürftigkeit von Stoffen zu entscheiden,
- die Trennung zwischen objektiver Risikocharakterisierung und wertendem Risikomanagement, das heißt, die Delegation der Informationsbeschaffung.
- Abschätzungsunsicherheiten für Expositions- und Wirkungskonzentrationen.

Die übliche Vorstellung, gegebene Wirkungen der erwarteten Expositionskonzentration einer Risikobewertung zu unterziehen, wird in diesen Verfahren nicht umgesetzt. Die notwendigen Informationen für ein derartiges Vorgehen liegen in der Regel nicht vor. Für jede potentielle Wirkung eines gegebenen Stoffes müssten Konzentration/Dosis-Wirkungs-Funktionen bekannt sein. Stattdessen werden für gegebene Wirkungen Schwellenkonzentrationen oder Konzentrationen, welche ein politisch vorgegebenes Umweltrisiko beinhalten, herangezogen und diese mit Expositionskonzentrationen verglichen. Über die Akzeptanz spezifischer Wirkungen wird vorab politisch entschieden. Die einzelstoffliche Vorgehensweise bezieht sich zusätzlich auf die Bewertung vorgegebenen Wirkungen. Spezifische Umweltrisiken sollen vermieden werden.

Auf der Grundlage des Verfahrensmodells ist nicht nur eine Vielzahl von Stoffen, sondern auch eine ganze Bandbreite unerwünschter Wirkungen zu bewerten. Als besonderes Problem dieser Bewertungen wurden bereits Abschätzungsunsicherheiten thematisiert. Eine mögliche Konsequenz von Abschätzungsunsicherheiten sind naturwissenschaftliche Fehleinschätzungen und politische Fehlentscheidungen. Sie basieren zum einen auf fehlenden oder unsicheren naturwissenschaftlichen Informationen. Zum anderen wird das „Ausmaß“ von Fehleinschätzungen vom Entscheidungsprozess, welcher diesen Einschätzungen zugrunde liegt, beeinflusst. Wer welche Einschätzungen und Bewertungen vornimmt, wird durch das Verfahrensmodell festgelegt.

Es reflektiert den allgemeinen Konsens hinsichtlich der Notwendigkeit einer Trennung von naturwissenschaftlichen und politischen Abwägungen (Krewski/Birkwood 1987, S.405). Zusätzlich zum allgemeinen Konsens wird die operative Trennung dieser

Abwägungen darüber hinaus als Grundlage einer rationalen Entscheidungsfindung gefordert (SRU 1999, S. 74; ECETOC 1995, S.6; Suter 1993, S.4).

Allgemein betrachtet, zählen zum Bereich politischer Entscheidungen die Auswahl von Schutzobjekten und Schutzziele sowie die Entscheidung über die Akzeptabilität von Risiken. Die naturwissenschaftliche Datensammlung, die Interpretation der Daten und der Vergleich der gemessenen oder geschätzten tatsächlichen Expositionskonzentration mit der geschätzten Wirkkonzentration sowie die eventuelle Erarbeitung einer naturwissenschaftlichen Grenzwertempfehlung (Risikocharakterisierung) werden von naturwissenschaftlichen Experten wahrgenommen und naturwissenschaftlichen Abwägungen zugeordnet.³⁸ Politische Abwägungen werden mit Entscheidungen gleichgesetzt, in die Werturteile einfließen. Für naturwissenschaftliche Abwägungen wiederum besteht der Anspruch in objektiven, repräsentativen und nachprüfbar Aussagen zu münden. Tatsächlich lässt sich dieser Anspruch, wie im Folgenden gezeigt wird, nicht durchhalten³⁹. Die Ökotoxikologen Suter und Efrogmson (1997, S. 820) unterscheiden infolgedessen „... value judgements that the public would recognize as such, and would not want to leave to scientists, from those that a scientist can make with a clear conscience“.

Die Trennung zwischen naturwissenschaftlichen und politischen Entscheidungen in der „Risikobewertung“ im Grenzwertsetzungsprozess fokussiert auf die Entscheidungsträger; bestimmte Entscheidungen werden in den jeweiligen Zuständigkeitsbereich verwiesen. Dies schließt werturteilsgebundene naturwissenschaftliche Entscheidungen nicht aus.

Rationale Entscheidungsfindung kann nicht bedeuten, dass keine naturwissenschaftlichen Werturteile gefällt werden dürfen. Rationalität beinhaltet vielmehr die Identifikation der (adäquaten) Entscheidungsträger dieser wertenden Entscheidungen.

Für eine modelltheoretische Erklärung rationaler Prozeduren ist zu klären, worauf sich Wertungen beziehen, welche Konsequenzen sich aus der Beurteilung durch unter-

³⁸ Der Umweltrat bezeichnet diese Phase als naturwissenschaftliche Zustandsanalyse (SRU 1996, Abb. 4.21).

³⁹ Lemons, Shrader-Frechette und Cranor (1997, S.218, 235) weisen aus philosophischer Warte auf die Existenz zahlreicher wertbeladener Urteile, Bewertungen, Annahmen und Schlüsse hin, die in wissenschaftliche Methoden einfließen, um Ökosystem- und Gesundheitsrisiken zu identifizieren, einzuschätzen und zu bewerten. Sie ziehen den Schluß, dass resultierende Untersuchungsergebnisse eher als faktisch und wertneutral anerkannt werden als gerechtfertigt wäre.

schiedliche Entscheidungsträger ergeben und welche Schlussfolgerungen für den Grenzwertsetzungsprozess gezogen werden können.

Die Gestaltung des Grenzwertsetzungsprozesses ist eine politische Entscheidung. Ziel politischer Entscheidungen muss es sein, einen Grenzwertsetzungsprozess zu etablieren, welcher geeignet ist, unterschiedliche Stoffe und Wirkungen adäquat zu bewerten, um gegebene Grundwasserqualitätsziele zu operationalisieren.

Prozedurale Aspekte werden durch die nachfolgenden politischen Entscheidungen ausgedrückt: Es ist zu entscheiden,

- nach welchen Kriterien prioritär zu untersuchende Stoffe ausgewählt werden. Angesichts der Vielzahl der Stoffe und gegebener Zeit- oder/und Budgetbeschränkungen können nicht alle Stoffe zugleich untersucht und bewertet werden.
- ob Stoffe einzeln zu bewerten sind oder eine Gesamtbetrachtung vorzunehmen ist.
- in welchem Ausmaß Informationsbeschaffung und –bewertung delegiert wird. Naturwissenschaftliche Abschätzungen verbindlich werdender Wirkungskonzentrationen basieren auf Verfahren im Umgang mit Abschätzungsunsicherheiten. Wesentlicher Bestandteil dieser Verfahren sind Faktoren und Verteilungsannahmen. Deren Festsetzung kann sowohl naturwissenschaftlich als auch politisch erfolgen.
- ob Nachweisstandards politisch vorgegeben werden oder ihre Festlegung an die naturwissenschaftliche Instanz delegiert wird⁴⁰.
- aufgrund welcher Kriterien über Nachweisstandards entschieden wird. Dies beinhaltet die Notwendigkeit, die Verlässlichkeit naturwissenschaftliche Informationen bei gegebenen naturwissenschaftlicher Informationsbeschaffungskosten politisch zu bewerten.

Diese Entscheidungen werden unter der Anwendung des Kosteneffizienzkriteriums im Sinne prozeduraler Rationalität analysiert.

⁴⁰ In empirischen Bewertungsverfahren wie zum Beispiel der Chemikalienbewertung auf europäischer Ebene finden sich zahlreiche Regelungen zu Messmethoden und der Durchführung von Untersuchungen. Auf diese Detailfragen kann in dieser Arbeit nicht eingegangen werden. Der Fokus liegt auf Abschätzungsunsicherheiten und der damit verbundenen Störanfälligkeit für Fehler. Der Nachweisstandard bezieht sich auf Fehlerwahrscheinlichkeiten.

3.5 Zusammenfassung

Die prozedurale Dimension der umweltpolitischen Zielebene bezieht sich auf Verfahren der Zieloperationalisierung. Als politisches Umweltziel wird die Vermeidung inakzeptabler Umweltrisiken für die Schutzgüter „menschliche Gesundheit“ und „aquatische Ökosysteme“ zugrunde gelegt, wobei unter Umweltrisiko die Wahrscheinlichkeit verstanden wird, dass eine erwartete Expositionskonzentration inakzeptable Wirkungen verursacht.

Umweltqualitätsgrenzwerte bilden eine mögliche Konkretisierung umweltpolitischer Schutzziele. Sie dienen als Instrument, um bei gegebenen Kriterien inakzeptable Umweltrisiken von unerwünschten, aber akzeptierbaren Umweltrisiken abzugrenzen.

Die Klärung des Grenzwertbegriffes zeigt, dass Umweltqualitätsgrenzwerte, obwohl ihnen keine direkte Lenkungsfunktion zukommt, die politische Instanz zur Durchsetzung des Schutzzieles verpflichten. Die Kategorisierung verschiedener Grenzwert-Typen in Abhängigkeit des Eintragspfades von Schadstoffen und Schutzgütern verdeutlicht, dass umweltmedienbezogene Grenzwerte geeignete Ansatzpunkte für Umweltqualitätsgrenzwerte darstellen.

Der Grenzwertsetzungsprozess wird als Risiko-Management-Prozess interpretiert. Die substantive Dimension dieses Prozesses bezieht sich auf die Bewertung von Stoffen, um zum einen akzeptable Umweltrisiken festzusetzen und um zum anderen gegebene Umweltqualitäts- und Schutzziele zu operationalisieren. Die interessierende prozedurale Dimension bezieht sich auf die Gestaltung des Grenzwertsetzungsprozesses. Prozedurale Entscheidungen über die Ausgestaltung werden von der politischen Instanz getroffen. Sie beinhalten Entscheidungen über anzuwendende Entscheidungsregeln. Diese Entscheidungsregeln beziehen sich auf die Notwendigkeit, viele unterschiedliche Stoffe bewerten zu müssen und auf prozedurale Aspekte des Grenzwertsetzungsprozesses für einen repräsentativen Einzelstoff.

4 Probleme einzelstofflicher Vorgehensweise

Das zugrunde gelegte Verfahrensmodell beschreibt die Vorgehensweise der Bewertung einzelner Stoffe. Ziel dieses Vorgehens ist es, zwischen regulierungsbedürftigen und nicht regulierungsbedürftigen Stoffen zu diskriminieren und für regulierungsbedürftige Stoffe geeignete Umweltqualitätsgrenzwerte festzulegen. Im Weiteren werden zwei Aspekte betrachtet, welche die Effizienz einer derartigen Verfahrensweise grundsätzlich beeinflussen:

- Angesichts der Vielzahl der Stoffe können nicht alle Stoffe simultan bewertet werden, so dass eine Priorisierung zu bewertender Stoffe notwendig wird.
- Ein gegebenes Schutzziel kann durch mehrere Stoffe beeinträchtigt werden.

4.1 Priorisierung

Angesichts einer Vielzahl zu untersuchender Stoffe sind vorrangig zu untersuchende Stoffe zu bestimmen. Bevor Stoffe bewertet und reguliert werden können, müssen Informationen über Stoffwirkungen beschafft werden. Der Einfachheit halber wird angenommen, dass Untersuchungskosten für alle Stoffe und Wirkungen gleich sind. Als Einflussgrößen einer kosteneffizienten Untersuchungsreihenfolge werden zu vermeidende Umweltrisiken und realisierte/realisierbare Verwendungsnutzen untersuchter Stoffe betrachtet. Das Konzept Umweltrisiko wird für diese allgemeine Betrachtung nicht weiter differenziert.

Bei gegebenem Umweltrisiko, gegebenen entgangenen Verwendungsnutzen und gegebener Anzahl an Stoffen bedingt eine kosteneffiziente *Regulierung* über alle Stoffe (A bis Z) den Ausgleich der Verhältnisse zwischen marginalem entgangenem Verwendungsnutzen V und marginalem Beitrag zum Umweltrisiko W :

$\frac{\partial V}{\partial A} / \frac{\partial W}{\partial A} = \dots = \frac{\partial V}{\partial Z} / \frac{\partial W}{\partial Z}$.⁴¹ Das heißt, Stoffe, welche einen höheren Beitrag zum

Umweltrisiko „leisten“ und niedrigere Verwendungsnutzen aufweisen, sollten

⁴¹ Unter den üblichen getroffenen Annahmen kontinuierlicher Verläufe und sich wohlverhaltender Funktionen.

„strenger“ reguliert werden als Stoffe, welche einen hohen Verwendungsnutzen realisieren⁴².

Von bekannten „Beiträgen“ einzelner Stoffe zum Umweltrisiko kann allerdings nicht ausgegangen werden. Diese sind gerade zu untersuchen. Dennoch können Effizienzüberlegungen Hinweise zur Priorisierung zu *untersuchender* Stoffe liefern. Im Folgenden werden die Einflussgrößen getrennt betrachtet.

Eine Bewertung von Umweltrisiken wurde durch die Klassifizierung in De manifestis-Risiken und Akzeptierbare Risiken bereits vorgenommen. Die Einordnung in Risikoklassen verdeutlichte, dass sich einzelne Umweltrisiken in der Qualität ihrer Akzeptierbarkeit bzw. Inakzeptanz unterscheiden. Insofern ist eine Priorisierung zu untersuchender Umweltrisiken bereits gegeben. Bei gleichem Verwendungsnutzen ergibt sich die Priorisierung von Umweltrisiken in Abhängigkeit einer „Dringlichkeit“ der Vermeidung.

Um eine Priorisierung nach dem Kriterium Verwendungsnutzen vornehmen zu können, ist eine Fallunterscheidung vorzunehmen:

- Die zu untersuchenden Stoffe werden freigesetzt und in Abhängigkeit des Untersuchungsergebnisses reguliert.
- Die Freisetzung wird genehmigt, falls sich der Stoff als nicht regulierungsbedürftig erweist.

Durch diese Fallunterscheidung kann einerseits berücksichtigt werden, dass eine Anzahl zu untersuchender Stoffe de facto bereits emittiert wird. Andererseits beinhaltet sie unterschiedliche Nachweisstandards. Emissionen werden bis zum Nachweis eines inakzeptablen Umweltrisikos entweder erlaubt oder sie sind bis zum Nachweis der „Unschuld“ untersagt. Im Folgenden werden Konsequenzen unterschiedlicher Nachweisstandards bzw. Emissionssituationen im Hinblick auf die Priorisierung zu untersuchender Stoffe betrachtet. Es wird ein gegebenes zu untersuchendes Umweltrisiko unterstellt. Dies vereinfacht zum einen die Betrachtung, zum anderen wird

⁴² Diese einfache Überlegung basiert auf der Annahme, dass keine Wirkungen durch die Kombination von Stoffen verursacht werden können. Auf Kombinationswirkungen wird im Kontext der Untersuchung von Stoffen eingegangen.

deutlich, dass das Kriterium „Verwendungsnutzen“ auch bei De manifestis-Risiken für eine Priorisierung herangezogen werden kann.

Bei stattfindender Emission sind Umweltrisiken relativ zu realisierten Verwendungsnutzen Vergleichsgrundlage. Bei gegebenem Umweltrisiko sollten diejenigen Stoffe vorrangig reguliert werden, welche niedrige Verwendungsnutzen zugeordnet sind. Infolgedessen sollten sie auch vorrangig untersucht werden. Opportunitätskosten dieser Vorgehensweise sind gegebene Umweltrisiken in Verbindung mit (abdiskontierten) höheren Verwendungsnutzen⁴³. Diese sind niedriger als die Opportunitätskosten einer Priorisierung von Stoffen mit hohen zugeordneten Verwendungsnutzen.

Sind Emissionen bzw. die Zulässigkeit einer ökonomischen Aktivität vom Untersuchungsergebnis abhängig, erweist sich bei gegebenem Umweltrisiko die umgekehrte Priorisierung als die effizientere. Vergleichsgröße ist in diesem Fall der entgangene Verwendungsnutzen. Werden Stoffe, denen ein hoher Verwendungsnutzen zugeordnet ist, priorisiert, führt ein Nachweis der „Unschuld“ nicht nur zur erlaubten Freisetzung, sondern auch zur Realisierung des Verwendungsnutzens. Opportunitätskosten dieser Priorisierung sind nicht realisierte Verwendungsnutzen in Verbindung mit „unschuldigen“ Stoffen. Diese sind umso niedriger, je höher die Verwendungskosten in Verbindung mit untersuchten Stoffen sind.

Welche Priorisierung effizient ist, hängt demnach davon ab, ob Stoffe bereits freigesetzt werden oder nicht.

4.2 Ausgewählte Bewertungsprobleme als Folge einer Einzelstoffbetrachtung

An dieser Stelle soll der Frage nachgegangen werden, ob der Umstand, dass ein gegebenes Schutzziel durch mehrere Stoffe beeinträchtigt werden kann, Einfluss auf die einzelstoffliche Bewertung haben sollte.

⁴³ Diskontierungsfragen bleiben unberücksichtigt.

Um diese Frage zu untersuchen, wird folgende Fallunterscheidung angenommen:

- Eine gegebene Wirkung soll vollständig vermieden werden.
- Für eine gegebene Wirkung soll ein politisch vorgegebenes Umweltrisiko nicht überschritten werden.

In diesem Kontext ist die Unterscheidung deterministischer und stochastischer Wirkungen relevant. Im ersten Fall können ausschließlich für deterministische Wirkungen Umweltqualitätsgrenzwerte festgelegt werden; stochastische Wirkungen erfordern ein Immissionsverbot. Im zweiten Fall sind für beide Wirkungstypen Umweltqualitätsgrenzwerte möglich.

Im ersten Fall kann eine isolierte Bewertung von Stoffen durchaus effizient sein. Jeder Stoff, welcher die untersuchte Wirkung verursacht, wird reguliert, falls die Expositionskonzentration die Wirkungskonzentration (Wirkungsschwelle) übersteigt.

Davon unabhängig, könnten sich durch eine sukzessive Vorgehensweise Effizienzprobleme ergeben. In Produktionsprozessen sind unter Umständen verschiedene Stoffe einsetzbar. Man denke nur an die Vielzahl möglicher Pestizide. Als Reaktion auf eine einzelstoffliche Vorgehensweise und einer notwendigen sukzessiven Regulierung, besteht bei gegebener Emission die Möglichkeit, unregulierte Substitute zu verwenden⁴⁴.

Ein auch für den zweiten Fall relevantes Problem ergibt sich, falls mehrere Stoffe zusammenwirken. Das Zusammenwirken von Stoffen kann einerseits neue Wirkungen generieren und andererseits den Gesamteffekt einer gegebenen Wirkung beeinflussen⁴⁵.

Dies bedeutet für die erste Variante, dass unbedenkliche Einzelgrenzwerte inakzeptable neue Umweltrisiken verursachen könnten. Bei Wirkungskombinationen sind grundsätzlich sich abschwächende, lineare oder sich verstärkende Wirkungskombinationen denkbar. Eine Bewertung aller möglichen Kombinationswirkungen von Stoffen ist ob der bloßen Zahl an möglichen Kombinationen dennoch unmöglich. Um Stoffkombinationen effizient berücksichtigen zu können, sind zumindest Vorinformationen über mögliche Wirkungskombinationen erforderlich.

⁴⁴ Der Frage eines adäquaten Nachweisstandards wird später diskutiert.

⁴⁵ Cansier/Cansier untersuchen in Streffer (2000, Kap. 4) die Bedingungen einer kosteneffizienten Bestimmung von Grenzwerten bei Kombinationswirkungen im Organismus.

Zugleich greift auch in diesem Fall die Restriktion, dass nicht alle Stoffkombinationen simultan untersucht werden könnten. Verstärkt Stoffkombinationen zu untersuchen, würde bedeuten, in geringerem Umfang Einzelstoffe untersuchen zu können. Dies wäre nur dann effizient, falls das erwartete zusätzlich vermiedene Umweltrisiko zusammenwirkender Stoffe größer ist als das erwartete vermiedene Umweltrisiko eines Einzelstoffes.

4.3 Zusammenfassung

Für den Grenzwertsetzungsprozess ergibt sich angesichts der Vielzahl untersuchungsbedürftiger Stoffe, deren schädliche Wirkung zu Umweltrisiken beitragen kann, die Notwendigkeit, die einzelstoffliche Betrachtung auszuweiten.

Es wurde untersucht, ob das Kosteneffizienzkriterium, Hinweise für eine Priorisierung zu untersuchender Einzelstoffe liefern kann, da Stoffwirkungen einzelner Stoffe ex ante nicht bekannt sind. Als Einflussfaktoren wurden unterschiedliche, politisch vorgegebene Umweltrisiken und unterschiedliche Verwendungsnutzen ökonomischer Aktivitäten im Kontext der Freisetzung von Stoffen berücksichtigt. Die Klassifizierung von Umweltrisiken in De manifestis-Risiken und akzeptierbare Risiken ermöglicht eine erste Priorisierung. Wirkungen, welche De manifestis-Risiken verursachen können, sollten vorrangig untersucht werden. Eine effiziente Untersuchungsreihenfolge in Abhängigkeit unterschiedlicher Verwendungsnutzen hängt von der unterstellten Emissionssituation ab. Während im Fall ex ante stattfindender Emissionen realisierte Verwendungsnutzen als Vergleichsmaßstab dienen, sind im Fall a priori untersagter Emissionen entgangene Verwendungsnutzen heranzuziehen. Während im Fall stattfindender Emission Stoffe, denen niedrige Verwendungsnutzen zugeordnet sind, vorrangig untersucht werden sollten, sind es im Fall untersagter Emissionen Stoffe, denen hohe Verwendungsnutzen zugeordnet sind.

In Bewertungen einzelner Stoffe sollten Stoffwirkungen anderer Stoffe Berücksichtigung finden, falls einzelne Wirkungen von mehreren zusammenwirkenden Stoffen abhängen oder durch akzeptable Einzelrisiken inakzeptable Gesamtrisiken generiert werden. Gleichwohl sollten Stoffkombinationen nur berücksichtigt werden, falls das erwartete zu vermeidende zusätzliche Umweltrisiko in Abhängigkeit eines Zusammenwirkens von Stoffen größer ist als das erwartete zu vermeidbare Umweltrisiko

zusätzlich untersuchter Einzelstoffe. Abschätzungsunsicherheiten blieben in diesem Kontext unberücksichtigt.

5 Delegationsprobleme im Kontext gegebener Abschätzungsunsicherheiten

Die politische Instanz delegiert, wie im Verfahrensmodell bereits beschrieben wurde, Abschätzungen von Wirkungs- und Expositionskonzentrationen an naturwissenschaftliche Experten. Der Einfachheit halber wird von einer „naturwissenschaftlichen Instanz“ ausgegangen. Das heißt, naturwissenschaftliche Experten werden als homogene Gruppe betrachtet⁴⁶.

Das Vorgehen der naturwissenschaftlichen Instanz wird von zwei Einflussgrößen bestimmt. Das ist zum einen die naturwissenschaftliche Vorgehensweise per se. Das ist die naturwissenschaftliche Informationsbeschaffung, um die gesuchten Konzentrationen abzuschätzen. Zum anderen hängt das Vorgehen der naturwissenschaftlichen Instanz von politischen Zielvorgaben ab, das heißt, vom Umfang des erteilten Auftrages.

Im Folgenden werden Aspekte von Delegationsentscheidungen im Kontext des Grenzwertsetzungsprozesses aufgegriffen und untersucht. Die Analyse umfasst als Bestandteil des Delegationsprozesses die Beschreibung wissenschaftlicher Vorgehensweise. Fokus der betrachteten Vorgehensweise ist das Festlegen von Konzentrationen bei gegebenen „Abschätzungsunsicherheiten“. Ziel dieses Kapitels ist es, Auswirkungen naturwissenschaftlicher Abschätzungsunsicherheiten im Grenzwertsetzungsprozess als Delegationsproblem zu fassen.

Eine allgemeine Diskussion naturwissenschaftlicher Vorgehensweisen ist im Rahmen dieser Analyse weder machbar noch erscheint sie sinnvoll. Eine umfassende Analyse würde eine genaue Kenntnis naturwissenschaftlicher Methoden und Vorgehensweisen erfordern. Dies würde den Rahmen dieser ökonomischen Analyse sprengen. Stattdessen werden einzelne Aspekte, welche im Grenzwertsetzungsprozess eine Rolle spielen, herausgegriffen. Zu diesen Aspekten zählen die Verwendung von Extrapolations- und Sicherheitsfaktoren* und Verteilungsannahmen, um Wirkungskonzentrationen abzuschätzen sowie statistische Inferenz.

⁴⁶ In diesem Kontext interessieren naturwissenschaftliche Verfahren, um Konzentrationen abzuschätzen. Interessens- oder Überzeugungskonflikte zwischen naturwissenschaftlichen Experten werden deshalb ausgeblendet. Vgl. hierzu Hirshleifer/Riley (1992, S. 209ff.).

5.1 Charakterisierung des Delegationsproblems

Die politische Instanz kann innerhalb des Grenzwertsetzungsprozesses zwei Verfahrensbestandteile an die naturwissenschaftliche Instanz delegieren:

- die Risikocharakterisierung von Stoffen und
- die Abschätzung von Wirkungskonzentrationen, welche im weiteren Grenzwertsetzungsprozess als Bestandteil eines verbindlich werdenden Umweltqualitätsgrenzwertes in Frage kommen. Diese Konzentrationen werden im Weiteren als Grenzwertempfehlungen bezeichnet.

Ziel einer Risikocharakterisierung ist es, regulierungsbedürftige Stoffe zu identifizieren. Delegiert werden kann sowohl die Abschätzung von Expositions- und Wirkungskonzentrationen als auch die Risikocharakterisierung selbst. Im einen Fall würden einzelne Konzentrationen als Information übermittelt, im anderen Fall eine Einschätzung der Regulierungsbedürftigkeit oder Nicht-Regulierungsbedürftigkeit eines untersuchten Stoffes. Das heißt, der Delegationsumfang beschränkt sich entweder auf die Informationsbeschaffung einzelner Bestandteile der zu treffenden Entscheidung oder schließt die Delegation der zu treffenden Entscheidung mit ein.

Ziel einer Abschätzung von Grenzwertempfehlungen ist es, „kritische“ Belastungsgrenzen in Abhängigkeit der Wirkung festzulegen, um auf diese Weise gerade noch akzeptable Expositions-konzentrationen in Abhängigkeit der Ursache zu bestimmen. Das heißt, es soll eine Expositions-konzentration abgeleitet werden, welche das Eintreten eines spezifischen Effektes ausschließt. Die naturwissenschaftliche Instanz kann zusätzlich Wirkungskonzentrationen ableiten, welche ein politisch vorgegebenes Risiko beinhalten. Unter diesen Bedingungen wird eine sog. Regulierungsschwelle bestimmt.

Die Delegation der Informationsbeschaffung naturwissenschaftlicher Informationen ist effizienter als die Informationsbeschaffung durch die politische Instanz. Die naturwissenschaftliche Instanz verfügt über komparative Vorteile, da sie die Methodenkenntnis, um gewünschte Informationen zu beschaffen und gegebenenfalls zu verarbeiten, bereits erworben hat und in der Anwendung erfahrener sein dürfte als die politische Instanz. Da die Komplexität der zu beschaffenden Information naturwissenschaftliche Werturteile erfordert, beinhaltet die Delegation der Informationsbeschaffung zugleich eine Delegation eines Teiles der Informationsbewertung.

Im Folgenden werden die „Kosten“ naturwissenschaftlicher Informationsbewertung näher beleuchtet.

Kosten lassen sich in diesem Zusammenhang als „Risiken“, das jeweils angestrebte Ziel zu verfehlen, qualifizieren. Dieser Kostenbegriff unterscheidet sich also vom bisher verwendeten Kostenbegriff. Zielverfehlungen bedeuten, dass

- regulierungsbedürftige Stoffe als nicht regulierungsbedürftig oder nicht regulierungsbedürftige Stoffe als regulierungsbedürftig bewertet werden,
- Umweltqualitätsgrenzwerte „zu hoch“ oder „zu niedrig“ festgesetzt werden.

Der Einsatz naturwissenschaftlicher Verfahren für regulatorische Zwecke per se birgt aufgrund gegebener Abschätzungsunsicherheiten ein inhärentes Verfahrensrisiko. Es ist deshalb von Interesse, wie die naturwissenschaftliche Instanz Informationen bereitstellt und anhand welcher Kriterien Bewertungen durch die naturwissenschaftliche Instanz vorgenommen werden. Akzeptiert die politische Instanz die naturwissenschaftliche Bewertung, akzeptiert sie zugleich verfahrensbedingte Risiken. Akzeptiert die politische Instanz naturwissenschaftliche Bewertungskriterien nicht, gibt es zwei Möglichkeiten. Entweder müssen naturwissenschaftliche Informationen durch die politische Instanz bewertet werden oder der Delegationsauftrag ist zu präzisieren.

Ein zusätzliches „Risiko“ entsteht, falls das Verhalten der naturwissenschaftlichen Instanz nicht nachvollziehbar ist. Für die politische Instanz besteht das Problem, die naturwissenschaftliche Vorgehensweise nicht oder nur zu hohen Kosten beobachten zu können. Die Delegation an die naturwissenschaftliche Instanz kann als Prinzipal-Agenten-Beziehung charakterisiert werden. Wesentlich für das Prinzipal-Agenten-Problem sind asymmetrisch verteilte Informationen (Schweizer 1999, Ross 1973, S. 138). Asymmetrische Information wird im Zusammenhang mit der Frage eines festzusetzenden Nachweisstandards untersucht.

Um die Effizienz einer Delegation der Informationsbewertung beurteilen zu können, werden naturwissenschaftliche Verfahren, welche Umweltqualitätsgrenzwerte naturwissenschaftlich begründen, genauer untersucht. Die folgende Darstellung bezieht humanbezogene und ökosystembezogene Schutzgüter ein. Im Mittelpunkt der Betrachtung stehen Abschätzungsunsicherheiten sowie naturwissenschaftliche Verfahren des Umgangs mit Unsicherheiten.

5.2 Naturwissenschaftliche Grenzwertempfehlungen

Ausgangspunkt der folgenden Darstellung sind naturwissenschaftliche Grenzwertempfehlungen. Zuerst wird dargestellt, welche Ausprägungen diese Grenzwertempfehlungen in Abhängigkeit von Schutzgütern annehmen. Anschließend werden Abschätzungsunsicherheiten und ihre Konsequenzen für die naturwissenschaftliche Grenzwertempfehlung aufgezeigt.

5.2.1 Menschenbezogene und ökosystembezogene maximale Konzentrationen

Im Gesundheitsschutz werden für menschliche Individuen häufig „duldbare Körperdosen“ bestimmt. Duldbare Körperdosen firmieren unter den Bezeichnungen ADI (*Acceptable Daily Intake*) oder DTA (Duldbare Tägliche Aufnahmerate), TDI (*Tolerable Daily Intake*), MRL (*Minimum Risk Level*), Referenzdosen oder Referenzkonzentrationen (Gundert-Remy 1997, S. 157; Felter/Dourson/Patterson 1998, S.12ff.). Diese Konzepte sind nicht deckungsgleich. Das ADI-Konzept beispielsweise bezieht sich auf die Aufnahme von Schadstoffen in Lebensmitteln und ist als lebenslange tägliche Aufnahme definiert, die nach dem Stand verfügbaren Wissens kein erkennbares Risiko darstellt. Es geht davon aus, dass Rückstände nur begrenzte Zeit im Körper verbleiben. Diese Werte beziehen sich auf die gesamte zulässige Konzentration/Dosis, die den exponierten Schutzobjekten zugemutet wird. Die avisierten maximal zulässigen Expositionskonzentrationen erfassen denjenigen Anteil dieser duldbaren Körperdosis, der durch die unterstellte Nutzungssituation im regulatorischen Kontext erfasst wird. Auf europäischer Ebene findet sich die Bezeichnung PNAEL (*Predicted No Adverse Effect Level*) für naturwissenschaftlich bestimmte Expositionskonzentrationen/Dosen. Der Wert PNAEL repräsentiert die „beste“ wissenschaftliche Schätzung der Dosis- oder Expositionskonzentration, die in Abhängigkeit des zugrunde gelegten Eintragspfades und Regimes zu keinen nachteiligen Effekten bei exponierten Menschen führt (und keinen Sicherheitsfaktor enthält) (ECETOC Technical Report No. 68 1995, S.47f.).

Im Ökosystemschutz werden MRL (*Maximal Risk Level*)- Werte diskutiert. Diese Werte stellen Konzentrationen dar, die gewährleisten, dass 95 % der Spezies in einem Ökosystem nicht beeinträchtigt werden⁴⁷. Im Unterschied zum Menschenschutz liegt der Schwerpunkt nicht auf dem Schutz einzelner Organismen. Im europäischen Wasser-

⁴⁷ Dieser Wert entspricht dem Environment Concern Level der us-amerikanischen Umweltbehörde EPA.

schutz werden PNEC-Werte als Bewertungsgrundlage herangezogen. PNEC (*Predicted No Effect Concentrations*) geben die aus Wirkungsdaten abgeleitete unschädliche Konzentration eines Stoffes in der Umwelt an. Zur Bewertung von Chemikalien in Gewässern wird auch die Bezeichnung Maximal Tolerierbare Konzentration verwendet.

Die übliche Vorgehensweise, um diese Werte abzuleiten, besteht darin, anhand experimentell festgestellter Nicht-Wirkungs-Konzentrationen auf PNEC-Werte oder Duld-bare Körperdosen zu schließen. Nicht-Wirkungs-Konzentrationen sind mit biologischen Wirkungsschwellen nicht identisch; sie hängen vom experimentellen Aufbau ab und können auch für stochastische Wirkungen abgeleitet werden. Wirkungsschwellen werden als NO(A)EC / NO(A)EL (*No Observed (Adverse) Effect Concentration / No Observed (Adverse) Effect Level*) bezeichnet und können sich auf humanbezogene toxi-kologische oder ökotoxikologische Größen beziehen. Diese Werte beschreiben die maximale Konzentration oder Dosis eines Stoffes, bei dem gerade noch kein Effekt beobachtet werden kann. Die Weltgesundheitsorganisation versteht unter NOAEL die höchste Konzentration oder Menge einer Substanz, ermittelt in einem Experiment oder über Beobachtung, die keine feststellbare adverse Veränderung in Morphologie, funkti-onaler Kapazität, Wachstum, Entwicklung oder Lebensdauer im untersuchten Organismus unter definierten Expositionsbedingungen herbeiführt (WHO 1979). Alternativ werden LO(A)EC/-L-Werte (*Lowest Observed (Adverse) Effect Concentration/ - Level*) verwendet, welche die niedrigste Konzentration/Dosis angeben, bei welcher ein Effekt zu beobachten ist.

Diese Werte werden experimentell festgestellt und basieren auf Experimenten, statisti-schen Verfahren und auf Erfahrungswissen begründeten Expertenurteilen. Sie werden für *messbare* Bezugspunkte erhoben. Um von messbaren Bezugspunkten auf die gesuchten Bezugspunkte „menschliche Gesundheit“ oder „Ökosystem“ zu schließen, sind weitere Schritte notwendig.

Die Diskrepanz zwischen messbaren und relevanten Bezugspunkten ergibt sich aus ver-schiedenen Gründen. Im Gesundheitsschutz würden vermutlich epidemiologische Studien zu größter Klarheit führen, um Stoffwirkungen zu testen. Allerdings würde dies voraussetzen, Menschen jenen Gesundheitsrisiken auszusetzen, welche gerade vermie-den werden sollen. Im Kontext von Umweltqualitätszielen, deren Intention gerade die Vermeidung des Auftretens bestimmter Effekte ist, ein aus ethischer Sicht äußerst strit-

tiges Unterfangen. Aus ethischer Sicht ist es deshalb geboten, einen relevanten Bezugspunkt durch ethisch unbedenklichere Substitute zu ersetzen. Im Ökosystemschutz besteht das Problem, geeignete Bezugspunkte festzulegen, welche als Indikator für das Verletzen von Schutzziele herangezogen werden können und gleichzeitig diejenigen Spezies zu identifizieren, welche geeignete Bezugspunkte repräsentieren.

Das heißt, Nicht-Wirkungs-Konzentrationen werden gerade nicht für die gegebenen Schutzobjekte bestimmt. Sie beziehen sich auf Konzentrationen im Tierversuch (Gesundheit) oder werden unter Laborbedingungen für wenige ausgesuchte Spezies eines Ökosystems (Ökosystem) ermittelt. Diese Nicht-Wirkungs-Konzentrationen werden verwendet, um auf Konzentrationen für die relevanten Schutzobjekte unter realen Bedingungen zu schließen. Diese Abschätzungen sind zwangsläufig mit Unsicherheiten verbunden.

5.2.2 Abschätzungsunsicherheiten

Die nachfolgende Tabelle gibt einen kursorischen Überblick über Abschätzungsunsicherheiten, die in der toxikologischen und ökotoxikologischen Wirkungsabschätzung diskutiert werden und die naturwissenschaftliche Grenzwertempfehlung beeinflussen.

Wissenschaftliche Unsicherheit bei der Abschätzung naturwissenschaftlich begründeter Konzentrationen/Dosen	
Humantoxikologie	Ökotoxikologie
Übertragung von Wirkungskonzentrationen auf Nicht-Wirkungs-Konzentrationen (Bsp.: LOAEL* zu NOAEL*)	Verschiedenheit der Ergebnisse von Mono-Spezies-Tests und Multi-Spezies-Tests auf Ökosystemebene
Verschiedenheit von akuten auf chronischen / kurz- auf langfristige Wirkungen	Verschiedenheit von akuten auf chronischen / kurz- auf langfristige Wirkungen
Tierdaten als Ausgangsbasis der Bewertung	Empfindlichkeitsunterschiede innerhalb einer Tierart, zwischen den Tierarten
Empfindlichkeitsunterschiede innerhalb einer Tierart, zwischen den Tierarten	Unterschiede zwischen Labor- und Feldbedingungen
Übertragung von Tierdaten auf Menschen	von direkten zu indirekten Effekten
Empfindlichkeitsunterschiede zwischen Menschen	Einfluss verschiedener Extrapolationspfade
Einfluss verschiedener Extrapolationspfade	Notwendigkeit zeit- und/oder raumübergreifender Betrachtungen
Probleme, Wirkungen niedriger Konzentrationen/Dosen zu messen	
Unterschiede in den Wirkungen einzelner Stoffe und Kombinationen von Stoffen	
Unterschiedliche Ernährungsgewohnheiten und Lebensweisen	
Quellen: Smith (2002, S. 2286), Europäische Kommission (1996, S. 328), Smrček/Zeeaman (1998, S. 63ff.), Kalberlah/Schneider (1998, a.a.O.), Lehman/Fitzhugh (1954, S. 34)	

Tabelle 2 Abschätzungsunsicherheiten

Die in der Tabelle dargestellten Abschätzungsunsicherheiten beziehen sich auf unterschiedliche Arten von Unsicherheiten. Ausgehend von Nicht-Wirkungs-Konzentrationen werden diese Unsicherheiten der Grenzwertsetzung folgendermaßen unterschieden:

- Fehlende Daten des zu bewertenden Bezugspunktes (menschliche Gesundheit) bzw. Unsicherheit der zu bewertenden Endpunkte, um ein Schutzziel zu sichern und infolgedessen Unsicherheit bei der Bestimmung zu messender Bezugspunkte (Ökosystem).
- Unsichere Zusammenhänge zwischen gemessenen Bezugspunkten und zu bewertenden Bezugspunkten.
- Unsicherheiten hinsichtlich der gewonnenen Daten.

Abschätzungsunsicherheiten können zugleich verschiedenen Ursachen zugeordnet werden (vgl. Suter 1993, S. 29). Unterschieden werden inhärente Stochastik, Spezifikations- und Messfehler.

Mit inhärenter Stochastik wird die nicht reduzierbare Zufälligkeit als Charakteristikum des Systems beschrieben. Auf menschliche Gesundheit bezogen, bezieht sich inhärente Stochastik auf natürliche Variabilität. Diese ist durch zusätzliche Informationsbeschaffung nicht zu beseitigen. Zum Beispiel können gesunde Erwachsene mittleren Alters mit ähnlichen Gewohnheiten auf eine gegebene Exposition unterschiedlich reagieren, obwohl sie relativ zu anderen Bevölkerungsgruppen eine homogene Gruppe bilden. Inhärente Stochastik wird im Weiteren vernachlässigt.

Spezifikationsfehler können als Modellierungs-Unsicherheit beschrieben werden. Sie entstehen, falls fehlerhafte Ursache-Wirkungs-Beziehungen oder Dosis/Konzentrations-Wirkungs-Beziehungen zugrunde gelegt werden oder in der Einschätzung dieser Zusammenhänge wichtige Einflussvariablen vergessen werden. Beispielsweise sind zwischen Bevölkerungsgruppen Empfindlichkeitsunterschiede möglich. Ein besonders drastisches Beispiel dürfte das Schlafmittel Thalidomid abgeben. Während Erwachsene ein unschädliches Schlafmittel konsumieren, wirkt es bei Ungeborenen teratogen (Missbildungen hervorrufend).

Messfehler beziehen sich auf Fehler bei der experimentellen Gewinnung von Daten. Experimentell bestimmte toxikologische Werte hängen von der im Experiment verwendeten Gruppengröße, der Sensitivität der Messmethode und dem Abstand zwischen den Dosen ab (Edler et al. 2002, S. 294). Die Höhe des ökotoxikologischen NOEC-Wertes ist eine Funktion der Abstände in der Verdünnungsfolge, der Zahl der Parallelen, die die Signifikanz bestimmen, der Sorgfalt des Experimentators und der angewandten Statistik (Steinhäuser 1996, S.25). Beispielsweise nimmt die Sensitivität mit ansteigender Gruppengröße der Stichprobe zu und die resultierende Nicht-Wirkungs-Konzentration wird kleiner; das heißt, je kleiner die Gruppengröße um so eher wird eine biologische Wirkungsschwelle überschätzt. Je sensitiver die eingesetzte Messmethode, desto niedriger wird der NOEL-/NOEC-Wert sein. Das heißt, je weniger sensitiv die eingesetzte Messmethode, um so eher wird die Konzentration zu hoch geschätzt. Hinzu treten zufällige Fehler in Abhängigkeit von Versuchsaufbau und verwendeter Methodik.

Während inhärente Stochastik unabhängig von naturwissenschaftlichen Verfahrenswegen existiert, können Spezifikations- und Messfehler als Verfahrensrisiken bezeichnet werden. Zufällige Fehler sind dem naturwissenschaftlichen Verfahren inhärent.

Es stellt sich jedoch die Frage, was in diesem Zusammenhang unter Sicherheit zu verstehen ist. Sind Wirkungskonzentrationen sicher im Sinne eines vollständigen Schutzes oder sind Wirkungskonzentrationen korrekt? In der englischsprachigen Literatur werden diese unterschiedlichen Bedeutungen durch „*safety*“ und „*sureness*“ ausgedrückt.

Auf menschliche Gesundheit bezogen, kann eine Konzentration als sicher (*safe*) bezeichnet werden, wenn kein Effekt auftritt. Werden maximale Bevölkerungsrisiken definiert, bedeutet dies, dass mögliche Wirkungen bei einzelnen Individuen auftreten können. In diesem Fall ist die korrekte (*sure*) Abschätzung einer Konzentration gesucht, welche dieses Bevölkerungsrisiko abbildet: beispielsweise die korrekte Abbildung der Wahrscheinlichkeit, dass ein bestimmter Anteil einer gegebenen Bevölkerungszahl innerhalb ihres Lebens den untersuchten Effekt erleidet. Angesichts fehlender Informationen über (öko-)toxikologische Zusammenhänge weist Sicherheit eine weitere Bedeutung auf: Das Vertrauen naturwissenschaftlicher Experten in ihre eigene Schätzung.

Sicherheit kann nicht unabhängig vom zugrunde gelegten Schutzziel, dem Delegationsauftrag, und dem Delegationsumfang betrachtet werden. Unterstellt man beispielsweise als politischen Auftrag die vollständige Vermeidung von Effekten, können nur Wirkungen, für die biologische Schwellen existieren, gemeint sein. Aber auch biologische Schwellen können experimentell nicht bewiesen werden (Edler et al. 2002, S. 292). Es wird deshalb kein absoluter biologischer Schwellenwert bestimmt, sondern eine aus Expertensicht akzeptable Schwelle.

Ein weiteres Beispiel bezieht sich auf stochastische Wirkungen. Zumeist wird für genotoxische Wirkungen von politischer Seite eine Inzidenz von 1 zu 100000 oder 1 zu 1000000 gefordert. Die Inzidenz des in Tierstudien aufzeigbaren Risikos liegt jedoch bei ungefähr 1 zu 20 (Edler et al. 2002, S. 303). Wird das Schutzziel auf diese Weise vorgegeben, sind zusätzliche Expertenurteile notwendig. Das politisch geforderte Schutzziel lässt sich ausschließlich mittels Extrapolation experimenteller Daten in Wirkungskonzentrationen transformieren.

Die oftmals geforderte Trennung zwischen objektiver naturwissenschaftlicher Datensammlung und subjektiver politischer Bewertung lässt sich angesichts der Komplexität zu bewertender Daten nicht durchhalten. Vielmehr ist zu fragen, welche Expertenurteile

naturwissenschaftlich und welche politisch motiviert sind, um zu Grenzwertempfehlungen zu gelangen.

5.2.3 Naturwissenschaftlich begründete Grenzwerte

Die Abschätzung von PNEC-Werten oder duldbaren Körperdosen auf der Grundlage experimentell festgestellter Nicht-Wirkungs-Konzentrationen basiert im Wesentlichen auf der Anwendung standardisierter Vorgehensweisen. Die verwendeten Standards beziehen sich auf zugrunde gelegte

- Verteilungsannahmen oder
- Faktoren.

Diese werden abhängig von stochastischen oder deterministischen Wirkungen und berücksichtigten Schutzgütern angewandt. Stochastische Wirkungskonzentrationen werden mittels Verteilungsannahmen bestimmt, deterministische Wirkungen mittels Faktoren.

Faktoren und Verteilungsannahmen werden auf experimentell bestimmte Nicht-Wirkungs-Konzentrationen angewendet. Diese werden aus Gründen der statistischen Messbarkeit relativ zur prognostizierten menschlichen Exposition sehr hohen Dosen ausgesetzt. Eine gebräuchliche ökotoxikologische Vorgehensweise ist die Verwendung von Testdaten einzelner weniger Spezies der trophischen Stufen als Surrogate für die Spezies des gesamten Ökosystems und die Anwendung von Faktoren⁴⁸. Auf die niedrigste Testkonzentration werden Sicherheits-/Unsicherheitsfaktoren angewandt (Suter 1993, S. 192; Smrček/Zeeman 1998, S. 62ff. & Lit.; Smith 2002, S. 2286ff.). Das heißt, aus Labordaten von Single-Spezies wird auf ein Multi-Spezies-Ökosystem geschlossen (Europäische Kommission 1996 Bd. II, S. 328).⁴⁹

Alternativ wird die Anwendung von Verteilungen diskutiert. Um in Labortests festgestellte Wirkungen auf die Feldsituation zu extrapolieren, werden langfristige Toxizitätsdaten weniger Spezies aus Labortests an angenommene Verteilungsfunktionen der Artenempfindlichkeit wie beispielsweise die log-normale, die log-logistische oder die

⁴⁸ Vorschläge für ein minimales Datenset für Risikoabschätzungen für Frischwasser finden sich bspw. bei Fawell/Hedgcock 1996, S. 116 und der dort angegebenen Literatur.

⁴⁹ Die vier trophischen Stufen sind Destruenten (Bakterien), Primärproduzenten (Algen), Primärkonsumenten und Sekundärkonsumenten.

log-triangularäre Funktion angepasst. Die resultierende Kurve wird verwendet, um die Konzentration abzuschätzen, bei der die meisten Spezies (95%) eines Ökosystems als geschützt eingeschätzt werden (Stephan et al. 1985; Kooijman 1987; Van Straalen/Dennemann 1989; Aldenberg/Slob 1993, Wagner/Loecke 1991; Europäische Kommission 1996, Bd. II S. 469; Calow/Forbes 1997 S. 807, Smith 2002, S. 2286f.).

In der umweltbezogenen Risikocharakterisierung finden statistische, verteilungsbasierte Verfahren ebenso Anwendung wie die Faktormethode (Suter 1993, S. 192; Solomon 1996 a.a.O.; Calow/Forbes 1997, S. 807). Auf europäischer Ebene werden Faktoren verwendet, um in der aquatischen Wirkungseinschätzung zu einem $PNEC_{\text{Wasser}}$ -Wert zu gelangen (Europäische Kommission 1996 Bd. II, S. 330f.).

Im Gesundheitsschutz finden statistische Extrapolationsmodelle vor allem Anwendung, um stochastische Wirkungen im relevanten Niedrig-Dosis-Bereich abzuschätzen und zu Dosen/Konzentrationen zu gelangen, deren Risiken aus politischer Sicht als zumutbar oder vernachlässigbar bewertet werden (SRU 1999, S. 60 Z. 83; Felter/Dourson/Patterson 1998, S. 16ff.). Das gebräuchlichste mathematische Modell, um zu sehr niedrigen Inzidenzen zu extrapolieren, ist das linearisierte Mehrstufen-Modell (LMS-Modell). Es unterstellt im Niedrig-Dosis-Bereich eine lineare Dosis-Wirkungs-Beziehung.

Wird die Existenz eines Schwellenwertes angenommen, findet die Faktormethode Anwendung (vgl. Edler et al. 2002, S. 294ff.): Die experimentelle Nicht-Wirkungs-Konzentration wird durch einen Faktor dividiert. Dieser Faktor besteht aus Einzelfaktoren, welche multiplikativ zu einem Gesamtfaktor verknüpft sind:

$$\frac{\text{Nicht - Wirkungs - Konzentration}}{\prod (\text{Einzelfaktoren})} = \text{akzeptierbare Konzentration .}$$

Der Einsatz von Faktoren erfolgt, um die Lücke zwischen messbaren Bezugspunkten und den gesuchten, zu bewertenden Bezugspunkten zu schließen. Faktoren tragen folgenden „wissenschaftlichen Unsicherheiten“ Rechnung:

- Abschätzungssicherheiten des Datensatzes/der Datenlage oder eine unvollständige Datenbasis (vgl. Edler et al. 2002, S. 293, Girling et al. 2000, S. 153),
- Sachverhalte, welche durch wissenschaftlich gesicherte Methoden quantitativ nicht erfassbar sind (Felter/Dourson/Patterson 1998, S.15, ECETOC 1995, S. 12ff.). Zu

diesen Sachverhalten zählen aus toxikologischer Sicht der Schutz empfindlicher Schutzgüter vor irreversiblen Effekten (zum Beispiel Neugeborene), die Schwere des Effektes (Edler et al. 2002, S. 293). Aus ökotoxikologischer Sicht werden das mögliche Vorhandensein toxischerer Umbauprodukte oder die Kenntnis empfindlicherer als die verwendeten Testorganismen als Beispiele genannt (Steinberg/Klein/Brüggemann 1995, S. 14).

Die Bezeichnung der Einzelfaktoren ist in der Fachliteratur nicht einheitlich. Es finden sich die Begriffe Unsicherheitsfaktoren, Korrekturfaktoren, Extrapolationsfaktoren, Sicherheitsfaktoren. Extrapolationsfaktoren, Unsicherheitsfaktoren oder Korrekturfaktoren werden zumeist synonym verwendet, während mit Sicherheitsfaktoren häufig die Gesamtheit der Faktoren beschrieben wird.

Die Zuordnung einzelner Faktoren lässt sich am besten anhand von Beispielen aufzeigen. Der Einsatz von Faktoren wird deshalb zuerst für die Abschätzung von Wirkungskonzentrationen für Stoffe zum Trinkwasserschutz und anschließend zum Schutz aquatischer Ökosysteme aufgezeigt.

Empirisches Beispiel Trinkwasser:

Das gezeigte Beispiel beschreibt die Abschätzung einer duldbaren Körperdosis für Stoffe im Trinkwasser. Die Abbildung verdeutlicht die Verbindung zwischen Bezugspunkt und Faktoren.

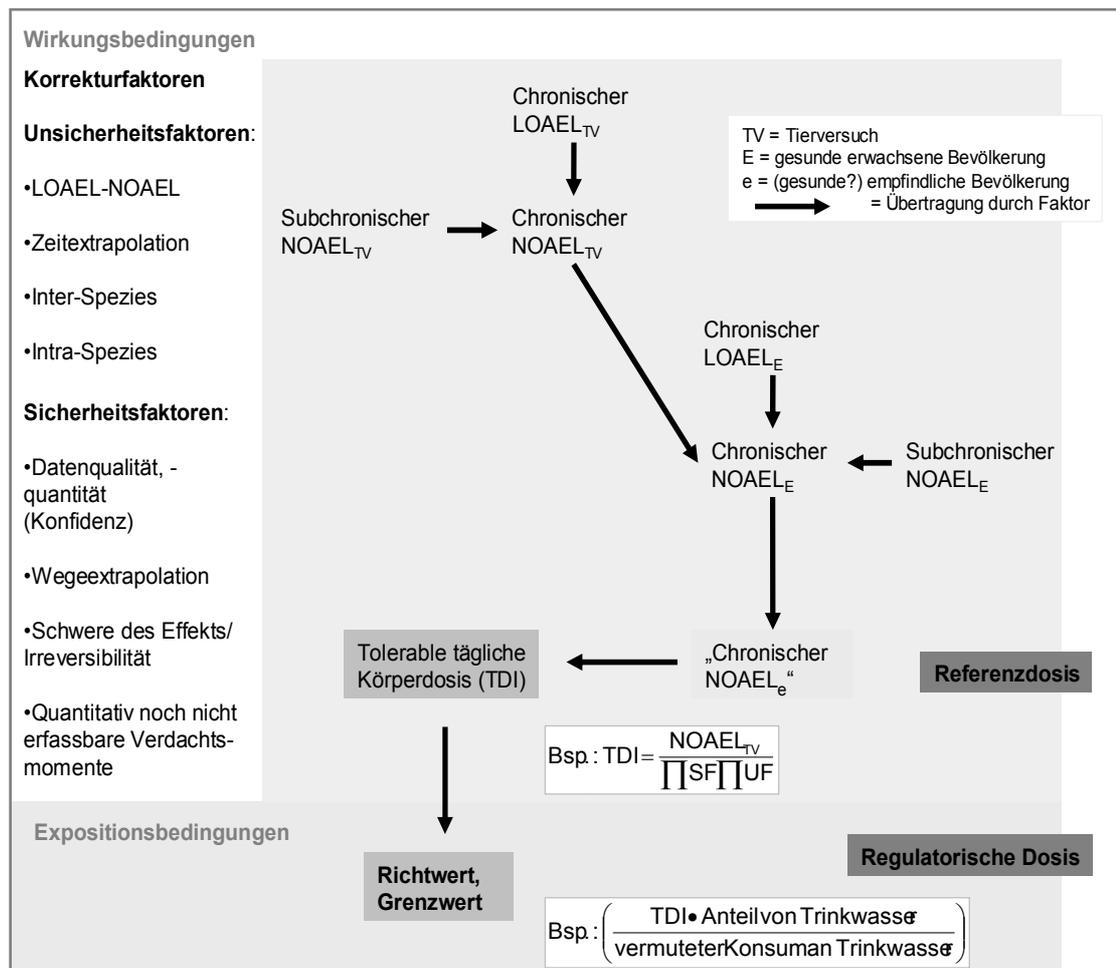


Abbildung 7 Zusammenhang zwischen Faktoreinsatz und Bezugspunkten (eigene Darst.)

Die linke Seite der Abbildung gibt einen Überblick, welche Einflussgrößen durch Faktoren berücksichtigt werden. Es wird deutlich, dass Korrektur-/Unsicherheitsfaktoren angewendet werden, um Aussagen zum gesuchten Bezugspunkt (menschlicher Gesundheit) machen zu können. Beispielsweise sind die ältesten, in toxikologischen Einschätzungen regelmäßig verwendeten Faktoren der Inter-Spezies- und der Intra-Spezies-Faktor*. Die Anwendung des Interspezies-Faktors folgt dem Prinzip, dass eine Gruppe von Menschen im Durchschnitt um ein 10faches empfindlicher auf eine Substanz reagiert als der Durchschnitt der Tiergruppe, in der der NOAEL-Wert bestimmt wurde.

Der Intra-Spezies-Faktor 10 für menschliche Variabilität deckt Empfindlichkeitsunterschiede zwischen einem typischen (durchschnittlichen) Individuum und einem sensitiven Individuum ab und berücksichtigt insofern Unterschiede in der Position der Dosis-Wirkungs-Kurve für ein sensibles Individuum verglichen mit dem Bevölkerungsdurchschnitt (Edler et al. 2002, S. 293; Lehmann/Fitzhugh 1954, S.33f.).

Sicherheitsfaktoren bilden das Vertrauen von Experten in ihre eigene Schätzung ab sowie nicht nachweisbare Verdachtsmomente oder Eigenschaften einzelner Stoffwirkungen. Die Differenzierung in Korrektur-/Unsicherheitsfaktoren (Extrapolationsfaktoren) und Sicherheitsfaktoren reflektiert die oben genannten Ansatzpunkte.

Um von einer duldbaren Körperdosis (im Beispiel: TDI) zu einem Umweltqualitäts-grenzwert zu gelangen, sind Expositionsbedingungen einzubeziehen. Diese Bedingungen sind von Expositionskonzentrationen, um die Regulierungsbedürftigkeit zu bewerten, zu unterscheiden. *Expositionsbedingungen* beziehen sich auf das Schutzgut und erfassen die gesamte Exposition durch einen Stoff, unabhängig vom betrachteten Umweltmedium.

Das folgende Beispiel zeigt die Vorgehensweise der Weltgesundheitsorganisation WHO, um Expositionsbedingungen abzubilden.

$$\frac{\text{NOAEL}}{\prod \text{UF} \prod \text{SF}} = \text{TDI} \Rightarrow$$

$$\frac{\text{TDI} \cdot \text{Körpergewicht} \cdot \text{Proz. Anteil an Trinkwasser}}{\text{tägliches Wasserkonsum}} = \text{empf. Grenzwert (Guidance Value)}$$

Die tolerable tägliche Körperaufnahme TDI stellt die Schätzung der Menge einer Substanz in Trinkwasser dar, die, ausgedrückt in Körpergewichtseinheiten (mg/kg Körpergewicht), täglich über die Lebenszeit (70 Jahre) ohne merkliches (*appreciable*) Gesundheitsrisiko aufgenommen werden kann. Das in die Formel eingesetzte Körpergewicht reflektiert die Auswahl der Schutzobjekte. Die WHO verwendet für Erwachsene einen Standardwert von 60 kg, für Kinder einen Wert von 5 kg bzw. 10 kg. Der prozentuale Anteil an Trinkwasser ist der allozierte Anteil des Trinkwassers am TDI. In Abhängigkeit der geschätzten Exposition durch andere Expositionsquellen können die Werte zwischen 1 und 100 % betragen. Bei begrenzter Information wird ein Standardwert von 10 % des TDI angesetzt. Die Standardwerte für den täglichen Trinkwasserkonsum betragen für Erwachsene 2 Liter, für ein 10-kg-Kind 1 Liter und für ein 5-kg-Kind 0,75 Liter⁵⁰. Da Kinder pro kg Körpergewicht mehr Wasser als Erwachsene trinken, sind sie gegenüber toxischen Substanzen im Wasser überproportional exponiert.

⁵⁰ Paustenbach (1989), S. 76 gibt als Formel für den täglichen Wasserverbrauch = $0,102(\text{Körpergewicht})^{0,7}$ an. Wird diese Formel verwendet, ergeben sich für Kinder niedrigere Werte wie sie beispielsweise von der WHO angesetzt werden.

Das zugrunde gelegte Expositionsszenario wird als „typisches“ Szenario interpretiert (WHO 1998).

Die Europäische Kommission verwendet als standardisierte Expositionswerte 2 Liter/Tag Aufnahmemenge für Erwachsene und den Standardwert 70 kg für das Körpergewicht von Erwachsenen (Europäische Kommission 1996 Bd. I, S. 215). Das heißt, Expositionsbedingungen und Schutzobjekte werden in standardisierter Weise berücksichtigt.

Die Verwendung von Standardvorgaben wird am Beispiel der Abschätzung des Grenzwertes für Nitrat im Trinkwasser konkretisiert:

(Toxikologisch) abgeleitete Trinkwasserstandards für Nitrat		
NOEL von langfristigen Tierstudien und Beobachtungen an Menschen		≈ 1800 mg/kg
Unsicherheitsfaktor Ratte-Mensch		: 500
= ADI		= 3,65 mg/kg
1.	Beitrag Gemüse 70-90 %	2,56 – 3,29 mg/kg
	Trinkwasseranteil	1,09 - 0,36 mg/kg
	Erwachsener 70 kg	76 - 25 mg
	2 Liter Trinkwasser/Tag	38 – 12,5 mg/Liter
2.	1 % ADI	0,0365 mg/kg
	Erwachsener 70 kg	2,5 mg
Toxikologisch abgeleiteter Wert	2 Liter Trinkwasser/Tag	≈ 1,25 mg/Liter
3. EU Grenzwert		50 mg/Liter
Quelle: Greim 2000, S. 109, verändert		

Tabelle 3 Beispiel Nitrat im Trinkwasser⁵¹

Die Abschätzung des Wertes für Nitrat zeigt nicht nur die Verwendung von Faktoren zur Abschätzung eines Schwellenwertes, sondern verdeutlicht zusätzliche zu berücksichtigende Einflussfaktoren. Die bisher diskutierten Faktoren führen zum ADI-Wert*. Da menschliche Gesundheit der zugrunde gelegte Bezugspunkt ist, sind weitere Nitratexpositionen durch andere Ursachen als Trinkwasser zu berücksichtigen.

Die Abweichung zwischen toxikologischem und festgesetztem Wert dürfte jedoch nicht durch unterschiedliche Bewertungen toxikologischer Daten begründet sein. An dieser Stelle soll, als Exkurs, die beobachtete Abweichung kurz diskutiert werden. Ausschlag-

⁵¹ In der EU werden keine Duldbaren Körperdosen abgeleitet. Vgl. auch WHO (1999, 4.3).

gebend dürfte vielmehr gewesen sein, dass die Regulierung von Nitrateinträgen ex post, das heißt, nach Stoffeinträgen, erfolgte. Noch Mitte der neunziger Jahre wies ungefähr ein Fünftel von 4092 untersuchten Quellen in Deutschland Nitratwerte zwischen 25 und 50 mg/Liter auf (EEA 1999, S. 58). Obwohl seit Ende der 80er Jahre im Trend kein weiterer Anstieg der Eintragsraten in Grundwässer zu verzeichnen ist, wird allgemein immer noch ein jährliches Ansteigen der Nitratkonzentrationen im Grundwasser erwartet (EEA 1999, S. 68). Das Erreichen des toxikologischen Schwellenwertes ist faktisch unmöglich. Da die Festsetzung von Umweltqualitätsgrenzwerten bei einer Überschreitung rechtliches Eingreifen erfordert, hätten sämtliche Grundwässer saniert werden müssen. Die Sanierungskosten dürften, soweit eine Sanierung in diesem Umfang möglich ist, Vermeidungskosten durch das Mischen von Wässern bei weitem übersteigen. Kurzfristig hätten alle Brunnen mit erhöhten Umweltqualitätsgrenzwerten geschlossen werden müssen.

Empirisches Beispiel Ökosystemschutz:

Die Anwendung des Faktoransatzes im Ökosystemschutz wird am Beispiel der standardisierten Vorgaben der Wasserrahmenrichtlinie WRRL zur Ableitung von Umweltqualitätsnormen zum Schutz aquatischer Ökosysteme und aquatischer Biota aufgezeigt.

AQUATISCHE UMWELT			
In der Wasserrahmenrichtlinie verwendete standardisierte Vorgaben für die Verwendung von Faktoren zum Schutz aquatischer Ökosysteme / aquatischer Biota			
	standardisierter Wert	Ausgangsbedingung	
1)	x1000 (grds. >100)	zumindest jeweils eine akute L(E)C ₅₀ von drei trophischen Ebenen des Grundbestandes (Fisch, Daphnie, Alge)	Ableiten von Umweltqualitätsnormen zum Schutz aquatischer Biota, WRRL, Anhang XI, Nr. 1.2.6
2)	x100	eine chronische NOEC (Fisch, Daphnie oder für salzhaltiges Wasser repräsentativer Organismus)	Ableiten von PNEC _{Wasser} -Werten zum Schutz aquatischer Ökosysteme, Europäische Kommission (1996, S. 330f.)
3)	x50	zwei chronische NOECs von Arten, die zwei trophische Ebenen darstellen	Vgl. Swanson/Vighi (1998, S. 82) zu einem Konzept auf der Basis des Faktor 10
4)	x10	Chronische NOECs von mindestens drei Arten, die drei trophische Ebenen darstellen	
Der jeweils niedrigste verfügbare NOEC (<i>no observed effect concentration</i>) der untersuchten Spezies wird verwendet. Deckelung, wenn NOEC nicht für die Spezies des trophischen Levels mit dem niedrigsten L(E)C ₅₀ im Kurzzeittest abgeleitet wird. (Europäische Kommission, 1996 S.330ff.)			
Veränderung der standardisierten Werte			
Begründung mittels Evidenz-Konzept. (Europäische Kommission 1996, S.330ff.) Einbezug von Daten zur Persistenz und Bioakkumulation oder Ergebnissen aus Feldversuchen, falls die abschließende Evaluierung durch Gutachter zusätzliche Aspekte aufwirft. (WRRL, Anhang XI, Nr. 1.2.6) Verwendung eines zusätzlichen einzelfallbezogenen Faktors (1-10).			
Zusätzliche in der Literatur diskutierte Faktoren			
	x100	Expositionsverhalten: (Wirkungseinschätzung für Mikroorganismen (PNEC _{micro-organism}))	Europäische Kommission (1996, S.332ff.)
	x10	Modellunsicherheiten: wenn toxischere Umbauprodukte möglich sind oder empfindlichere als die vorgeschriebenen Testorganismen bekannt sind.	Steinberg/Klein/Brüggemann 1995, S. 14 (Zu Pro und Contra vgl. Fawell/Hedgcock 1996, S. 119)
Nachrichtlich: OECD- Methode (OECD 1996)			
1000	Niedrigster akuter LC50 oder QSAR-Schätzung für akute Toxizität		
100	Niedrigster akuter LC50 oder QSAR-Schätzung für wenigstens Alge, Krustentier und Fisch		
10	Niedrigster chronischer NOEC oder QSAR-Schätzung für wenigstens Alge, Krustentier und Fisch (mikrotoxische Daten erlaubt)		

Tabelle 4 In der Wasserrahmenrichtlinie verwendete Faktoren zum Schutz aquatischer Ökosysteme und Biota

Auf diese Zuordnung wird in der ökotoxikologischen Risikoabschätzung zurückgegriffen, um PNEC-Werte für aquatische Effekte abzuleiten (OECD 1995, Sektion 7; Europäische Kommission 1996)⁵².

Die Beispiele zeigen, dass der Einsatz von Faktoren unterschiedliche Werturteile beinhaltet. Diese Werturteile sind nicht zwangsläufig politische delegierte Bewertungen von Informationen, sondern beinhalten ebenso naturwissenschaftliche Werturteile. Naturwissenschaftliche Grenzwertempfehlungen ausschliesslich durch gesammelte Daten zu begründen, ist, wie gezeigt wurde, faktisch unmöglich.

In der naturwissenschaftlichen Fachliteratur findet sowohl für toxikologische als auch für ökotoxikologische Faktoren eine Diskussion statt, welche Faktoren durch naturwissenschaftliche oder politische Entscheidungsträger bestimmt werden sollten (vgl. NRC 1994, S. 28,30; Felter/Dourson/Patterson 1998, S. 15; Kalberlah/Schneider 1998, S. 143; Suter/Efroymson 1997, S. 819; Roman/Isnard/Jouany 1999, S.117). Teilweise wird die Bewertung der naturwissenschaftlichen Einschätzung anheim gestellt, teilweise der politischen Instanz zugeordnet. Teilweise wird eine Abwägung allgemeinen wissenschaftlichen Wissens und politischer Beurteilungen gefordert. Diskutiert werden sowohl Anwendungsbedingungen unterschiedlicher Faktoren als auch ihre Höhe.

Einzelne Faktoren lassen sich demnach unterschiedlichen Sachverhalten zuordnen:

- Korrekturfaktoren (Extrapolationsfaktoren) beziehen sich auf datengestützte Versuchsergebnisse und substituieren zusätzliche Informationsbeschaffungsmaßnahmen durch Faktoren. Unvollständige Daten liegen vor, falls die experimentell gegebene Nicht-Wirkungs-Konzentration im Tierversuch nicht der gesuchten Konzentration im Tierversuch entspricht. Meist fehlen chronische Daten, um Langzeiteinwirkungen zu erfassen (Girling et al. 2000, S. 153). In der Regel liegen akute Daten vor oder es muss von einem LOAEL-Wert ausgegangen werden (Dourson/Stara 1983, S.226; Edler et al. 2002, S. 292f.). Das heißt, Korrekturfaktoren gleichen proportionale Unterschiede zwischen Daten verschiedener Kategorien aus.

⁵² Vgl. Teil II Abschnitt 3.3.1 des Technischen Leitfadens zur Richtlinie der Kommission 93/67/EWG über die Bewertung des Risikos von neuen notifizierten Stoffen und der Verordnung der Kommission (EG) Nr. 1488/94 über die Bewertung des von Altstoffen ausgehenden Risikos (Europäische Kommission 1996 Bd. II).

- Unsicherheitsfaktoren (Extrapolationsfaktoren) quantifizieren naturwissenschaftliches Erfahrungswissen. Die Extrapolation von Tierversuchsdaten auf menschliche Reaktionsweisen ist ebenso unumgänglich wie die Transformation der Ergebnisse von Einzel-Spezies-Labordaten auf natürliche Gemeinschaften. Unabhängig von der Höhe des Faktors, erfordert das Auseinanderklaffen von experimentell bestimmbar und für die Grenzwertsetzung relevantem Bezugspunkt zusätzliche Bewertungen.
- Sicherheitsfaktoren stellen einen Sonderfall dar. Sie drücken einerseits eine Bewertung der Konfidenz in die wissenschaftliche Abschätzung aus. Andererseits werden durch ihre Verwendung wirkungsspezifische Bewertungen wie die Irreversibilität oder Schwere eines Effektes berücksichtigt.

Die Verwendung von Extrapolationsfaktoren ist eine standardisierte Vorgehensweise, um Wirkungskonzentrationen abzuschätzen.

Die Höhe des verwendeten Gesamtfaktors für die Ableitung eines PNEC-Wertes ergibt sich in Abhängigkeit vorhandener Information wie der Anzahl der getesteten Arten, akuter oder chronischer Toxizitätsergebnisse (Mathes 1997, S. 18). Die Höhe des Gesamtfaktors für die Abschätzung gesundheitsbezogener duldbarer Körperdosen hängt von der getesteten Spezies, akuten oder chronischen Toxizitätsergebnissen, vom vorgegebenen Schutzzumfang und von exponierten Personengruppen ab.

Abschließend sollen einige Ergebnisse naturwissenschaftlicher Forschung hinsichtlich der Anwendung verschiedener Verfahren vorgestellt werden. Sie geben Hinweise für mögliche Anwendungsbereiche unterschiedlich „zuverlässiger“ Verfahren.

Roman, Isnard und Jouany (1999) führten auf ökotoxikologischer Ebene einen Vergleich statistischer Methoden mit der Faktormethode anhand der Kriterien Präzision und Robustheit (Stabilität des Ergebnisses) durch.⁵³ Die statistischen Methoden schneiden nach dieser Untersuchung besser ab als die Faktormethode, wenn die Nicht-Wirkungs-Konzentration stabil bleiben und mit steigender Untersuchungszahl präziser werden soll. Die Faktormethode ist, vor allem bei Verwendung akuter Daten, ungenau; sie ist dennoch die präferierte Methode, wenn wenige Daten zur Verfügung stehen (weniger als 5 chronische Werte). Alle Verfahren erreichen, im Durchschnitt, ihr

⁵³ Vgl. auch Girling et al. (2000).

angestrebtes Schutzniveau. Das Ergebnis einer durchschnittlichen Übereinstimmung der abgeschätzten Konzentrationen findet sich auch in anderen Untersuchungen (Fawell/Hedgecote 1996, S. 118; Forbes/Forbes 1994).

Auf humantoxikologischer Ebene ergeben sich ähnliche Ergebnisse. Beispielsweise wurde in post hoc Studien die Validität der Faktors 100 für die Berücksichtigung von Intra-Spezies- und Inter-Spezies-Variabilität überprüft. Die derzeitige Einschätzung geht dahin, den Wert 100 als allgemeinen Standard (*general default*) zu verstehen, der auf sehr unterschiedliche stoffliche Zusammensetzungen, die sehr heterogene toxikodynamische und toxikokinetische Eigenschaften aufweisen, anwendbar ist. In den Studien wurden verschiedene Situationen, in Abhängigkeit verschiedener Effekte, identifiziert, in denen die Faktoren zu niedrig aber auch zu exzessiv waren (Dourson/Stara 1983; Renwick/Lazarus 1998; Dourson et al. 2001, Edler et al. 2002, S. 393 & Literaturhinweise). Der derzeitige wissenschaftliche Kenntnisstand lässt mangels epidemiologischer Daten keine Antwort zu, wie viele der aus Tierstudien abgeleiteten akzeptablen Konzentrationen die menschliche Gesundheit zu sehr schützen, das heißt, als Fehlentscheidung die Konzentration zu niedrig abgeschätzt wird (Dourson et al. 2001, S. 253). Unterschiede fanden sich zudem in Abhängigkeit der untersuchten Wirkungen (Dourson et al. 2001, S. 251, Edler et al. 2002, S. 394).

Ein zusätzlich verwendetes Kriterium, aus naturwissenschaftlicher Sicht die Effizienz eines Verfahrens zu messen, ist das Kriterium der statistischen Sicherheit. Es gibt die Prozentzahl der Stoffe an, für die sich die Standardfaktoren als adäquat, das heißt, als schützend erwiesen haben (Kalberlah/Schneider 1998, S.7). Auch nach diesem Kriterium unterscheiden sich die Verfahren nicht wesentlich.

In diesen Untersuchungen bleiben die Größenordnung der Fehleinschätzung und die Bewertung der resultierenden Konsequenzen (für einzelne Substanzen und Wirkungen und die Gesamtheit) unberücksichtigt. Dem (öko-)toxikologischen Risikobegriff entsprechend, orientiert sich die naturwissenschaftliche Bewertung der Verfahren am Erwartungswert der Anzahl der Über- und Unterschätzungen.

5.3 Faktoren und Verteilungsannahmen als Bestandteil des Delegationsproblems

Die Abschätzung von Wirkungskonzentrationen, um Umweltqualitätsgrenzwerte zu etablieren, basiert auf der Annahme, dass bei erwarteter Expositionskonzentration mit

Wirkungen bzw. mit inakzeptablen Umweltrisiken zu rechnen ist. Die Abschätzung der Wirkungskonzentration bezieht sich daher auf die Bestimmung „unbedenklicher“ Schwellenkonzentrationen⁵⁴.

Die Beschreibung des Faktoransatzes zeigte, dass empirisch die Festsetzung einzelner Faktoren sowohl naturwissenschaftlich als auch politisch beeinflusst ist. Es stellt sich die Frage, ob die Festsetzung von Faktoren durch die naturwissenschaftliche Instanz zu effizienten Ergebnissen führen kann. Intuitiv sollte man annehmen, dass eine effiziente Festlegung durch die naturwissenschaftliche Instanz davon abhängt, ob politische Bewertungskriterien berücksichtigt werden beziehungsweise ob naturwissenschaftliche Bewertungskriterien zum gleichen Ergebnis wie eine politische Bewertung führen. Wie bereits erwähnt wurde, könnte eine kosteneffiziente Delegation jedoch auch davon abhängen, ob die politische Instanz über naturwissenschaftliche Kriterien informiert wird, um eine zusätzliche politische Bewertung zu ermöglichen.

Grundsätzlich sind mit dem Einsatz standardisierter Faktoren Verfahrensrisiken verbunden. Werden Korrekturfaktoren verwendet, hängt das Verfahrensrisiko vom Produkt der Extrapolationsfaktoren (Korrektur- und Unsicherheitsfaktoren) ab⁵⁵. Je höher die Faktoren, desto höher ist die Wahrscheinlichkeit, dass abgeschätzte Konzentrationen schützend wirken. Die Opportunitätskosten dieser Vorgehensweise bestehen darin, Konzentrationen „zu niedrig“ festzulegen. „Zu niedrige“ Konzentrationen bedeuten, dass das Schutzziel entweder übererfüllt wird oder eine „unnötige“ Schutzzone etabliert wird.

Natürlich wäre es kosteneffizienter, Faktoren in Abhängigkeit zugrunde liegender Dosis-Wirkungs-Funktionen zu bestimmen. Diese sind jedoch häufig nicht bekannt. Kosteneffizienz wird deshalb, wie bereits angedeutet, davon bestimmt, eine Höhe festzulegen, welche für die meisten Stoffe und untersuchten Wirkungen adäquat ist. Das heißt, dass das Schutzziel „so gut wie möglich“ erfüllt wird. Die empirische Aufteilung in Extrapolations- und Sicherheitsfaktoren dürfte deshalb kosteneffizientere Lösungen ermöglichen als die Festlegung eines pauschalen Gesamtfaktors.

⁵⁴ Stochastische Wirkungskonzentrationen bleiben hier unberücksichtigt.

⁵⁵ Es wird angenommen, dass durch Faktoren erfasste Zusammenhänge unabhängig sind.

Berücksichtigt man jedoch die Zielvorgabe, unbedenkliche Konzentrationen abzuleiten, dürfte es einerseits wahrscheinlicher sein, dass die naturwissenschaftliche Instanz höhere als niedrigere Faktoren anwendet. Andererseits beruht der Faktoransatz weitgehend auf pauschal angesetzten Faktoren. Eine effiziente Anwendung hängt infolgedessen davon ab, ob die Höhe von Faktoren zur Beurteilung von Umweltrisiken angemessen ist.⁵⁶

In der Empirie bildeten sich beispielsweise Konventionen hinsichtlich der Höhe von Extrapolationsfaktoren heraus. Die Begründung für Intra-Spezies- und Inter-Spezies-Faktoren soll an dieser Stelle nachvollzogen werden.

Beide Einzelfaktoren extrapolieren von Daten aus Tierversuchen auf empfindliche Menschen. Beide Faktoren werden in einer standardisierten Höhe von 10 verwendet und werden multiplikativ verknüpft. Sie zählen zu den am meisten diskutierten Faktoren. Lehman und Fitzhugh schlugen 1954 diesen Faktor vor, um Schadstoffe in Lebensmittelzusätzen zu bewerten. Mittlerweile findet dieser Faktor bei allen Wirkungsschätzungen Anwendung. Lehman und Fitzhugh begründeten die Höhe des Faktors nicht nur toxikologisch, sondern auch als Ergebnis der Abwägung der durch Lebensmittelzusätze verursachten Risiken mit der Notwendigkeit, die Lebensmittelversorgung zu sichern. Das heißt, mit dem Nutzen des Einsatzes dieser Lebensmittelzusätze für die Lebensmittelproduktion:

“However, this factor of 100 appears to be high enough to reduce the hazard of food additives to a minimum and at the same time low enough to allow the use of some chemical which are necessary in food production or processing. ... However, the selection of the 100-fold margin of safety serves as a reasonable safeguard to minimize the danger.” (Lehman/Fitzhugh 1954, S. 35)

Die Risiken für die Bevölkerung durch eine Gefährdung der Lebensmittelproduktion wurden mit den Risiken, denen dieselbe Bevölkerung durch die Exposition potentiell schädlicher Lebensmittelzusätze ausgesetzt werden mussten, verglichen. Aus ökonomischer Perspektive war diese Entscheidung rational, wenn die

⁵⁶ Vgl. Nichols/Zeckhauser (1986) für eine andere Vorgehensweise im Kontext der Bewertung von Einschätzung und Management von Risiken. Sie untersuchen die Wirkung unterschiedlich konservativer Annahmen für karzinogene und nicht karzinogene Risiken auf die Allokation von Ressourcen, um durch politische Maßnahmen Risiken zu reduzieren.

Opportunitätskosten eines Verbotes dieser Stoffe, das heißt, der Nutzen der Exposition, höher bewertet wurden als der Nutzen aus dem Verbot. Damit repräsentiert der in den 50er Jahren propagierte Faktoreinsatz das Ergebnis eines Risiko-Risiko-Vergleiches. Die Ausführungen von Lehman und Fitzhugh zeigen, dass der Faktor 100 nicht mit dem Ziel festgelegt wurde, nachteilige, gefährliche, Wirkungen vollständig zu vermeiden, da das vorgegebene politische Ziel nicht den absoluten Schutz vor diesen Wirkungen forderte. Diese Einschätzung liefert auch die oben zitierte empirische Untersuchung der Faktoren. Die Anwendung von Extrapolationsfaktoren soll vielmehr den Schutz der größten Zahl an Betroffenen gewährleisten.

Ist dieser Schutzzumfang aus politischer Sicht inadäquat, sind zusätzliche Faktoren oder stattdessen zusätzliche politische Bewertungen erforderlich.

In der auf naturwissenschaftlicher Ebene geführten Diskussion über Sicherheitsfaktoren wird darauf hingewiesen, dass Sicherheitsfaktoren in Abhängigkeit der Schwere des Effektes nicht durch wissenschaftliche Abschätzungsunsicherheiten begründet werden können (Renwick/Lazarus 1998, S. 3). Dies ist unmittelbar einsichtig, da sich die naturwissenschaftliche Einschätzung auf eine gegebene Wirkung konzentriert und das Ausmaß dieser Wirkung zu erfassen sucht. Die Schwere des Effektes erfasst einen zusätzlichen Aspekt der Exposition. Da Stoffe zumeist hinsichtlich einer spezifischen Wirkung untersucht werden, beinhaltet die Festlegung von Sicherheitsfaktoren zugleich den bewertenden Vergleich von Effekten verschiedener Substanzen. Kalberlah/Schneider (1998, S.143) qualifizieren Sicherheitsfaktoren als die Möglichkeit, „zur Sicherheit“ zusätzliche naturwissenschaftlich nicht quantifizierbare Unsicherheiten zu berücksichtigen. Das heißt, sie betrachten Sicherheitsfaktoren als Ansatzpunkte für vorsichtiges Handeln.⁵⁷

Diese Diskussion lässt vermuten, dass die Festlegung eines Sicherheitsfaktors in Abhängigkeit der Schwere von Effekten durch die naturwissenschaftliche Instanz

⁵⁷ Vorsichtiges Handeln bedeutet in diesem Kontext, eine konservative Schätzung vorzunehmen. Unter dem Vorsichtsaspekt können Verteilungsannahmen in die Betrachtung einbezogen werden. Um Wirkungskonzentrationen im Niedrig-Dosis-Bereich abschätzen zu können, ist ein Werturteil über das zugrunde zu legende Wirkungsmodell erforderlich. Üblicherweise kann aufgrund des Studiendesigns keine Schlussfolgerung gezogen werden, welches mathematische Modell „korrekt“ ist (Edler et al. 2002, S.304). Um zwischen verschiedenen, aus naturwissenschaftlicher Perspektive gleichermaßen plausiblen, Modellen auszuwählen, sind zusätzliche Bewertungskriterien erforderlich. Wahrscheinlichkeiten, welches dieser Modelle den untersuchten Sachverhalt besser beschreibt, sind objektiv nicht zu ermitteln.

entweder an die politische Instanz „zurückgegeben“ wird oder sehr hohe Faktoren angesetzt werden. Dieser Aspekt wird hier nicht beurteilt.

Im Folgenden soll die Festsetzung eines Sicherheitsfaktors in Abhängigkeit der Verlässlichkeit naturwissenschaftlicher abgeschätzter Konzentrationen durch die naturwissenschaftliche Instanz angenommen werden. Die naturwissenschaftliche Instanz steht in diesem Fall vor der Entscheidung, eine Entscheidungsregel auszuwählen.

Die Wahl des Sicherheitsfaktors wird der Einfachheit halber als Entscheidung zwischen Wirkungskonzentrationen interpretiert. Dies setzt die Annahme voraus, dass die Bandbreite von Wirkungskonzentrationen in Abhängigkeit der Verlässlichkeit der Schätzung gegeben ist. Die Festlegung des Sicherheitsfaktors beinhaltet eine subjektive Bewertung der Konfidenz naturwissenschaftlicher Schätzung durch die naturwissenschaftliche Instanz. Die naturwissenschaftliche Instanz kann vom schlimmsten Fall oder vom besten Fall ausgehen oder versuchen, einen plausiblen Fall abzugrenzen und entsprechende Faktoren zu wählen bzw. Wirkungskonzentrationen festzusetzen. Der resultierende Sicherheitsfaktor hängt von der „Risiko“-Präferenz der naturwissenschaftlichen Instanz ab.

Mögliche Entscheidungsregeln stellt die Entscheidungstheorie unter Ungewissheit zur Verfügung. Die Festsetzung eines hohen Faktors bzw. einer niedrigen Wirkungskonzentration entspricht einer sog. Minimax-Regel. Die maximal mögliche Zielverfehlung durch eine Fehleinschätzung der Wirkungskonzentration wird dabei minimiert. Andere Entscheidungsregeln wie die Laplace-Regel basieren auf zusätzlichen Gewichtungen. Gemäß der Laplace-Regel würde jede Wirkungskonzentration als gleich möglich erachtet und gemäß dem Prinzip des mangelnden Grundes mit der gleichen Wahrscheinlichkeit gewichtet; die Wirkungskonzentration entspricht dem Durchschnitt⁵⁸. Eine Entscheidung gemäß dem Hurwicz-Kriterium bedeutet, dass eine sehr vorsichtige mit einer risikofreudigen Haltung durch die Anwendung eines Optimismus-Pessimismus-Parameters g kombiniert wird. Die naturwissenschaftliche Instanz verknüpft in diesem Fall die niedrigste Wirkungskonzentration WK_{niedrig} mit der

⁵⁸ Die Entscheidungstheorie unterscheidet weitere Kriterien. Vgl. beispielsweise Manz/Dahmen/Hoffmann (2000). Zur Anwendung von Entscheidungskriterien unter Unsicherheit im umweltökonomischen Kontext vgl. Cansier (1996, S.46ff.).

höchsten Wirkungskonzentration WK_{hoch} durch den Parameter g : $WK = gWK_{\text{niedrig}} + (1-g)WK_{\text{hoch}}$.⁵⁹

Zusätzlich steht die naturwissenschaftliche Instanz vor der Entscheidung, für jede Wirkungsabschätzung einen spezifischen Sicherheitsfaktor festzulegen oder eine Standardisierung vorzunehmen. Eine Standardisierung bedeutet in diesem Kontext, dass experimentell bestimmte Nicht-Wirkungs-Konzentrationen mit einem pauschalen Gesamtfaktor verknüpft werden. Bei gegebenem Ziel, für unterschiedliche Stoffe und Wirkungen Wirkungsschwellen abzuleiten, ist ein standardisierter Faktor nicht effizient. Durch die Festlegung eines Sicherheitsfaktors wird die Streuung in den möglichen Werten ignoriert.

In diesem Kontext stellt sich die Frage, nach welchen Kriterien die Beurteilung der Verlässlichkeit erfolgen soll. Man kann davon ausgehen, dass die naturwissenschaftliche Instanz das vorliegende Datenmaterial beurteilen kann. Doch wie wird sie ihre eigene wissenschaftliche Vorgehensweise bewerten? Sollte man nicht annehmen, sie hätte in ihre eigene Vorgehensweise besonderes „Vertrauen“?

Eine effiziente Delegation bzw. Festsetzung einzelner Faktoren wird infolgedessen davon bestimmt, welche Informationen die politische Instanz zusätzlich zu übermittelten Konzentrationen erhält. Die politische Instanz muss in der Lage sein, zwischen einzelnen angewendeten Faktoren zu differenzieren, um naturwissenschaftliche von nicht naturwissenschaftlich begründeten Bewertungen zu trennen. Dies setzt voraus, dass die naturwissenschaftliche Instanz nicht nur geschätzte Wirkungskonzentrationen als Information übermittelt, sondern zusätzliche Informationen über die Bewertungskriterien bereitstellt. Sind diese Informationen der politischen Instanz nicht bekannt, ist sie gezwungen, Erwartungen über eingeflossene Bewertungen zugrunde zu legen. Erwartet die politische Instanz, dass die naturwissenschaftliche Instanz sehr vorsichtige Schätzungen abgibt, könnte sie als „Gegenreaktion“ eine Abschwächung der verbindlich werdenden Konzentration vornehmen. Diese Vorgehensweise wäre nur dann effizient, falls die naturwissenschaftliche Schätzung tatsächlich sehr konservativ wäre. Eine effiziente Delegation von Bewertungen hängt davon ab, ob naturwissenschaftliche Bewertungen für die politische Instanz nachvollziehbar sind und ob die naturwissen-

⁵⁹ Allerdings ist unklar, wie dieser Parameter bestimmt werden soll.

schaftliche Instanz politische Bewertungskriterien umsetzt⁶⁰. Die Opportunitätskosten einer Delegation an die naturwissenschaftliche Instanz bestehen deshalb in den Konsequenzen unterschiedlicher naturwissenschaftlicher Bewertungen.

5.4 Die Festsetzung von Nachweisstandards als Bestandteil des Delegationsproblems

Die politische Instanz verwendet naturwissenschaftliche Informationen, um die Regulierungsbedürftigkeit von Stoffen zu bewerten und verbindliche Umweltqualitätsgrenzwerte zu bestimmen. Die vorangegangene Analyse verdeutlichte, dass Abschätzungsunsicherheiten und naturwissenschaftliche Werturteile durch die politische Instanz berücksichtigt werden müssen. Im Folgenden wird der Frage der Delegation der Festlegung von Nachweisstandards nachgegangen. Im Mittelpunkt steht die Delegations-Beziehung zwischen politischer und naturwissenschaftlicher Instanz. Das Ziel der politischen Instanz, Fehlentscheidungen zu vermeiden, wird nun konkretisiert. Zugleich werden naturwissenschaftliche Vorgehensweisen auf einem höheren Abstraktionsniveau betrachtet. Sie werden nun als Verfahren, welche Informationen über Nicht-Wirkungs-Konzentrationen auf der Basis von Hypothesentests liefern, beschrieben. Konsequenzen von Abschätzungsunsicherheiten werden durch diese Betrachtungsweise als Fehleinschätzungen in Abhängigkeit getesteter Hypothesen abgebildet.

Die Analyse basiert auf folgenden Annahmen und Einschränkungen: Die Konsequenzen naturwissenschaftlicher Fehleinschätzungen können durch Konsequenzen nachfolgender politischer Fehlentscheidungen beschrieben werden. Zugrunde gelegt wird die Bewertung eines Einzelstoffes. Bei gegebener Delegation stellt sich die Frage nach einer kosteneffizienten Vorgehensweise.

Der politischen Instanz ist bekannt, dass naturwissenschaftliche Fehleinschätzungen möglich sind. Infolgedessen sind auch politische Fehlentscheidungen nicht ausgeschlossen. Die Unsicherheit ist zum Entscheidungszeitpunkt unreduzierbar. Die

⁶⁰ Wird das Schutzziel durch die Vermeidung mehrerer Wirkungen geschützt, sind die Opportunitätskosten einer konservativen Schätzung zu berücksichtigen. Die Umsetzung konservativer, sehr niedriger Wirkungskonzentrationen, könnte zu einer Fehlallokation von Ressourcen führen. Dies setzt voraus, dass alle Wirkungen vermieden werden, jedoch nicht hinsichtlich ihres Grenzbeitrags zur Umsetzung des Schutzzieles. Kosteneffizienz setzt voraus, dass sich die Grenzkosten einer zusätzlich vermiedenen Schadenseinheit bezogen auf die verschiedenen Maßnahmen entsprechen.

Konsequenzen einer Fehleinschätzung zeigen sich ex post. Unabhängig davon, welche Fehleinschätzung erfolgt, aus politischer Sicht entstehen „Kosten“.

Die Festsetzung zu hoher Umweltqualitätsgrenzwerte oder eine fälschliche Nichtregulierung eines regulierungsbedürftigen Stoffes verursachen unerwünschte Konsequenzen durch das Auftreten von Wirkungen. Es wird unterstellt, dass die politische Instanz diese Wirkungen monetär bewerten kann und dass diese vergleichbar sind. Die bewerteten Konsequenzen werden im Folgenden als Schadenskosten, K_s , bezeichnet. Sie fallen bei den durch potentielle Wirkungen der Stoffe Betroffenen an. Das heißt, sie vermindern den Nutzen aus dem Konsum von Grundwasser, von Grundwasser als Produktionsfaktor oder aus den Funktionen grundwasserabhängiger Umweltgüter durch zusätzliche Kosten der Qualitätsverschlechterung. Zu diesen Kosten zählen zusätzliche Erkrankungen oder verkürzte Lebenserwartungen, die zusätzlichen Kosten irreversibler Ausfälle ökologischer Funktionen oder die Kosten der Substitution dieser Funktionen.

Werden zu niedrige Umweltqualitätsgrenzwerte festgesetzt oder nicht regulierungsbedürftige Stoffe fälschlicherweise reguliert, entgehen Verwendungsnutzen. Diese Kosten werden im Folgenden als Regulierungskosten bezeichnet, K_r . Sie betreffen die Produzenten und Verwender von Stoffen.

Ziel der politischen Instanz sei es, die erwarteten Gesamtkosten von Fehlentscheidungen, $E(K_{\text{Gesamt}})$, hinsichtlich der Bewertung eines Einzelstoffes zu minimieren. Die Höhe der erwarteten Gesamtkosten hängt von den Wahrscheinlichkeiten, p_s und p_r , welche mit den politischen Fehlentscheidungen verbunden sind, ab: $E(K_{\text{Gesamt}}) = p_s K_s + p_r K_r$.

Die Vorgehensweisen der naturwissenschaftlichen Instanz beeinflussen die Wahrscheinlichkeiten p . Annahmegemäß sollen naturwissenschaftliche Informationen auf der Basis von Hypothesentests gewonnen werden. Das heißt, der Nachweis der Regulierungsbedürftigkeit oder der Nachweis einer Nicht-Wirkungs-Konzentration wird statistisch geführt. Der Einfachheit halber wird im Folgenden angenommen, dass die naturwissenschaftliche Instanz zwei mögliche Hypothesen testen kann: die Hypothese, welche die Toxizität eines Stoffes behauptet, und die Hypothese, welche die Nicht-Toxizität zugrunde legt. Die getestete Hypothese wird als Nullhypothese bezeichnet.

Gewissheit kann durch Hypothesentests nicht erlangt werden. Dies würde eine prohibitiv hohe Anzahl an Versuchen erfordern. Zudem ist fraglich, unter welchen Bedingungen von Gewissheit gesprochen werden kann. Bereits Leibniz und Bernoulli setzten sich mit der Frage auseinander, wann Gewissheit angenommen werden könne. Nachdem Leibniz Gewissheit als unendlich probabel definiert hatte, differenzierte Jakob Bernoulli zwischen absoluter und moralischer Gewissheit, wobei er Wahrscheinlichkeit mit gradueller Gewissheit gleichsetzte. Moralische Gewissheit bestehe dann, wenn man sich einer Sache beinahe völlig sicher sei. Jakob Bernoulli fand den Quotienten 1000/1001 als ausreichend, um moralische Gewissheit zu erlangen. Er befand es jedoch als nützlich, wenn die Behörden fixe „Grenzwerte“ für moralische Gewissheit aufstellen würden (Bernstein 1998, S. 158ff.). Im modernen wissenschaftlichen Sprachgebrauch findet mittlerweile an Stelle dieses eine Wertvorstellung offenbarenden Begriffes der neutral gehaltene Term statistische Signifikanz Verwendung, um Gewissheit von Zufall zu unterscheiden.

Bevor ein naturwissenschaftliches Testverfahren durchgeführt wird, muss die zu testende Hypothese festgelegt werden. Bei gegebener Nullhypothese gibt das Signifikanzniveau die maximale Wahrscheinlichkeit an, mit der diese Hypothese, falls sie wahr ist, fälschlicherweise abgelehnt wird. Die Wahrscheinlichkeit, mit der eine wahre Nullhypothese aufgrund der Testdaten fälschlicherweise abgelehnt wird, wird als α -Fehler oder Fehler I. Art bezeichnet. Falls die Nullhypothese falsch ist, wird ein Fehler begangen, wenn sie nicht abgelehnt wird. Dieser Fehler wird als β -Fehler oder Fehler II. Art bezeichnet.

Die Konstruktionsweise eines Hypothesentestes bringt es mit sich, dass bei gegebener Stichprobengröße der Fehler I. Art (= α -Fehler) nur zu Lasten des Fehlers II. Art (= β -Fehler) minimiert werden kann. Dies bedeutet, dass die Minimierung der Wahrscheinlichkeit eines fälschlichen Zurückweisens der Nullhypothese (Fehler I. Art) eine zunehmende Wahrscheinlichkeit des Aufrechterhaltens der Nullhypothese, auch wenn diese falsch ist, zur Konsequenz hat (Fehler II. Art).⁶¹ Das Vermeiden eines Fehlers II. Art kann dann nur noch über die Disposition des Stichprobenumfangs beeinflusst werden. Im Folgenden wird angenommen, dass die Stichprobengröße gegeben ist. Um

⁶¹ Der Grund liegt in der Festlegung des Signifikanzniveaus unter der Annahme der Gültigkeit der Nullhypothese.

beide Fehlerarten bestimmen zu können, müssen die zu testende Hypothese und die Alternativhypothese geeignet formuliert werden. Die statistische Testtheorie liefert Ansätze, wie und ob Fehlerwahrscheinlichkeiten bestimmt und eingegrenzt werden können.⁶² Sie setzt jedoch keine Vorgaben über die Höhe des Signifikanzniveaus oder die zu untersuchende Hypothese. Diese Entscheidung ist von der die Theorie anwendenden Experten zu treffen. Aus statistischer Sicht ist sowohl die Festlegung ($\alpha > \beta$) als auch ($\alpha < \beta$) vertretbar.

Wie der Zusammenhang zwischen den Fehlerarten zeigt, beinhaltet die Festlegung des Fehlers I. Art einen *Tradeoff* zwischen dem „Verwerfen der wahren Nullhypothese“ und dem „Nicht-Verwerfen der falschen Nullhypothese“. Soll der naturwissenschaftlichen Konvention folgend das Signifikanzniveau minimiert werden, impliziert eine kosteneffiziente Festlegung, dass die Hypothese, deren fälschliche Ablehnung die schwerwiegenderen Konsequenzen verursacht, als Nullhypothese festgesetzt werden sollte (vgl. Schaich 1982a, b). Mit anderen Worten: Die Entscheidung über den *Tradeoff* sollte durch den Vergleich der relativen Kosten fallen. Wenn beispielsweise Fehler I. Art höhere Kosten als Fehler II. Art verursachen, dann sollten diese Kosten eher vermieden werden. Das heißt, die Fehlerwahrscheinlichkeit, mit welcher dieser Fehler begangen wird, sollte niedriger sein.

Mit der Festlegung der Nullhypothese und des Signifikanzniveaus wird der Nachweisstandard definiert (Page 1978, S.230ff.). Wird die Nullhypothese „der Stoff ist toxisch“ bei sehr niedrigem Signifikanzniveau getestet, bedeutet dies, dass der Nachweis des Nicht-Schadens geführt wird. Da der Fehler I. Art nicht höher als das Signifikanzniveau ist, bedeutet dies, dass die Fehlentscheidung, einen toxischen Stoff als nicht toxisch zu bewerten mit geringerer Wahrscheinlichkeit getroffen wird als die Fehlentscheidung, einen nicht-toxischen Stoff als toxisch zu bewerten. Die Konsequenzen, einen toxischen Stoff als nicht toxisch zu bewerten werden implizit als schwerwiegender eingeschätzt.

Da die Konsequenzen des Fehlers I. Art und II. Art von der zugrunde gelegten Nullhypothese abhängen, werden die Konzepte *False Negative* (trügerische Sicherheit) und *False Positive* (falscher Alarm) eingeführt. Während *False Negative* fälschlicherweise eine kausale Beziehung verneint, behauptet *False Positive* diese fälschlicherweise.

⁶² Vgl. zum Beispiel Lehmann (1997) für eine formale Darstellung.

Bezogen auf den Grenzwertsetzungsprozess erfasst *False Negative* die fälschlicherweise unterlassene Regulierung (Grenzwertempfehlung), *False Positive* die fälschliche Regulierung.⁶³

Die folgende Abbildung illustriert die Fehlermöglichkeiten der Risikoeinschätzung in Abhängigkeit des wahren Umweltzustandes und ordnet die statistischen Fehlerarten den Fehlentscheidungen zu. Zusätzlich werden die Begriffe *False Negative* und *False Positive* eingeordnet.

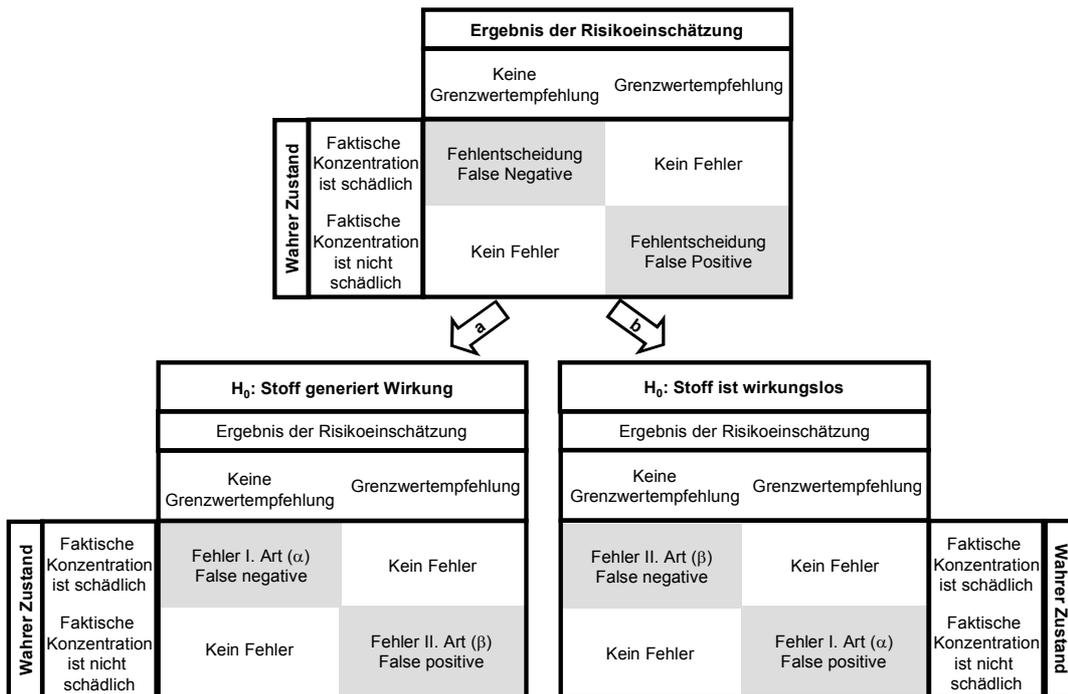


Abbildung 8 Fehlentscheidungen und Risikoeinschätzung

Da Kombinationen von Fehlerarten und Nullhypothese beziehungsweise das vorrangige Vermeiden von *False Negative* oder *False Positive* die politische Kostenfunktion beeinflussen, stellt sich die Frage, welche Entscheidungskriterien die naturwissenschaftliche Instanz heranzieht.

Würde ein Hypothesentest durchgeführt, um eine wissenschaftliche Theorie zu testen, bestünde der schwerwiegendere Fehler eher darin, eine falsche Theorie nicht abzulehnen als eine richtige Theorie fälschlicherweise zu verwerfen. Im ersten Fall entsteht für

⁶³ Die Begriffe wurden den Arbeiten von Lave (1988), S.631 und Cranor (1997) über Risikoeinschätzungen von krebserzeugenden Substanzen entliehen. Lave und Cranor bezeichnen damit die fälschliche Einschätzung oder Nichteinschätzung einer Substanz als krebserzeugend.

die Vertreter der Theorie ein Reputationsverlust, während die zweite Fehlentscheidung öffentlich nicht bekannt wird und „nur“ Ressourcen für das Erarbeiten der Theorie verbraucht. Gleichzeitig dürfte ein Reputationsverlust schwieriger aufzuholen sein als die Theorie zu überdenken. Dies impliziert die Nullhypothese „die Theorie ist falsch“. Die Opportunitätskosten dieses Vorgehens bestehen in der erhöhten Wahrscheinlichkeit, eine richtige Theorie zu verwerfen.⁶⁴ Auf *False Negative* und *False Positive* bezogen, bedeutet dies, dass in Abhängigkeit der gebildeten Theorie eine der beiden Fehlerarten minimiert wird⁶⁵.

Auf die Bewertung von Stoffen bezogen, soll getestet werden, ob ein Stoff toxisch ist oder nicht. Da gelegentlich das Argument vorgebracht wird, absolute Sicherheit im Sinne des Nichtauftretens von Wirkungen liesse sich nicht nachweisen, könnte der Nachweis des Schadens als der gebräuchliche Nachweisstandard vermutet werden (Page 1978, S. 234). Dieses Argument erweist sich jedoch als nicht überzeugend, da weder Nicht-Schädigung noch Schädigung zweifelsfrei nachweisbar sind.

Steht der wissenschaftliche Erkenntnisgewinn im Vordergrund, dürfte die Festlegung der Nullhypothese vor allem von fachwissenschaftlichen Überlegungen geprägt sein. Da die zu testende Hypothese vor Beginn des Experimentes festzulegen ist, hängt ihre Festlegung von gegebenem Vorwissen und von, aus diesem Vorwissen gebildeten Überzeugungen, das heißt, der gebildeten Theorie, ab. Ausschlaggebend für das Festsetzen einer Hypothese ist die wissenschaftliche Evidenz. In der Praxis etablierte sich die Konvention, das Signifikanzniveau und damit den α -Fehler zu begrenzen. Da das Signifikanzniveau begrenzt wird, repräsentiert ein Nachweis des Schadens oder des Nicht-Schadens ein Kuppelprodukt naturwissenschaftlicher Entscheidungen.

Eine Herangehensweise gemäß des Konzeptes wissenschaftlicher Evidenz ignoriert Konsequenzen aus Fehleinschätzungen für „Dritte“. Einen toxischen Stoff falsch einzuschätzen, ist für die naturwissenschaftliche Instanz ebenso unerwünscht wie die Fehleinschätzung eines nicht toxischen Stoffes als toxisch. Die naturwissenschaftliche Instanz ist infolgedessen gegenüber den Konsequenzen dieser Fehlerarten indifferent.

⁶⁴ Allerdings könnte der erwartete Reputationsverlust durch die Gewichtung mit einer Entdeckungswahrscheinlichkeit den nötigen Ressourceneinsatz übersteigen.

⁶⁵ Das heißt, es wird bei minimalem festgelegten Signifikanzniveau ein Testdesign gesucht, welches den Fehler II. Art so gering wie möglich werden lässt.

Eine Koinzidenz zwischen politischer und naturwissenschaftlicher Bewertung der Konsequenzen von Fehlentscheidungen wäre infolgedessen zufällig. Geht man davon aus, dass sich die naturwissenschaftliche Vorgehensweise ausschließlich an fachwissenschaftlichen Bewertungen orientiert, ist evident, dass die Beeinflussung der politischen Kostenfunktion nicht in der politisch gewollten Weise erfolgen kann. Die Veränderung der Wahrscheinlichkeiten p der Kostenfunktion ist ein externer Effekt der naturwissenschaftlichen Vorgehensweise.

Die politische Kostenfunktion wird durch die resultierenden Fehlerwahrscheinlichkeiten in Abhängigkeit zugrunde gelegter Hypothesen beeinflusst. Das heißt, die Wahrscheinlichkeiten der Kostenfunktion ändern sich in Abhängigkeit von *False Negative*, FN, und *False Positive*, FP. Ein minimiertes Auftreten von *False Negative* geht bei gegebener Stichprobengröße mit einem erhöhten Auftreten von *False Positive* einher. Über das konkrete Ausmaß dieses Einflusses kann keine Aussage getroffen werden. Dies hängt von zugrunde gelegten Verteilungen und den Wahrscheinlichkeiten einer korrekten Entscheidung ab.

Den Zusammenhang zwischen den Fehleinschätzungen in Hypothesentests und der Veränderung der Wahrscheinlichkeiten p_s und p_r verdeutlicht die folgende Tabelle.

Zusammenhang zwischen politischer Kostenfunktion und Fehlerwahrscheinlichkeiten		
	Mögliche Nullhypothese (Annahme: Fehler I. Art wird minimiert)	
	Stoff ist toxisch	Stoff ist nicht toxisch
Wahrer Zustand: Stoff ist toxisch	FN = Fehler I. Art	FN
Wahrer Zustand: Stoff ist nicht toxisch	FP	FP = Fehler I. Art
Einfluss auf p_s / p_r	$p_s > p_r$	$p_s < p_r$

Tabelle 5 Einfluss von Fehlerwahrscheinlichkeiten auf die politische Kostenfunktion

In der Tabelle sind die Fehlerarten dargestellt. Für die jeweilige Nullhypothese wird der Fehler I. Art (in Relation zum Signifikanzniveau) aufgezeigt und die korrespondierende Fehlerart FN oder FP. Eine Minimierung des Fehlers I. Art bezogen auf die erstgenannte Nullhypothese (Stoff ist toxisch) impliziert eine höhere Wahrscheinlichkeit p_s

relativ zur Wahrscheinlichkeit p_r . Umgekehrt führt eine Minimierung des Fehlers I. Art bei zugrunde gelegter Nullhypothese „Stoff ist nicht toxisch“ zu einer höheren Wahrscheinlichkeit p_r relativ zu p_s . Dieser Zusammenhang ist plausibel, da die politische Instanz ihre Entscheidungen in Abhängigkeit (öko)-toxikologischer Aussagen, sprich naturwissenschaftlicher Empfehlungen, trifft.

Das Entscheidungsproblem der politischen Instanz kann nun folgendermaßen beschrieben werden: Das politische Ziel kann nur erreicht werden, falls die politische Instanz das naturwissenschaftliche Vorgehen beeinflusst. Ansatzpunkte des politischen Einflusses müssen naturwissenschaftliche Entscheidungsvariablen sein. Diese Entscheidungsvariablen sind im gegebenen Analyse Rahmen das Signifikanzniveau und die Nullhypothese beziehungsweise die Vorgabe, vorrangig *False Negative* oder *False Positive* zu minimieren.

Unterstellt die politische Instanz, dass das Signifikanzniveau der Konvention folgend minimiert wird, muss sie die Nullhypothese vorgeben. Die vorzugebende Nullhypothese hängt vom Verhältnis der Schadens- und Regulierungskosten ab. Sind die Schadenskosten K_s höher als die Regulierungskosten K_r , müsste die Nullhypothese „der Stoff ist toxisch“ getestet werden. Sind die Regulierungskosten K_r höher, müsste die Nullhypothese „der Stoff ist nicht toxisch“ zugrunde gelegt werden. In Abhängigkeit des Verhältnisses von Fehlerkosten Nachweisstandards festzulegen, bedeutet, dass zwischen den alternativen Konzepten „Nachweis des Schadens“ oder „Nachweis des Nicht-Schadens“ zu wählen ist. Ein Nachweis des Nicht-Schadens impliziert, dass *False Negative* relativ zu *False Positive* unwahrscheinlicher werden soll. Tatsächlich müsste die politische Instanz zusätzlich das Signifikanzniveau vorgeben, um eine Minimierung der Fehlerkosten zu erreichen. Das heißt, für die politische Instanz sind letztlich die Wahrscheinlichkeiten in Verbindung mit *False Negative* und *False Positive* interessant. Dies impliziert, da beide Fehlerarten berücksichtigt werden müssten, zugleich eine Festlegung der Messmethoden beziehungsweise der Bedingungen, auf welche Weise Tests vorgenommen werden. Auf diesen Aspekt wird nicht weiter eingegangen.

Es lassen sich folgende Schlussfolgerungen ziehen: Die exogene Festlegung des Nachweisstandards durch die naturwissenschaftliche Instanz gemäß des Konzeptes der wissenschaftlichen Evidenz und die Fokussierung auf jeweils eine der Fehlerarten erweist sich als nicht kosteneffizient. Die Festlegung des Nachweisstandards sollte

deshalb nicht delegiert werden, da politische Bewertungen hinsichtlich der Kosten von Fehlentscheidungen durch die naturwissenschaftliche Instanz nicht berücksichtigt werden. Die naturwissenschaftliche Vorgehensweise ist auf Erkenntnisgewinn ausgerichtet. Kosten aus Fehlentscheidungen stellen somit externe Effekte dar.

Auch wenn die exakten Kosten aus Fehlentscheidungen nicht immer bekannt sind, sind in der Regel zumindest Größenordnungen möglicher Fehlerkosten abschätzbar. Hohe Schadenskosten relativ zu Regulierungskosten erfordern die vorrangige Vermeidung von *False Negative*, das heißt, den Nachweis des Nicht-Schadens. Relativ höhere Regulierungskosten beinhalten die vorrangige Vermeidung von *False Positive*. Die Beschränkung des Modells auf gegebene Stichprobengrößen beeinflusst diese qualitative Aussage nicht.

Es wird deutlich, dass die Anwendung des Kosteneffizienzkriteriums eine Differenzierung vorzugebender Nachweisstandards in Abhängigkeit des Verhältnisses der Fehlerkosten verlangt. Werden Stoffe exklusiv auf Wirkungen untersucht, welche die politische Instanz als besonders schwerwiegend bewertet, impliziert dies den Nachweis des Nicht-Schadens, das heißt, die Vermeidung von *False Negative*.

Eine zusätzliche Interpretationsmöglichkeit ergibt sich, falls angenommen wird, dass die Interessen der naturwissenschaftlichen Instanz durch den Delegationsauftrag verändert werden. Beispielsweise kann sich die naturwissenschaftliche Instanz dem Schutz von Umwelt und Gesundheit verpflichtet fühlen. In diesem Fall könnte sie ihren Bewertungsspielraum dahingehend nutzen, grundsätzlich *False Negative* geringer als *False Positive* zu setzen. Eine andere Fallkonstellation ergibt sich, wenn die naturwissenschaftliche Instanz auf „Verursacherseite“ angesiedelt ist. Ein empirisches Beispiel ist in diesem Fall die Bewertung von Chemikalien; hier liefern die Produzenten von Chemikalien Informationen über Stoffwirkungen. In diesem Kontext könnte der naturwissenschaftliche Bewertungsspielraum zu Gunsten eines relativ geringeren Fehlers *False Positive* genutzt werden. Ob eine Herangehensweise nach dem Konzept wissenschaftlicher Evidenz *in toto* zu niedrigeren oder höheren erwarteten Gesamtkosten führt als eine der soeben beschriebenen Vorgehensweisen, kann nicht ohne weiteres beurteilt werden. Dies hängt vom Anteil der Stoffe jeweils unterschiedlicher Verhältnisse an Fehlerkosten ab. Je höher beispielsweise der Anteil an Stoffen, welche relativ gesehen

sehr hohe Schadenskosten im Falle einer Fehlentscheidung verursachen, desto effizienter ist eine vorrangige Vermeidung der Fehlers *False Negative*.⁶⁶

5.5 Zusammenfassung

In diesem Kapitel wurde die Delegationsbeziehung zwischen politischer und naturwissenschaftlicher Instanz im Grenzwertsetzungsprozess untersucht. Delegationsbeziehungen bestehen hinsichtlich der Abschätzung naturwissenschaftlicher Grenzwertempfehlungen sowie hinsichtlich der Beurteilung der Regulierungsbedürftigkeit von Stoffen.

Grundsätzlich ist die Delegation der Informationsbeschaffung an die naturwissenschaftliche Instanz effizient, da sie über komparative Vorteile in der Sammlung und Aufbereitung naturwissenschaftlicher Daten verfügt. Zugleich ist die naturwissenschaftliche Vorgehensweise von Abschätzungsunsicherheiten geprägt. Aus ethischen oder faktischen Gründen fehlen Wirkungsdaten für die Bezugspunkte „menschliche Gesundheit“ oder „aquatische Ökosysteme“. Die Transformation von Versuchsergebnissen messbarer Bezugspunkte auf die zu bewertenden Bezugspunkte ist unsicher und erfordert wissenschaftliche Werturteile. Eine Trennung zwischen objektiver naturwissenschaftlicher Datensammlung und politischer Bewertung ist nicht möglich. Für die politische Instanz ergeben sich aufgrund der gegebenen inhärenten Abschätzungsunsicherheiten Verfahrensrisiken. Zusätzliche Risiken resultieren als Folge des Delegationsauftrages, da in naturwissenschaftliche Abschätzungen naturwissenschaftliche Werturteile einfließen.

Naturwissenschaftlich begründete Grenzwertempfehlungen für einzelne Stoffe hängen vom Schutzziel und vom Delegationsauftrag ab. Die Integration naturwissenschaftlicher Vorgehensweisen und politischer Bewertung im Rahmen einer ökonomischen Analyse erfordert einen interdisziplinären Ansatz. In diesem Zusammenhang wurden naturwissenschaftliche Verfahren aufgezeigt, um zu naturwissenschaftlichen Grenzwertempfehlungen zu gelangen. Bestandteile dieser Verfahren sind die experimentelle Bestimmung von Nicht-Wirkungs-Konzentrationen, die Anwendung von Faktoren für

⁶⁶ Allerdings ist die Annahme einer Monetarisierung von Fehlerkosten als auch die Annahme der Vergleichbarkeit der Fehlerkosten zu hinterfragen. Wie die Analyse in Kapitel zwei zeigt, hängt es von den Konsequenzen der Grundwasserverschmutzung ab, ob diese Annahmen getroffen werden können. Auf diesen Vorbehalt wird im letzten Kapitel eingegangen.

deterministische Wirkungen sowie die Anwendung von Verteilungsannahmen für stochastische Wirkungen. Es wurde insbesondere die Faktormethode berücksichtigt. Zu differenzierende Faktoren sind Korrektur-, Unsicherheits- und Sicherheitsfaktoren. Das Verfahrensrisiko wird vom Produkt von Korrektur- und Unsicherheitsfaktoren bestimmt.

Ein effizienter Faktoreinsatz erfordert die Berücksichtigung der im Grenzwertsetzungsprozess möglichen Schutzziele und die Bewertung auftretender Wirkungen. Sind besonders empfindliche Individuen zusätzlich zu schützen oder sollen „schwerwiegende“ Effekte vermieden werden, erweist sich der Einsatz von Extrapolationsfaktoren als ineffizient, da diese Aspekte in der Festsetzung dieser Faktoren vernachlässigt werden. Derartige Effekte werden durch zusätzliche Sicherheitsfaktoren erfasst. Standardisierte Gesamtfaktoren, welche Sicherheitsfaktoren bereits enthalten, sind wiederum ineffizient, da zwischen unterschiedlich bewerteten Wirkungen keine Differenzierung erfolgt.

Die Entscheidung über die Höhe von Sicherheitsfaktoren wird in Abhängigkeit des Delegationsauftrages von der naturwissenschaftlichen Instanz vorgenommen. Sie ist eine Entscheidung unter Unsicherheit. Die resultierende Höhe hängt von der verwendeten Entscheidungsregel ab. Eine effiziente Festsetzung von Sicherheitsfaktoren durch die naturwissenschaftliche Instanz setzt voraus, dass verwendete Bewertungskriterien für die politische Instanz nachvollziehbar sind oder politischen Vorgaben entsprechen. Von einer Übereinstimmung der Bewertungskriterien kann nicht ausgegangen werden.

Die Entscheidung über Nachweisstandards an die naturwissenschaftliche Instanz zu delegieren, führt zu kostenineffizienten Ergebnissen. Diese Aussage basiert auf der Interpretation naturwissenschaftlicher Vorgehensweise, Informationen auf der Grundlage von Hypothesentests bereitzustellen. Orientiert sich die naturwissenschaftliche Instanz ausschließlich am wissenschaftlichen Erkenntnisgewinn, resultieren erwartete Regulierungs- und Schadenskosten als externe Effekte der naturwissenschaftlichen Entscheidung. Die naturwissenschaftliche Herangehensweise, Nachweisstandards gemäß dem Konzept wissenschaftlicher Evidenz festzulegen, ignoriert zwangsläufig die politische Bewertung der Konsequenzen aus Fehlentscheidungen. Die Festlegung des Nachweisstandards sollte deshalb nicht delegiert werden. Politische Entscheidungen entsprechend dem Kosteneffizienzkriterium erfordern die Differenzierung vorzugeben-

der Nachweisstandards in Abhängigkeit des Verhältnisses potentieller Fehlerkosten. Da sich die Analyse auf die Bewertung eines Einzelstoffes beschränkt, lassen sich in nur sehr begrenztem Ausmaß Politikempfehlungen ableiten. Soweit jedoch Größenordnungen möglicher Fehlerkosten abschätzbar sind, sollten diese berücksichtigt werden. Werden wie im europäischen Wasserschutz „gefährliche Stoffe“ untersucht, kann von besonders schwerwiegenden Wirkungen und deshalb hohen potentiellen Schadenskosten ausgegangen werden. Sind die Regulierungskosten einer fälschlichen Regulierung niedriger, sollte der Nachweis des Nicht-Schadens, das heißt, die Vermeidung von *False Negative* favorisiert werden. Dies bedeutet, dass in Abhängigkeit des Sachzusammenhanges unterschiedliche Nachweisstandards adäquat sein können.

6 Prozessbezogene politische Entscheidungen

Eine Delegation der Informationsbeschaffung impliziert, quasi als Kehrseite der Medaille, die Einschätzung und Bewertung naturwissenschaftlich beschaffter Informationen durch die politische Instanz. Die Notwendigkeit politischer Bewertung wurde durch die Analyse der Delegationsbeziehung zwischen naturwissenschaftlicher und politischer Instanz bereits offenbar: Vollständige Gewissheit kann durch naturwissenschaftlich bereitgestellte Informationen nicht erlangt werden. Infolgedessen sind auch politische Fehlentscheidungen und eine kostenineffiziente Operationalisierung von Umweltqualitätszielen nicht auszuschließen.

Auf die Bedeutung quantitativer naturwissenschaftlicher Risikoeinschätzungen und der damit verbundenen Unsicherheiten für regulatorische Entscheidungen wiesen bereits Lichtenberg/Bogen/Zilberman (1989, S.23) hin. Sie untersuchten die Kosteneffizienz von Vermeidungsmaßnahmen hinsichtlich der Regulierung von Gesundheitsrisiken durch verschmutztes Trinkwasser. Ihr Ansatz kombiniert eine probabilistische gesundheitsbezogene Risikoeinschätzung mit einem „*safety-rule*“-Entscheidungsmechanismus, wobei die Verlässlichkeit der Schätzung (*margin of safety*) als gegeben unterstellt wird (Lichtenberg/Bogen/Zilberman 1989 S. 23, 32). Hier wird ein anderer Ansatz verfolgt.

In diesem Kapitel wird die Verbindung zwischen der naturwissenschaftlichen Vorgehensweise, das heißt, der naturwissenschaftlichen Einschätzung der Verlässlichkeit von Informationen hinsichtlich der Regulierungsbedürftigkeit von Stoffen, mit der Bewertung dieser Informationen durch die ökonomisch denkende politische Instanz hergestellt. Auf diese Weise wird die Möglichkeit eröffnet, auf abstrakter Ebene das Zusammenwirken von naturwissenschaftlicher Arbeitsweise und politischen Entscheidungen ökonomisch hinsichtlich prozeduraler Aspekte des Grenzwertsetzungsprozesses zu analysieren. Das heißt, Ziel dieses Kapitels ist es zum einen, eine Möglichkeit vorzuschlagen, wie diese Verbindung formal hergestellt werden kann und zum anderen, anhand dieser formalen Verknüpfung Bedingungen bzw. Entscheidungsregeln abzuleiten und zu analysieren, welche die naturwissenschaftliche Informationsbeschaffung als prozessualen Bestandteil eines Grenzwertsetzungsprozesses betreffen.

Die formale Verknüpfung erfolgt durch die Anwendung der Bayes-Regel und durch die Interpretation der politischen Entscheidung als Informationsbeschaffungsentscheidung.

Zu diesem Zweck wird unterstellt, dass die politische Instanz vor dem Entscheidungsproblem steht,

- zum einen eine Regulierungsentscheidung hinsichtlich eines Einzelstoffes treffen zu müssen und
- zum anderen darüber zu befinden, ob über die Regulierung eines Einzelstoffes aufgrund gegebener Information entschieden werden soll oder ob zusätzliche Informationen beschafft werden sollen.

Gegebene Informationen werden als Vorinformationen bezeichnet. Diese Vorinformationen können bereits durch die naturwissenschaftliche Instanz beschafft worden sein; sie können jedoch auch von „Dritten“ beschafft und veröffentlicht worden sein. Beispielsweise kann auf europäischer Ebene auf Untersuchungen der Weltgesundheitsorganisation WHO oder der US-amerikanischen Umweltbehörde EPA zurückgegriffen werden. Zudem könnten Vorinformationen auch auf Erfahrungen mit bereits regulierten bzw. unregulierten Stoffen mit ähnlichen Eigenschaften, auf Literaturdaten der Bewertung des Stoffes in anderen Fragestellungen basieren. Von der Verfügbarkeit von Vorinformationen auszugehen, ist deshalb eine plausible Annahme.

Die naturwissenschaftliche Informationsbeschaffung selbst wird als Informationsdienst interpretiert, wobei als mögliche Informationen die „Regulierungsbedürftigkeit“ oder die „Nicht-Regulierungsbedürftigkeit“ eines Stoffes resultieren. Die Information der Regulierungsbedürftigkeit kann eine Wirkungskonzentration oder eine Verbotsempfehlung beinhalten. Der politischen Instanz sei die „Qualität“ des Informationsdienstes bekannt. Das heißt, es wird unterstellt, dass die Verlässlichkeit von Informationen, welche durch die naturwissenschaftliche Instanz beschafft werden durch Fehlerwahrscheinlichkeiten ausgedrückt werden kann. Diese Fehlerwahrscheinlichkeiten sollen den Einschätzungen der naturwissenschaftlichen Instanz hinsichtlich der Verlässlichkeit der übermittelten Informationen entsprechen. Die politische Instanz steht vor der Entscheidung, den Informationsdienst zu nutzen, um zusätzliche Informationen zu beschaffen. Eine zusätzliche Information bedeutet, dass durch den Einsatz (weiterer) naturwissenschaftlicher Verfahren verlässlichere Aussagen der Nicht-Regulierungsbedürftigkeit

beziehungsweise Regulierungsbedürftigkeit und eventuell empfohlener Stoffkonzentrationen möglich sind.⁶⁷

Die abstrakte Darstellung naturwissenschaftlicher Vorgehensweisen als Informationen über die Regulierungsbedürftigkeit von Stoffen und Fehlerwahrscheinlichkeiten, welche die Verlässlichkeit dieser Informationen ausdrücken, führt zwangsläufig dazu, dass Abschätzungsunsicherheiten hinsichtlich der Festsetzung von Wirkungskonzentrationen wie sie in Kapitel fünf beschrieben wurden, in diesem Kontext nicht erfasst und bewertet werden können. Es kann jedoch ein Bezug zu Stichprobenfehlern im Zusammenhang mit (öko)-toxikologischen Tests hergestellt werden. So wurde in Kapitel fünf die Bestimmung von Nicht-Wirkungs-Konzentrationen unter dem Gesichtspunkt anzuwendender Nachweisstandards diskutiert, wobei naturwissenschaftliche Verfahren als Hypothesentests interpretiert wurden. In diesem Kontext wurden zwei Arten an Fehlentscheidungen unterschieden. Auf diesen Ansatz wird hier zurückgegriffen. Es werden die naturwissenschaftlichen Informationen der Regulierungsbedürftigkeit beziehungsweise Nicht-Regulierungsbedürftigkeit unterschieden, welche jeweils falsch sein können. Die Einschätzung der Korrektheit dieser Informationen wird, wie bereits betont wurde, der naturwissenschaftlichen Instanz zugewiesen. Allerdings hat diese Vorgehensweise ihren Preis. Ihr Vorteil besteht darin, die Verbindung zwischen naturwissenschaftlichen Verfahren und politischen Entscheidungen herzustellen. Und dies ist das Ziel dieses Kapitels. Der Nachteil liegt jedoch darin, dass die in Kapitel fünf aufgezeigten konkreten naturwissenschaftlichen Vorgehensweisen nicht mehr differenzierbar und damit bewertbar sind. Darüberhinaus bedeutet die Annahme, dass die naturwissenschaftliche Instanz zugleich eine wahrscheinlichkeitsbasierte Einschätzung der Verlässlichkeit ihrer potentiellen Informationen liefert zweierlei: Erstens, dass sich die naturwissenschaftliche Instanz in der Lage sieht, diese Einschätzung vorzunehmen und zweitens, dass von subjektiven Wahrscheinlichkeiten ausgegangen wird. Bezogen auf Aussagen auf (öko)-toxikologischer Ebene ist die Annahme subjektiver Wahrscheinlichkeitsvorstellungen

⁶⁷ Eine derartige Vorgehensweise lässt sich auch empirisch beobachten. Beispielsweise basiert die Festlegung von Umweltqualitätsnormen auf Grundlage der Wasserrahmenrichtlinie auf den Leitlinien des Technischen Leitfadens zur Richtlinie 93/67/EWG zur Risikobewertung neuer Stoffe und der Verordnung 1488/94 (EG) zur Risikobewertung alter Stoffe (vgl. Anhang V, Nr. 1.2.6 WRRL). In diesen werden in Abhängigkeit des Ergebnisses der Risikocharakterisierung Bedingungen für das Einholen zusätzlicher Informationen festgelegt (vgl. Art. 3 der Richtlinie 93/67/EWG (EWG 1993); Art. 6, Anhang V der Verordnung 1488/94 (EG); S. 16 (EG 1994), 143ff. des Technischen Leitfadens (Europäische Kommission 1996)).

plausibel. Es müssen (Nicht-)Wirkungs-Konzentrationen für Menschen oder Ökosysteme abgeschätzt werden, welche den zu beurteilenden Stoffen aus faktischen oder ethischen Gründen nicht ausgesetzt werden dürfen. Stichproben sind deshalb größtenteils nur für abgeleitete Zusammenhänge unter Zuhilfenahme zusätzlicher Annahmen möglich (vgl. Kapitel fünf).

Ansatzpunkt ist nach wie vor, bei gegebenem Schutzziel Fehlentscheidungen zu vermeiden. Entscheidungskriterium ist die Minimierung erwarteter Kosten aus Fehlentscheidungen. Die Monetarisierbarkeit von Konsequenzen aus Fehlentscheidungen und ihre Vergleichbarkeit wird weiter angenommen.

Es stellt sich die Frage, welche Konsequenzen sich für die Ausgestaltung des Grenzwertsetzungsprozesses ergeben, wenn die politische Instanz als Entscheidungskriterium ein Kosteneffizienzkriterium zugrunde legt. Dem schließt sich die Frage an, unter welchen Bedingungen auf zusätzliche Informationsbeschaffung verzichtet wird; das ist die Frage nach einer Stopp-Regel.

Um diese Fragen zu klären, wird eine „Sequenz“ des Entscheidungsprozesses betrachtet. Entscheidet die politische Instanz aufgrund gegebener Vorinformationen, ist die getroffene Entscheidung entweder richtig oder falsch. Die politische Instanz kenne die Konsequenzen einer Fehlentscheidung. Nach dem zugrunde gelegten Effizienzkriterium wird sie diejenige Entscheidung treffen, welche die niedrigsten erwarteten Kosten verursacht. „Erwartete Kosten“ bedeuten in diesem Kontext, dass sich die Wahrscheinlichkeiten, die mit dem Auftreten dieser Fehlentscheidungen verbunden werden, verändern. Das Ausmaß des Fehlers bleibt konstant. Dies impliziert, dass eine politische Entscheidung, keine weiteren Informationen einzuholen, zugleich eine Entscheidung über die Akzeptanz der Verlässlichkeit gegebener Informationen beinhaltet.

Die Wahrscheinlichkeiten, welche die politische Instanz den möglichen Zuständen zuordnet, repräsentieren ihre Grundüberzeugungen. Sie bildet diese Grundüberzeugungen in Abhängigkeit gegebener Vorinformationen. Diese werden auch als priore Wahrscheinlichkeiten bezeichnet. Auf dieser Stufe wird nicht unterschieden, wie Vorinformationen zustande gekommen sind.

Eine zusätzliche Informationsbeschaffung wird präferiert, falls die politische Instanz erwartet, aufgrund neuer Informationen „bessere“ Entscheidungen treffen zu können. Bei gegebenem Entscheidungskriterium impliziert dies, dass die erwarteten Kosten aus

Fehlentscheidungen in Abhängigkeit zusätzlicher Informationen niedriger sein müssen als die erwarteten Kosten bei gegebenem Informationsstand.

Um sequentielle Entscheidungen untersuchen zu können, sind Annahmen notwendig, wie die politische Instanz, Informationen verarbeitet und zu Entscheidungen gelangt. Im Rahmen dieser Analyse wird angenommen, dass die politische Instanz ihre Überzeugungen nach der Bayes-Regel bildet. Für die Analyse wird die Methode des rückwärtigen, induktiven Schließens verwendet.

Es werden folgende Einflussgrößen einer politischen Entscheidung berücksichtigt:

- politische Grundüberzeugungen
- die bewerteten Konsequenzen von Alternativen
- die „Qualität“ naturwissenschaftlicher Informationsdienste
- Bereitstellungskosten naturwissenschaftlicher Information.

Da zusätzlich Informationsbeschaffungskosten berücksichtigt werden, wird das zugrunde gelegte Effizienzkriterium entsprechend angepasst.

Für die Lösung des Entscheidungsproblems wird die Gültigkeit des Erwartungsnutzenmodells unterstellt. Die folgenden Überlegungen basieren im Wesentlichen auf Arbeiten von DeGroot (1970), Lave et al. (1988), Hirshleifer/Riley (1992) Teil II und Pratt/Raiffa/Schlaifer (1995). Das Entscheidungsproblem weist die Struktur des von Raiffa und Schlaifer 1961 vorgestellten Beispiels der Exploration eines Ölfeldes (vgl. die Darstellung in Rapoport 1989, S. 78ff.) auf.

Die politische Instanz wählt diejenige Alternative, die den höchsten erwarteten Nutzen aufweist, wobei der erwartete Nutzen die Summe aus dem Produkt von Wahrscheinlichkeit und dem Nutzen über die bewerteten Konsequenzen ist. Da im unterstellten Entscheidungsproblem die Konsequenzen aus Kosten, das heißt, negativen Werten bestehen, wird, in Anlehnung an die Vorgehensweise von DeGroot (1970), diejenige Alternative gewählt, die die niedrigsten erwarteten Kosten aufweist. Es wird von Savage-Erwartungsnutzen ausgegangen. Das bedeutet, es wird ein subjektivistischer Wahrscheinlichkeitsbegriff zugrunde gelegt. Die subjektivistische Sicht basiert auf subjektiven Überzeugungen vom Eintreten einzelner, nicht wiederholbarer Ereignisse.

Das Urteil wird aufgrund einer bewussten Entscheidung von einer oder mehreren Personen gefällt⁶⁸.

Es wird Risikoneutralität angenommen. Die präferenzskalierende Funktion der politischen Instanz sei linear in den Wahrscheinlichkeiten der Alternativen, so dass die bewerteten Kosten vereinfacht durch $u(K) = K$ gesetzt werden können. Dies bedeutet gleichzeitig, dass die politische Instanz als Entscheidungsträgerin als „virtuelles Individuum“ interpretiert wird. Sie agiert als homogene Einheit. Darüber hinaus verhält sie sich als soziale Planerin und bezieht die gesellschaftlichen Kosten ein. Diese spiegeln sich in den erwarteten Fehlerkosten wider. Generell präferiert sie niedrigere Kosten gegenüber höheren Kosten. Sie agiert als *homo oeconomicus*.

Es wird folgendermaßen vorgegangen: Die Analyse erfolgt zunächst ohne Einbezug von Informationsbeschaffungskosten. Diese werden in einem zweiten Schritt berücksichtigt. In diesem Zusammenhang wird das Konzept des Wertes des Informationsdienstes verwendet. Um Aussagen zum Anwendungsbereich naturwissenschaftlicher Verfahren treffen zu können, werden Szenarien entwickelt und verglichen. Es werden Bedingungen gesucht, unter denen die Informationsalternative nicht nachgefragt wird. Anhand dieser Bedingungen werden Schlussfolgerungen für den Grenzwertsetzungsprozess gezogen.

6.1 Die politische Entscheidungssituation

Die bereits skizzierte Entscheidungssituation wird zuerst durch einen Entscheidungsbaum formal abgebildet. Anhand der extensiven Darstellung können politische Entscheidungen über Alternativen sequentiell geordnet werden. Gleichzeitig kann gezeigt werden, auf welche Weise Ergebnisse naturwissenschaftlicher Informationsbeschaffung politische Entscheidungen beeinflussen.

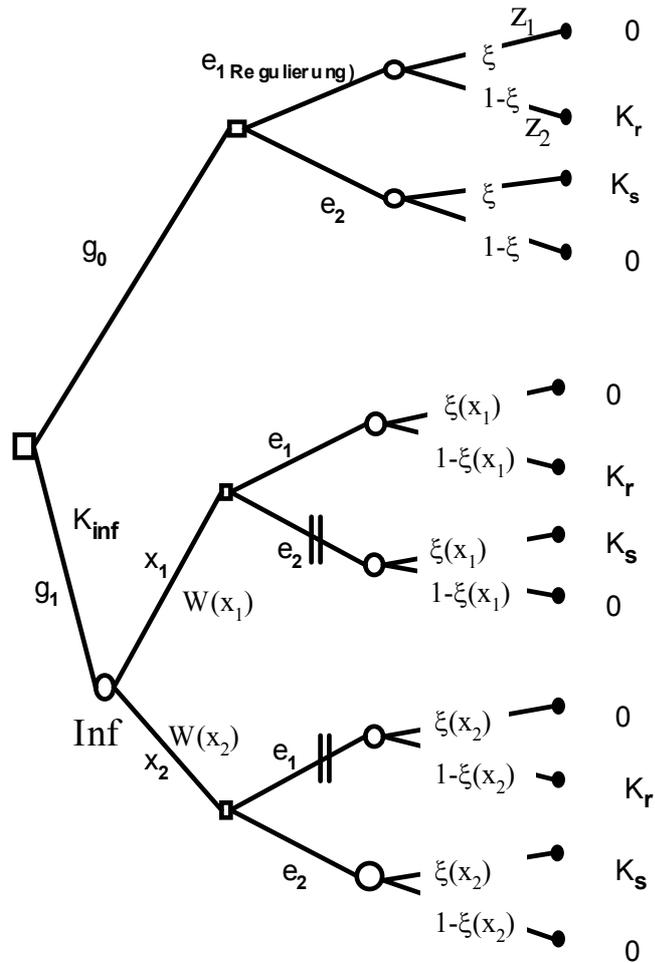
Die abgebildete Entscheidungssituation wird im Folgenden als Regulierungsentscheidung über einen repräsentativen Stoff formuliert. Kombinationswirkungen werden nicht berücksichtigt. Insofern sind die Analyseergebnisse auf homogene Stoffgruppen unmittelbar anwendbar. Homogenität bezieht sich dabei auf das Verhältnis der Fehlerkosten und gegebene Grundüberzeugungen. Um zu Aussagen über die Gesamtheit der Stoffe

⁶⁸ Demgegenüber werden innerhalb einer frequentistischen Sicht, Wahrscheinlichkeiten durch Terme der relativen Häufigkeit wiederholbarer Ereignisse bestimmt.

zu gelangen, müssen die erwarteten Gesamtkosten aus Fehlentscheidungen mit der Anzahl der Stoffe multipliziert werden.

6.1.1 Charakterisierung der Entscheidungssituation (Entscheidungsbaum)

Der nachfolgend abgebildete Entscheidungsbaum stellt die Situation graphisch dar.



K_r = Regulierungskosten, K_s = Schadenskosten
Hinweis: die Wahrscheinlichkeiten werden
in Unterkapitel 6.1.3 erläutert

Abbildung 9 Entscheidungsbaum Grundmodell

In der Abbildung kennzeichnen Quadrate Entscheidungsknoten. Sie bilden mögliche Alternativen der politischen Instanz ab. Kreise sind Zufallsknoten; sie beschreiben das probabilistische Auftreten von Zuständen. Der linke Entscheidungsknoten in der Abbildung bildet den Startpunkt. Die rechts abgebildeten dunklen Quadrate sind Ergebnis-

knoten, wobei mit K_r und K_s die potentiellen Kosten einer politischen Fehlentscheidung bezeichnet werden.

Die Ausgangsentscheidung ist eine prozessbezogene Entscheidung. Wird die Entscheidung über die Regulierung eines Stoffes unmittelbar aufgrund gegebener Information getroffen oder wird sie verschoben und zuerst zusätzliche Information beschafft? Die Entscheidung, einen naturwissenschaftlichen Informationsdienst in Anspruch zu nehmen, wird durch den mit (g_1) bezeichneten Hauptast abgebildet. Die Entscheidung, unmittelbar über die Regulierungsbedürftigkeit zu entscheiden, wird durch (g_0) und den oberen Hauptast abgebildet. Obwohl beide Entscheidungen durch naturwissenschaftliche Informationen „informiert“ sind, wird der Einfachheit halber g_0 gegebenenfalls als uninformierte Entscheidung und g_1 als informierte Entscheidung bezeichnet.

Mit e_1 und e_2 werden die Regulierungsentscheidungen benannt. Eine Entscheidung e_1 bedeutet, dass ein Stoff reguliert wird. Dies kann ein Umweltqualitätsgrenzwert, aber auch ein Immissionsverbot sein. Eine Unterscheidung zwischen deterministischen und stochastischen Wirkungen ist nicht erforderlich. Eine Entscheidung e_2 bedeutet, dass auf eine Regulierung verzichtet wird. Es hängt von gegebenen politischen Institutionen ab, ob über bereits freigesetzte Stoffe entschieden wird oder über freizusetzende. Die Implikationen unterschiedlicher Ausgangssituationen hinsichtlich der Höhe von Fehlerkosten werden in diesem Kontext nicht berücksichtigt.

Am Ende der Verzweigungen sind die bewerteten Konsequenzen K in Abhängigkeit getroffener Entscheidungen D und eintretender Zustände Z abgebildet. Die politische Instanz entscheidet mit den Handlungsalternativen G über das grundsätzliche Verfahren, mit $G = \{g_0 = \text{keine Informationsbeschaffung}, g_1 = \text{Informationsbeschaffung} = \text{Informationsalternative}\}$. Die für das Ergebnis der Entscheidungen $D = \{e_1 = \text{Regulierung}, e_2 = \text{keine Regulierung}\}$ relevanten Bedingungen werden durch das Set der möglichen Zustände Z angegeben. Z wird im Folgenden als $Z = \{z_1 = \text{Regelungsbedürftigkeit ist gegeben}, z_2 = \text{Regelungsbedürftigkeit ist nicht gegeben}\}$ interpretiert. z_1 und z_2 kennzeichnen die möglichen Zustände der jeweils letzten Zufallsknoten im Entscheidungsbaum. Der Übersichtlichkeit halber wurden nur die obersten zwei Zweige

gekennzeichnet. Die Bezeichnung der Zustände gilt jedoch für alle weiteren der genannten Zufallsknoten in der aufgezeigten Reihenfolge.

Der mit „Inf“ gekennzeichnete Zufallsknoten beschreibt die möglichen Ergebnisse zusätzlicher Informationsbeschaffung. Die Ergebnisse werden durch die beobachtbare Zufallsvariable X mit $X = \{x_1 = \text{der untersuchte Stoff wird als regulierungsbedürftig eingeschätzt}, x_2 = \text{der untersuchte Stoff wird nicht als regulierungsbedürftig eingeschätzt}\}$ abgebildet. Das heißt, die Information, die Datenlage lasse eine dieser vorhergehenden Aussagen nicht zu, wird ausgeschlossen. Die Darstellung zusätzlich beschaffter Informationen durch einen Zufallsknoten drückt aus, dass die politische Instanz vor Inanspruchnahme eines Informationsdienstes nicht weiß, welche Information resultieren wird.

Die bewerteten Konsequenzen K der Regulierungsentscheidungen erfassen auftretende Folgen, wenn sich die getroffene Regulierungsentscheidung ex post als falsch erweist. Sie werden, entsprechend der bisherigen Vorgehensweise, mit K_s und K_r bezeichnet. Die Konsequenzen K_i aus Fehlentscheidungen werden durch die Kostenmatrix abgebildet, wobei $K_i > 0$.

	e_1	e_2
z_1	0	K_s
z_2	K_r	0

Tabelle 6 **Kostenmatrix**

Die Schadenskosten K_s treten auf, wenn die Alternative e_2 ergriffen wird und z_1 dem wahren Zustand entspricht. Das heißt, trotz Regelungsbedürftigkeit wird die erforderliche Alternative e_1 nicht ergriffen. Legt man das beschriebene Verfahren der Grenzwertsetzung zugrunde, bleibt ein regulierungsbedürftiger Stoff unreguliert, wenn die Risikocharakterisierung fälschlicherweise zum Ausschluss des Stoffes führt oder die verbindlich werdende Wirkungskonzentration zu hoch festgesetzt wird. Die Risikocharakterisierung führt zum fälschlichen Ausschluss, wenn die wahre Umweltkonzentration höher als die wahre Wirkungskonzentration ist und die geschätzten Umwelt- und Wirkungskonzentrationen zur umgekehrten Schlussfolgerung führen. Regulierungskosten K_r entstehen, wenn die Alternative e_1 ergriffen wird und sich z_2 als der wahre Zustand herausstellt. Das heißt, der Stoff wird reguliert, obwohl keine Regelungs-

bedürftigkeit vorliegt. Es entgehen Verwendungsnutzen. Wird die korrekte Entscheidung getroffen, entstehen keine zusätzlichen Kosten.

Die priore Verteilung von Z , $\xi(z)$ ist gegeben durch $W(Z = z_1) = \xi$ und $W(Z = z_2) = 1 - \xi$. Diese Wahrscheinlichkeiten sind im oberen Hauptast abgebildet. Sie gibt die herrschende subjektive Grundüberzeugung wieder.

Es wird angenommen, dass die naturwissenschaftliche Instanz sowohl eine Information über die Regulierungsbedürftigkeit eines Stoffes liefert als auch eine Wahrscheinlichkeitsaussage über die Verlässlichkeit dieser Information. Als „Anfangsbedingung“ wird angenommen, dass die politische Instanz die Wahrscheinlichkeit für das Eintreten der Zustände z_1 und z_2 bei gegebener naturwissenschaftlicher Information ebenfalls entsprechend der Bayes-Regel gebildet hat. Die Funktionsweise der Bayes-Regel wird im Zusammenhang mit der Informationsalternative erläutert.

Üblicherweise wird angenommen, dass Grundüberzeugungen von allen Entscheidenden geteilt werden⁷⁰. Im gegebenen Entscheidungskontext würde dies bedeuten, dass die politische und die naturwissenschaftliche Instanz die gleiche Grundüberzeugung teilen. Da ausschließlich politische Entscheidungen betrachtet werden, ist die Annahme in diesem Kontext unnötig.

6.1.2 Politische Entscheidungsalternativen

Die politische Instanz wählt zwischen den verfügbaren Entscheidungsalternativen. Die Menge der möglichen Alternativen setzt sich wie folgt zusammen:

1)	$(g_0; e_1)$	Regulierung, keine zusätzliche Informationsbeschaffung
2)	$(g_0; e_2)$	Erlaubnis, keine zusätzliche Informationsbeschaffung
3)	$(g_1; e_1, x_1) + (g_1; e_1, x_2)$	Regulierung, unabhängig von zusätzlicher Information
4)	$(g_1; e_2, x_1) + (g_1; e_2, x_2)$	Erlaubnis, unabhängig von zusätzlicher Information
5)	$(g_1; e_2, x_1) + (g_1; e_1, x_2)$	Alternative im Gegensatz zur naturwissenschaftlichen Information

⁷⁰ Zur Diskussion gemeinsamer priorer Wahrscheinlichkeiten vgl. beispielsweise Hanson (2001).

- 6) $(g_1; e_1, x_1) + (g_1; e_2, x_2)$ Alternative in Übereinstimmung mit naturwissenschaftlicher Information.

1. und 2. zählen zu den Alternativen der uninformierten Entscheidung (g_0), 3. bis 6. beschreiben die informierte Entscheidung (g_1). Die Alternativen 3. bis 6. werden im Weiteren als Strategien bezeichnet. Jede Strategie gibt an, welche Regulierungsentscheidung in Abhängigkeit der naturwissenschaftlichen Information ergriffen wird. Beispielsweise bedeutet Strategie 6, dass die politische Instanz den Informationsdienst nutzt, wobei sie den Stoff reguliert, falls die naturwissenschaftliche Instanz den Stoff als regulierungsbedürftig einstuft und den Stoff nicht reguliert, falls die naturwissenschaftliche Instanz den Stoff als nicht regulierungsbedürftig einschätzt.

Für die politische Instanz stellt sich die grundsätzliche Frage, wie mit naturwissenschaftlichen Informationen umgegangen werden soll.

6.1.3 Integration naturwissenschaftlicher Informationen

Die Entscheidung der politischen Instanz, zusätzliche Informationen zu beschaffen, wird vom Vergleich der Handlungsalternativen bestimmt. Ein Vergleich ist nur möglich, wenn naturwissenschaftliche Informationen Wahrscheinlichkeitsaussagen über das Eintreten der möglichen Zustände z_1 und z_2 in Abhängigkeit der Information zulassen. Diese Information wird durch einen Informationsdienst nicht geliefert. Annahm gemäß ist jedoch die „Qualität“ des Informationsdienstes bekannt. Sie wird durch die Likelihood-Matrix beschrieben. Sie reflektiert die Grundstruktur der naturwissenschaftlichen Vorgehensweise.

$W(x z)$	$X = x_1$	$X = x_2$
$Z = z_1$	$W(x_1 z_1) = 1-\beta$	$W(x_2 z_1) = \beta$
$Z = z_2$	$W(x_1 z_2) = \alpha$	$W(x_2 z_2) = 1-\alpha$

Tabelle 7 **Bedingte Wahrscheinlichkeiten, Likelihood-Matrix**

$W(x|z)$ gibt die Wahrscheinlichkeit an, mit der eine bestimmte naturwissenschaftliche Information x geliefert wird, wenn ein bestimmter Zustand z gegeben ist. α beschreibt die naturwissenschaftliche „false positive“-Fehlentscheidung, β die „false negative“-Fehlentscheidung. Das heißt, mit α wird die Regulierungsbedürftigkeit des Stoffes fälschlicherweise, mit β wird die Nicht-Regulierungsbedürftigkeit fälschlicherweise behauptet. Man könnte, in Anlehnung an Holloway (1979, S. 347), diese Wahrschein-

lichkeiten auch als Maß für die Glaubwürdigkeit (credibility) der Expertenaussagen interpretieren. In diesem Fall handelt es sich allerdings um eine Einschätzung durch die Experten selbst.

Gesucht ist jedoch nicht die Wahrscheinlichkeit für eine Fehlentscheidung, sondern die Wahrscheinlichkeit, dass bei gegebener Information x Zustand z eintritt. Diese Wahrscheinlichkeit lässt sich durch die Verknüpfung der Fehlerwahrscheinlichkeiten mit den gegebenen Grundüberzeugungen ermitteln.

Für die gemeinsamen Wahrscheinlichkeiten ergibt sich

$W(x_i, z_j)$	x_1	x_2	Σ
z_1	$W(x_1 z_1) W(z_1) = (1-\beta) \xi$	$W(x_2 z_1) W(z_1) = \beta \xi$	ξ
z_2	$W(x_1 z_2) W(z_2) = \alpha (1-\xi)$	$W(x_2 z_2) W(z_2) = (1-\alpha)(1-\xi)$	$1-\xi$
Σ	$W(x_1)$	$W(x_2)$	1

Tabelle 8 Matrix der gemeinsamen Wahrscheinlichkeiten

Die gemeinsamen Wahrscheinlichkeiten geben die Wahrscheinlichkeit für das gleichzeitige Auftreten von Zustand und Information an. $W(x_1)$ bzw. $W(x_2)$ geben die Wahrscheinlichkeit an, dass die Information x_1 bzw. x_2 geliefert wird. Das heißt, $W(x)$ gibt die Wahrscheinlichkeit an, dass die Information X geliefert wird, unabhängig davon, welcher Zustand Z vorliegt. Sie gibt die unbedingte Wahrscheinlichkeit für die Information X an⁷¹.

Für die posteriore Verteilung von Z ergibt sich nach der Bayes-Regel

⁷¹ $W(x_i, z_j) = W(z_j) W(x_i|z_j) = W(x_i) W(z_j| x_i)$ wird als Multiplikationsregel der Wahrscheinlichkeitsrechnung bezeichnet (Bronstein/ Semendjajew 1981, S.659).

$W(z_i x_j)$	z_1	z_2
x_1	$W(z_1 x_1) = \xi(x_1) = \frac{(1-\beta) \cdot \xi}{(1-\beta) \cdot \xi + \alpha \cdot (1-\xi)}$	$W(z_2 x_1) = 1 - \xi(x_1) = \frac{\alpha \cdot (1-\xi)}{(1-\beta) \cdot \xi + \alpha \cdot (1-\xi)}$
x_2	$W(z_1 x_2) = \xi(x_2) = \frac{\beta \cdot \xi}{\beta \cdot \xi + (1-\alpha) \cdot (1-\xi)}$	$W(z_2 x_2) = 1 - \xi(x_2) = \frac{(1-\alpha) \cdot (1-\xi)}{(1-\alpha) \cdot (1-\xi) + \beta \cdot \xi}$

Tabelle 9 Posteriore Verteilung von **Z**

Die posteriore Wahrscheinlichkeit gibt die Wahrscheinlichkeit an, mit der Zustand z eintritt, wenn eine bestimmte Information x geliefert wird. Sie ergibt sich aus dem Verhältnis $W(x_i, z_j) / W(x_i)$ beziehungsweise $[W(x_i, z_j) W(z_j)] / W(x_i)$. Beispielsweise gibt die linke obere Formel die Wahrscheinlichkeit an, dass ein Stoff regulierungsbedürftig ist, wenn die Information der Regulierungsbedürftigkeit vorliegt. Dies ist die grundlegende Gleichung (Bayes'sches Theorem), wobei der Nenner auch als Satz der totalen Wahrscheinlichkeit bezeichnet wird. (vgl. Manz/Dahmen/Hoffmann 2000, S. 53; Bronstein/Semendjajew 1981, S.660).

Diese Zusammenhänge können nun verwendet werden, um die Informationsalternative zu bewerten. Die Menge der Entscheidungsalternativen zeigt allerdings, dass verschiedene Strategien denkbar sind, falls die informierte Entscheidung präferiert wird. Es stellt sich die Frage, ob vorab Strategien ausgesondert werden können.

Der Vergleich zwischen den Strategien erfolgt durch den Vergleich ihrer erwarteten Gesamtkosten. Wie die erwarteten Gesamtkosten der Informationsalternative g_1 bestimmt werden, kann am Entscheidungsbaum nachvollzogen werden. Ausgangspunkt sind nun die Zweige des Entscheidungsbaumes. Als Beispiel werden die erwarteten Gesamtkosten der Strategie 3) bestimmt. Sie setzen sich aus den erwarteten Kosten der „Teilalternativen“ (e_1, x_1) und (e_1, x_2) zusammen. Startpunkt für (e_1, x_1) ist der obere Zufallsknoten des unteren Hauptastes. Falls die Information x_1 lautet, wird die Entscheidung e_1 getroffen. Die erwarteten Kosten dieser Entscheidung betragen

$$(1 - \xi(x_1))K_r = \frac{\alpha \cdot (1 - \xi)K_r}{(1 - \beta) \cdot \xi + \alpha \cdot (1 - \xi)}$$

Diese erwarteten Kosten sind mit der marginalen Wahrscheinlichkeit, dass die Information x_1 geliefert wird, zu multiplizieren. Sie entspricht der Wahrscheinlichkeit am nächsten zurückliegenden Zufallsknoten. Die

erwarteten Kosten für diesen Teil der Strategie betragen damit $\alpha (1-\xi)K_r$. Der gleiche Vorgang für (e_1, x_2) führt zu $(1-\alpha)(1-\xi)K_r$. Die Summe aus beiden Teilen ergibt $(1-\xi)K_r$. Das heißt, die Strategie 3) führt zu gleich hohen erwarteten Gesamtkosten wie die Alternative 1). Diese Übereinstimmung ergibt sich auch für die Strategie 4) und Alternative 2).

Nach diesem Verfahren können die erwarteten Gesamtkosten aller Alternativen bestimmt werden:

Nr.	Alternative	Erwartete Gesamtkosten
1)	$(g_0; e_1)$	$(1-\xi)K_r$
2)	$(g_0; e_2)$	ξK_s
3)	$(g_1; e_1, x_1) + (g_1; e_1, x_2)$	$\alpha (1-\xi)K_r + (1-\alpha)(1-\xi)K_r = (1-\xi)K_r$
4)	$(g_1; e_2, x_1) + (g_1; e_2, x_2)$	ξK_s
5)	$(g_1; e_2, x_1) + (g_1; e_1, x_2)$	$(1-\beta)\xi K_s + (1-\alpha)(1-\xi)K_r$
6)	$(g_1; e_1, x_1) + (g_1; e_2, x_2)$	$\alpha(1-\xi)K_r + \beta\xi K_s$

Tabelle 10 Erwartete Gesamtkosten der Alternativen

Die Strategien 3) und 4) werden ausgesondert. Sie sind den a priori Alternativen äquivalent. Die politische Instanz ist zwischen 1) und 3) sowie 2) und 4) indifferent. Diese Strategien werden im Folgenden vernachlässigt. Sie repräsentieren einen nutzlosen Informationsdienst, da die Ergebnisse nicht in die Entscheidungsfindung einfließen und die Entscheidung der politischen Instanz ungeachtet der naturwissenschaftlichen Information getroffen wird. Mit anderen Worten: es ist unplausibel, diese Strategie in der Analyse zu berücksichtigen. Keine politische Instanz wird im gegebenen Analyse-rahmen zusätzliche Informationen durch einen Informationsdienst beschaffen lassen, um sie dann weder zu bewerten noch zu verwenden.

Formal wird die Strategie, welche zu den niedrigsten erwarteten Gesamtkosten führt, folgendermaßen bestimmt. Die Kostenfunktion K hängt von Zuständen Z und Entscheidungen D in Abhängigkeit von X ab: $K[Z, \delta(X)]$. Die Entscheidungsfunktion wird mit $\delta(X)$ bezeichnet. Gesucht ist der niedrigste Erwartungswert: $\min E\{K[Z, \delta(X)]\}$.

Für den niedrigsten Erwartungswert der informierten Entscheidung ergibt sich:

$$\begin{aligned}
(1) \quad \min E\{K[Z, \delta(X)]\} &= W(x_1) \bullet (\min \{W(z_2|x_1)K_r, W(z_1|x_1)K_s\}) \\
&+ W(x_2) \bullet (\min \{W(z_1|x_2)K_s, W(z_2|x_2)K_r\}) \\
&= \min \{W(x_1, z_2)K_r, W(x_1, z_1)K_s\} \\
&+ \min \{W(x_2, z_1)K_s, W(x_2, z_2)K_r\} \\
&= \min \{\alpha(1-\xi)K_r, ((1-\beta)\xi)K_s\} + \min \{(\beta\xi)K_s, (1-\alpha)(1-\xi)K_r\}.^{72}
\end{aligned}$$

Abhängig von Information X wird die „beste“ Strategie durch diejenigen Entscheidungen D erreicht, welche bei gegebener Information zu den jeweils niedrigsten erwarteten Kosten führt.

Damit das politische Handeln zu minimalen erwarteten Kosten führt, müssen die erwarteten Kosten der jeweils induzierten Entscheidung kleiner sein als die erwarteten Kosten der jeweils unterbliebenen Entscheidung. Nach der Informationsbeschaffung hängt eine Entscheidung über die zu wählende Alternative von den nach der Bayes-Regel revidierten posterioren Wahrscheinlichkeiten ab. Die durch die Likelihood-Matrix beschriebene Vorgehensweise der Informationsbeschaffung gibt deshalb weitere Aufschlüsse.

Die Werte, welche die bedingten Wahrscheinlichkeiten in der Likelihood-Matrix, Tabelle 7, annehmen können, ergeben sich aus den Anforderungen an gutes wissenschaftliches Arbeiten. In Wahrscheinlichkeitsbegriffen ausgedrückt bedeutet dies allgemein, dass die Wahrscheinlichkeit einer Fehlentscheidung kleiner sein sollte, als die Wahrscheinlichkeit, keine Fehlentscheidung zu treffen. In bedingten Wahrscheinlichkeiten ausgedrückt, führt dies zur Forderung, dass die bedingte Wahrscheinlichkeit, keine Grenzwertempfehlung oder ein entsprechendes Verbot auszusprechen, wenn Regulierungsbedürftigkeit gegeben ist, kleiner sein muss als die bedingte Wahrscheinlichkeit, keine Grenzwertempfehlung auszusprechen, wenn keine Regulierungsbedürftigkeit gegeben ist. Die bedingte Wahrscheinlichkeit, eine Grenzwertempfehlung auszusprechen, wenn keine Regulierungsbedürftigkeit gegeben ist, muss kleiner sein als die bedingte Wahrscheinlichkeit, eine Grenzwertempfehlung auszusprechen, wenn Regulierungsbedürftigkeit gegeben ist.

Formal entspricht dies der Bedingung

⁷² Im Folgenden wird der Übersichtlichkeit halber auf die ausführliche, jedoch unhandliche Schreibweise $W(\dots)$ verzichtet.

(2) $\beta < (1-\alpha)$ oder äquivalent

(3) $\alpha < (1-\beta)$.⁷³

Der Vergleich der Strategien 5) und 6) zeigt, dass unter diesen Bedingungen die Strategie 6) niedrigere erwartete Kosten impliziert.

6.2 Entscheidungs- und Risikofunktionen

Es werden nun für die Entscheidungssituation Risiko- und Entscheidungsfunktionen abgeleitet und Bedingungen für die Vorteilhaftigkeit alternativer Prozeduren bestimmt. Die folgende Analyse der Entscheidungs- und Risikofunktionen zeigt die Abhängigkeit der getroffenen Entscheidung von den Randbedingungen der Fehleranfälligkeit des naturwissenschaftlichen Verfahrens, den prioren Wahrscheinlichkeiten und den Kosten der jeweiligen Fehlentscheidung.

Beginnt man mit dem oberen Hauptast g_0 in **Abbildung 9** der uninformierten Entscheidung, werden auf der Basis der Grundüberzeugungen die erwarteten Kosten der Handlungen e_1 und e_2 verglichen:

$$(4) \quad \min E\{K[Z, \delta(\xi)]\} = \min \{\xi K_s; (1-\xi) K_r\}$$

Wird reguliert, besteht die Fehlentscheidung in der Regulierung eines nicht regulierungsbedürftigen Stoffes: $(1-\xi)K_r$. Die Entscheidung für den grundsätzlichen Verzicht auf Regulierung führt zu ξK_s ; ein regulierungsbedürftiger Stoff bleibt unreguliert. Die Alternative mit den niedrigsten erwarteten Kosten wird gewählt. Die Kostenfunktion wird a priori von den Entscheidungen e_1, e_2 in Abhängigkeit des eintretenden Zustandes bestimmt, wobei $\delta(\xi)$ die a priori Entscheidungsfunktion beschreibt.

Der untere Hauptast beschreibt mit der Alternative g_1 die informierte Entscheidung. Der minimale Erwartungswert für die Strategien der informierten Alternative ist mit $\min E\{K[Z, \delta(X)]\}$ gegeben.

Nach dem Effizienzkriterium muss die informierte Entscheidung zu geringeren erwarteten Gesamtkosten führen als die uninformierte, wenn die Entscheidung auf der Basis zusätzlicher Informationsbeschaffung erfolgen soll. Dabei ist zu berücksichtigen, dass

⁷³ Diese Bedingung ist der Forderung der Unverzerrtheit des Testes - dem Neyman-Pearson-Kriterium (Precht et al. (1999), S.217f.) analog.

ex ante keine explizite Ausprägung der Information zugrunde gelegt werden kann, sondern die Gesamtheit der möglichen Ausprägungen:

$$(5) \quad \min E\{K[Z, \delta(\xi)]\} > \min E\{K[Z, \delta(X)]\}$$

Strategien 3) und 4) werden aufgrund dieses Vergleiches von den Strategien 1) und 2) dominiert. Die Frage, ob Strategie 5), die konsequente Ausführung des Gegenteils der naturwissenschaftlichen Empfehlung, oder Strategie 6), Handeln entsprechend der naturwissenschaftlichen Empfehlung, unter diesen Bedingungen die adäquate Strategie darstellt, kann ebenfalls durch den Vergleich der Erwartungswerte der informierten und uninformierten Alternativen bestimmt werden: Eine Informationsbeschaffung wird durchgeführt, wenn die gesamten erwarteten Fehlerkosten der Informationsbeschaffung kleiner sind als die niedrigsten erwarteten Fehlerkosten infolge einer uninformierten Entscheidung.

Für Strategie 5) ergibt sich:

$$(6) \quad (1-\beta) \xi K_s + (1-\alpha)(1-\xi) K_r < \min\{\xi K_s, (1-\xi) K_r\}.$$

Die linke Seite der Ungleichung beschreibt die Summe aus vermiedenen erwarteten Schadenskosten durch eine korrekte Information x_1 und vermiedenen erwarteten Regulierungskosten durch eine korrekte Information x_2 .

Diese Bedingung führt nach der Umformung nach dem Verhältnis der erwarteten Kosten der uninformierten Alternativen zu

$$(7) \quad \frac{\xi K_s}{(1-\xi) K_r} < \frac{\alpha}{(1-\beta)} \quad \text{falls a priori Regulierung}$$

$$\frac{(1-\xi) K_r}{\xi K_s} < \frac{\beta}{(1-\alpha)} \quad \text{falls a priori keine Regulierung.}$$

A priori wird die Entscheidung, welche die niedrigsten erwarteten Kosten der Fehlentscheidungen beinhaltet gewählt. Der Vergleich mit dem uninformierten Verbot setzt $(1-\xi) K_r < \xi K_s$ voraus; das heißt, das Verhältnis dieser erwarteten Kosten ist größer als Eins. Dem steht das Verhältnis der bedingten Wahrscheinlichkeiten der korrekten Entscheidung zur falschen Entscheidung, der Empfehlung eines Verbotes, gegenüber. Dieses Verhältnis ist kleiner Eins. Dies widerspricht der Anforderung, dass das Verhältnis der erwarteten Kosten kleiner als das Verhältnis der bedingten Wahrscheinlichkeit sein sollte. Dieser Widerspruch zeigt, dass Strategie 5) in diesem Fall nicht zu minima-

len erwarteten Kosten führt. Auch der analoge Vergleich mit der uninformierten Erlaubnis unter der Voraussetzung der Gültigkeit von Formel 5) führt zum Widerspruch. Die Erfüllung der Bedingung setzt niedrigere bedingte Wahrscheinlichkeiten richtiger Informationen als bedingte Wahrscheinlichkeiten einer falschen Information voraus. Dies impliziert eine wissenschaftliche Arbeitsweise, die der Vorstellung eines wissenschaftlich korrekten Vorgehens entgegensteht. Diese Handlungsalternative wird infolgedessen ausgeschlossen. Die dadurch wegfallenden Alternativen sind im Entscheidungsbaum in **Abbildung 9** durch Parallelstriche gekennzeichnet. Im Folgenden wird angenommen, dass naturwissenschaftliche Vorgehensweisen die Bedingungen guten wissenschaftlichen Arbeitens erfüllen.

Damit bleibt als mögliche politische Gesamtstrategie, auf eine Informationsbeschaffung zu verzichten oder den Empfehlungen entsprechend zu handeln, das heißt, entsprechend Strategie 6).

Wenn die Anforderungen an gutes wissenschaftliches Arbeiten als gegeben unterstellt werden, kann für die jeweiligen Ausgangssituationen das gleiche Ergebnis am Entscheidungsbaum mittels der Methode des rückwärtigen Schließens (*backward induction* = *Rollback-Verfahren*) gewonnen werden. Zu diesem Zweck werden die beiden Teiläste des unteren Hauptastes getrennt betrachtet. Die erwarteten Kosten der Entscheidungen e_1 und e_2 werden für Information $X = x_1$ verglichen. Und sie werden für Information $X = x_2$ verglichen. Dabei werden die Kosten mit den posterioren Wahrscheinlichkeiten gewichtet. In Abhängigkeit der jeweiligen Information und der revidierten Wahrscheinlichkeiten wird die jeweils kostenminimierende Entscheidung getroffen. Auf diese Weise ist die „beste“ Strategie bestimmt. Im zweiten Schritt wird gemäß dieser Methode durch den Vergleich der a priori erwarteten Fehlerkosten mit den a posteriori erwarteten Fehlerkosten entschieden, ob der Informationsdienst in Anspruch genommen wird.

Auch hier folgt: Wenn Handlungsalternative g_1 (Informationsalternative) ergriffen wird, dann wird

- die Entscheidung e_1 (Regulierung) getroffen, falls Information x_1 (Stoff ist regulierungsbedürftig) geliefert wird, **und**
- es wird die Entscheidung e_2 (Unterlassen der Regulierung) getroffen, falls Information x_2 (Stoff ist nicht regulierungsbedürftig) geliefert wird.

Für die Informationsalternative ergibt sich:

$$\begin{aligned}
 (8) \quad \min \rho(\xi, \delta(\xi)) &= \min E\{K[Z, \delta(X)]\}^{74} \\
 &= (1-\xi(x_1)) K_r W(x_1) + \xi(x_2) K_s W(x_2) \\
 &= \alpha (1-\xi) K_r + \beta \xi K_s.
 \end{aligned}$$

Die minimalen erwarteten Fehlerkosten der Informationsalternative bestimmen das „Verfahrensrisiko“ dieser Vorgehensweise, ausgedrückt durch die Risikofunktion $\rho(\xi, \delta)$.

Die Bedingung für die Durchführung einer Informationsbeschaffung lautet somit:

$$\begin{aligned}
 (9) \quad \min E\{K[Z, \delta(X)]\} &< \min E\{K[Z, \delta(\xi)]\} \\
 &\Leftrightarrow \alpha(1-\xi)K_r + \beta\xi K_s < \min \{\xi K_s; (1-\xi)K_r\}.^{75}
 \end{aligned}$$

Das Entscheidungskriterium kann als Effizienzkriterium interpretiert werden, da die Auswahl zwischen den Verfahrensalternativen durch den Vergleich zwischen erwarteten Fehlerkosten der besten uninformierten Alternative mit den erwarteten Gesamterwarteten Fehlerkosten der informierten Alternative erfolgt.

Die Umformung nach dem Verhältnis der erwarteten Fehlerkosten der uninformierten Alternativen führt nun zu den Bedingungen

$$\begin{aligned}
 (10) \quad \frac{\xi K_s}{(1-\xi)K_r} &< \frac{(1-\alpha)}{\beta} \quad \text{falls a priori Regulierung} \\
 \frac{(1-\xi)K_r}{\xi K_s} &< \frac{(1-\beta)}{\alpha} \quad \text{falls a priori keine Regulierung.}
 \end{aligned}$$

Diese Bedingungen erzeugen keinen Widerspruch.

Zusammenfassend lässt sich festhalten: Die Anforderungen an ein „verzerrungsfreies“, das heißt, gutes wissenschaftliches Arbeiten im Kontext naturwissenschaftlicher Verfahren bedingen zugleich die politische Strategie, falls zusätzliche Information beschafft wird und falls die politische Instanz ihre Überzeugungen gemäß der Bayes-Regel bildet. Als Bedingung für die Wahl der Informationsalternative wird gefordert,

⁷⁴ Vgl. DeGroot (1970), S.137ff.

⁷⁵ Informationsbeschaffungskosten K_{inf} bleiben wie angekündigt vorerst unberücksichtigt. Auf diese Weise können die Implikationen der Qualität des Informationsdienstes für den Grenzwertsetzungsprozess und der Einfluss von Informationsbeschaffungskosten getrennt analysiert werden.

dass die erwarteten Fehlerkosten aus Fehlentscheidungen niedriger sind als die erwarteten Fehlerkosten der a priori präferierten Alternative.

6.2.1 Die Entscheidungsfunktion in Abhängigkeit erwarteter Kosten

Die Entscheidungsfunktion lautet in Abhängigkeit von Grundüberzeugungen und Kosten durch Fehlentscheidungen für die Handlungsalternative g_0 :

$$(11) \quad \delta(\xi) = \begin{cases} e_1 & \text{falls } (1-\xi)K_r < \xi K_s \\ e_2 & \text{falls } \xi K_s < (1-\xi)K_r \\ e_1, e_2 & \text{falls } \xi K_s = (1-\xi)K_r \end{cases} .$$

Diese Entscheidung wird als Bayes-Entscheidung gegen die priore Wahrscheinlichkeitsverteilung bezeichnet. Alternative e_1 wird ergriffen, wenn die erwarteten Kosten durch ein fehlerhaftes Ergreifen der Alternative e_2 höher sind als mögliche erwartete Kosten durch e_1 . Entsprechen sich a priori die erwarteten Kosten, ist ein zusätzliches Entscheidungskriterium erforderlich, falls die Informationsalternative nicht ergriffen wird.

Die resultierende Handlung und die erwarteten Kosten bilden die Referenzgröße für den Vergleich mit den möglichen Ergebnissen der Informationsbeschaffung. Durch Anwenden der Bayes-Regel ergibt sich für den unteren Hauptast des Entscheidungsbaumes, **Abbildung 9**, die Entscheidungsfunktion:⁷⁶

$$(12) \quad \delta(\xi(x)) = \begin{cases} e_1 & \text{falls } \alpha(1-\xi)K_r < (1-\beta)\xi K_s \\ e_2 & \text{falls } \beta\xi K_s < (1-\alpha)(1-\xi)K_r \end{cases}$$

oder

$$(13) \quad \delta(\xi(x)) = \begin{cases} e_1 & \text{falls } \frac{\xi K_s}{(1-\xi)K_r} > \frac{\alpha}{(1-\beta)} \\ e_2 & \text{falls } \frac{\xi K_s}{(1-\xi)K_r} < \frac{(1-\alpha)}{\beta} \end{cases}$$

⁷⁶ Für die allgemeine formale Ableitung und den Beweis dieser Bedingungen vgl. DeGroot (1970) S. 146f.

Die Struktur der naturwissenschaftlichen Verfahren bedingt $(1-\xi(x_1)) K_r < \xi(x_1) K_s$ und $\xi(x_2) K_s < (1-\xi(x_2)) K_r$.

Die Zusammenfassung dieser Entscheidungsfunktionen ergibt:

$$(14) \quad \delta^*(\xi(x)) = \begin{cases} e_2 & \text{für } \frac{\xi K_s}{(1-\xi)K_r} < \frac{\alpha}{(1-\beta)} \\ \left. \begin{array}{l} e_1 \text{ falls } X = x_1 \\ e_2 \text{ falls } X = x_2 \end{array} \right\} & \text{für } \frac{\alpha}{(1-\beta)} \leq \frac{\xi K_s}{(1-\xi)K_r} \leq \frac{(1-\alpha)}{\beta} \\ e_1 & \text{für } \frac{(1-\alpha)}{\beta} < \frac{\xi K_s}{(1-\xi)K_r} \end{cases}$$

Die Entscheidungsfunktion $\delta^*(\xi(x))$ gibt in Relation zum Verhältnis a priori erwarteter Kosten, die zu wählenden Alternativen und den „Nachfragebereich“ nach zusätzlicher naturwissenschaftlicher Information an.

Es können folgende Schlussfolgerungen gezogen werden: Der „Bereich“, innerhalb dessen zusätzliche naturwissenschaftliche Information nachgefragt wird, wird bei dieser Darstellung durch Anforderungen an gutes wissenschaftliches Arbeiten bestimmt. Eine Präferenz für die Informationsalternative g_1 ergibt sich, falls das Verhältnis der a priori erwarteten Kosten in diesen Bereich $\left\{ \frac{\alpha}{(1-\beta)}, \frac{(1-\alpha)}{\beta} \right\}$ fällt.

Die Grenzen des Bereiches kennzeichnen indifferente Entscheidungssituationen. Die Breite des Anwendungsbereiches naturwissenschaftlicher Verfahren wird vom Verhältnis ihrer bedingten Fehlerwahrscheinlichkeiten bestimmt. Dies bedeutet auch, dass selbst ein kostenloses exzellentes Verfahren kein besseres Ergebnis im Sinne der Minimierung erwarteter Gesamtkosten erzielen muss.

Eine weitere Schlussfolgerung kann aus den in Formeln 10) und 13) genannten Bedingungen gezogen werden. Der Vergleich dieser Bedingungen zeigt, dass

- die obere Bedingung in Formel 10) mit der unteren Bedingung in Formel 13) und
- die untere Bedingung in Formel 10) mit der oberen Bedingung in Formel 13)

identisch ist. Formel 10) nennt die Bedingungen für die Präferenz der Informationsalternative in Abhängigkeit der Ausgangssituation. Formel 13) nennt die Bedingungen für das Ergreifen einer bestimmten Alternative D in Abhängigkeit einer spezifischen Information X. Beispielsweise wird im oberen Fall a priori die Entscheidung e_1 präfe-

riert. Unter der gleichen Bedingung, die zur Präferenz der Informationsalternative führt, wird bei Inanspruchnahme des Informationsdienstes die Entscheidung e_2 präferiert, falls Information x_2 geliefert wird. Das heißt, die Informationsalternative wird präferiert, da durch eine andere als die a priori optimale Alternative, e_2 anstelle von e_1 , die erwarteten Kosten aus Fehlentscheidungen verringert werden.

Holloway (1979, S.348) betont, dass Information in einem Entscheidungsproblem nur dann Wert besitzt, wenn sich die entscheidende Instanz nach Auswertung der Information für eine andere Alternative als die bisher als optimal betrachtete entscheidet. Das heißt, eine Information x_1 wäre im gezeigten Beispiel wertlos. Da ex ante nicht bekannt ist, welche konkrete Information geliefert wird, ist nicht die einzelne Information, sondern der Informationsdienst zu bewerten.

6.2.2 Die Entscheidungs- und Kostenfunktion in Abhängigkeit priorer Wahrscheinlichkeiten

Die Entscheidungsfunktion wird nun in eine Entscheidungsfunktion in Abhängigkeit priorer Wahrscheinlichkeiten ξ umgeformt.

Wird die Informationsbeschaffung, die zusätzliche wissenschaftliche Information, nicht in Erwägung gezogen, ergibt sich nun als Entscheidung gegen die priore Wahrscheinlichkeitsverteilung

$$(15) \quad \delta^*(\xi) = \begin{cases} e_1 & \text{für } \xi > \frac{K_r}{K_s + K_r} \\ e_2 & \text{für } \xi < \frac{K_r}{K_s + K_r} \\ e_1, e_2 & \text{für } \xi = \frac{K_r}{K_s + K_r} \end{cases} .^{77}$$

Durch diese Umformung können unterschiedliche Größenordnungen von Schadens- und Regulierungskosten berücksichtigt werden. Die Entscheidungsregel, welche zur Regulierung oder Nicht-Regulierung eines Stoffes führt, wird nun durch den Vergleich zwischen der Quote der Regulierungskosten und einer Überzeugung der Regulierungsbedürftigkeit eines Stoffes gebildet. Das heißt, die Entscheidung der politischen Instanz

⁷⁷ Für die Ableitung der Risiko- und Entscheidungsfunktionen vgl. DeGroot (1970), Kapitel 8.8 ff.. Die dort dargestellten Beispiele wurden verallgemeinert.

wird nicht nur von der Überzeugung in die Verlässlichkeit naturwissenschaftlicher Informationen bestimmt. In dieser Darstellung kann Verlässlichkeit durch die Überzeugung der politischen Instanz in die Regulierungsbedürftigkeit eines Stoffes ausgedrückt werden, da ausschließlich Fehlentscheidungen erfasst werden. Zugleich beeinflusst die Quote der Regulierungskosten die Entscheidung. Je höher beispielsweise die Regulierungskosten durch eine fälschliche Regulierung, desto stärker kann die politische Instanz a priori davon überzeugt sein, dass ein Stoff tatsächlich regulierungsbedürftig ist – um den Stoff a priori zu regulieren.

Erfolgt die Entscheidung auf der Basis zusätzlicher Information, wird die kritische Wahrscheinlichkeit durch die posteriore Wahrscheinlichkeit $\xi(x) = W(z_1|x_i)$ bestimmt:

$$(16) \quad \delta^*(\xi(x)) = \begin{cases} e_1 & \text{für } \xi(x) > \frac{K_r}{K_s + K_r} \\ e_2 & \text{für } \xi(x) < \frac{K_r}{K_s + K_r} \\ e_1, e_2 & \text{für } \xi(x) = \frac{K_r}{K_s + K_r} \end{cases} .$$

Die Entscheidungsregel besagt nun, dass a posteriori, das heißt, nach erfolgter Informationsbeschaffung, die posterioren Überzeugungen den Vergleich bestimmen. Da vorab das Ergebnis der Informationsbeschaffung nicht bekannt ist, lautet die Entscheidungsfunktion:

$$(17) \quad \delta^*(\xi(x)) = \begin{cases} e_2 & \text{für } 0 < \xi < \frac{\alpha K_r}{(1-\beta)K_s + \alpha K_r} \\ e_1 \text{ falls } X = x_1 \\ e_2 \text{ falls } X = x_2 \\ e_1 & \text{für } \frac{\alpha K_r}{(1-\beta)K_s + \alpha K_r} \leq \xi \leq \frac{(1-\alpha)K_r}{\beta K_s + (1-\alpha)K_r} \\ e_1 & \text{für } \frac{(1-\alpha)K_r}{\beta K_s + (1-\alpha)K_r} < \xi < 1 \end{cases} .$$

Die Entscheidungsfunktion gibt an, welche Entscheidung e in Abhängigkeit von Grundüberzeugungen ξ zu minimalen erwarteten Kosten aus Fehlentscheidungen führt. Sie beinhaltet drei Entscheidungsregeln, welche sich aus dem Vergleich mit gegebenen Grundüberzeugungen ξ ableiten. Ist eine Grundüberzeugung ξ beispielsweise kleiner als

$\frac{\alpha K_r}{(1-\beta)K_s + \alpha K_r}$ wird die Handlungsalternative g_0 gewählt und die a priori optimale Entscheidung e_2 getroffen. Ist sie größer als $\frac{(1-\alpha)K_r}{\beta K_s + (1-\alpha)K_r}$, ist die Überzeugung in die Regulierungsbedürftigkeit des Stoffes relativ zur Quote der Regulierungskosten so „stark“, dass bei gegebenem Design (α, β) des naturwissenschaftlichen Verfahrens die a priori Entscheidung e_1 präferiert wird.

Die korrespondierenden Kosten der Fehlentscheidungen werden durch folgende Kostenfunktion (Risikofunktion) beschrieben:

$$(18) \quad \rho^*(\xi(x)) = \begin{cases} K_s \xi & \text{für } 0 < \xi \leq \frac{\alpha K_r}{(1-\beta)K_s + \alpha K_r} \\ K_s \xi \beta + K_r (1-\xi) \alpha & \text{für } \frac{\alpha K_r}{(1-\beta)K_s + \alpha K_r} \leq \xi \leq \frac{(1-\alpha)K_r}{\beta K_s + (1-\alpha)K_r} \\ K_r (1-\xi) & \text{für } \frac{(1-\alpha)K_r}{\beta K_s + (1-\alpha)K_r} \leq \xi < 1 \end{cases}$$

Die Kostenfunktion beschreibt die maximal erwarteten Kosten, welche bei gegebener Entscheidungssituation mit den optimalen Entscheidungen verbunden sind.

Es ergeben sich folgende Schlussfolgerungen:

- Die Wahl der Alternative Regulierung oder Unterlassen einer Regulierung, die bei gegebener Grundüberzeugung ξ zu minimalen erwarteten Kosten führt, hängt von der Spezifität und Sensitivität des eingesetzten naturwissenschaftlichen Verfahrens und von der Höhe der möglichen Kosten bei einer Fehlentscheidung ab. Die Begriffe sensitiv und spezifisch werden üblicherweise verwendet, um zu beschreiben, dass durch ein Testverfahren ein toxischer Stoff als solcher erkannt wird (sensitiv, $(1-\beta)$) bzw. ein nicht toxischer Stoff als solcher erkannt wird (spezifisch, $(1-\alpha)$). In diesen Kontext wird die Begrifflichkeit angepasst: Ein naturwissenschaftlicher Informationsdienst (ein naturwissenschaftliches Verfahren) ist sensitiv, wenn regulierungsbedürftige Stoffe als solche erkannt werden und spezifisch, wenn nicht regulierungsbedürftige Stoffe als solche erkannt werden.

- Die Wahl der Informationsalternative wird durch diese Abhängigkeiten auf den Bereich $\xi \in \left\{ \frac{\alpha K_r}{(1-\beta)K_s + \alpha K_r}, \frac{(1-\alpha)K_r}{\beta K_s + (1-\alpha)K_r} \right\}$ beschränkt. Außerhalb dieses Bereiches dominiert die jeweils beste uninformierte Entscheidung in Abhängigkeit von Grundüberzeugung ξ . Der Nachfragebereich umschließt alle möglichen Grundüberzeugungen, welche zur Präferenz der Informationsalternative führen.
- Die Nutzung naturwissenschaftlicher Verfahren und eine Entscheidung in Abhängigkeit gelieferter Informationen erweist sich außerhalb dieses Bereiches als kontraproduktiv im Sinne der Entscheidungsregel, da in diesem Fall die erwarteten Gesamtkosten der Informationsalternative gegenüber den erwarteten Kosten der a priori besten uninformierten Entscheidung höher sind. Die Wahl der Informationsalternative ist demnach im verwendeten Entscheidungsmodell und bei gegebenem Kriterium der Minimierung erwarteter Gesamtkosten nicht grundsätzlich adäquat.

6.3 Implikationen für den Grenzwertsetzungsprozess

Die Bedingungen für eine Nachfrage nach zusätzlicher naturwissenschaftlicher Information ergeben sich aus der Analyse der aufgezeigten Grenzen des Nachfragebereiches und der Veränderung dieser Grenzen.

Im Folgenden werden Szenarien gebildet, die die Analyse der Veränderung dieser Grenzen ermöglichen. Bestandteile jedes Szenarios bilden die Grundüberzeugungen ξ , die die Regulierungsbedürftigkeit eines Stoffes einschätzen, das Kostenverhältnis der Fehlentscheidungen und das Design (die Fehlerwahrscheinlichkeiten) naturwissenschaftlicher Verfahren. Untersucht wird die Frage, wie die Grenzen des Nachfragebereiches durch unterschiedliche Konstellationen beeinflusst werden und welche Schlussfolgerungen sich für den Grenzwertsetzungsprozess ableiten lassen.

Die Grenzen des Nachfragebereiches $\left\{ \frac{\alpha K_r}{(1-\beta)K_s + \alpha K_r}, \frac{(1-\alpha)K_r}{\beta K_s + (1-\alpha)K_r} \right\}$ sind durch

Indifferenzsituationen gekennzeichnet. Die jeweilige beste Alternative der uninformierten Entscheidung ist der Verfahrensalternative einer Informationsbeschaffung äquivalent. Die erwarteten Kosten einer Nicht-Regulierung bzw. Regulierung entsprechen in ihrer Höhe den erwarteten Kosten der Informationsalternative. Das heißt, an der unteren Grenze stimmen die erwarteten Kosten der a priori Entscheidung e_2 mit den

erwarteten Gesamtkosten der Informationsalternative überein; an der oberen Grenze entsprechen die erwarteten Kosten der a priori Entscheidung e_1 den erwarteten Gesamtkosten der Informationsalternative.

Da der Nachfragebereich auf die Grundüberzeugungen ξ konditioniert wurde, beschränken sich mögliche Werte auf das Intervall $\{0, 1\}$. Je niedriger die untere Grenze und je höher die obere Grenze, desto größer ist die Bandbreite an Überzeugungen, welche zur Präferenz der Informationsalternative führt. Die Bereichsgrenzen werden sowohl durch die Höhe von Regulierungs- und Schadenskosten als auch durch das Design naturwissenschaftlicher Verfahren bestimmt.

Die Analyse der Bereichsgrenzen setzt an zwei Aspekten an: an den beeinflussenden Größen und der Veränderung dieser Größen. Es sind verschiedene Konstellationen denkbar, durch die eine politische Entscheidungssituation geprägt sein kann.

Für die Kosten K_s und K_r werden drei Kategorien unterschieden:

- $K_s = K_r$. Die Kosten entsprechen sich.
- $K_s < K_r$. Die Kosten der fälschlich unterlassenen Regulierung sind niedriger als die Kosten der fälschlichen Regulierung.
- $K_s > K_r$. Die Kosten der fälschlich unterlassenen Regulierung sind höher als die Kosten der fälschlichen Regulierung.

Da das Verhältnis der Kosten von Interesse ist, wird für die qualitative Betrachtung K_s durch $b K_r$ substituiert. Der Faktor b ist für den Fall $K_s \gg K_r$ sehr viel größer als Eins und für den Fall $K_s \ll K_r$ sehr viel kleiner als Eins, für $b = 1$ entsprechen sich die Kosten in ihrer Höhe.

Ist der Faktor b sehr groß, repräsentiert dies folgende Entscheidungssituation: Die Schadenskosten einer unterlassenen Regulierung sind viel höher als die Regulierungskosten eines „unnötig“ regulierten Stoffes. Dies betrifft beispielsweise Stoffe, welche einerseits durch ungefährliche leicht verfügbare Substitute ersetzt werden können und/oder deren Nutzen als relativ gering bewertet wird. Andererseits entstehen, falls diese Stoffe zu vermeidende Wirkungen verursachen, als schwerwiegend bewertete externe Effekte, die den Verwendungsnutzen bei weitem übersteigen würden. Relevant dürften hier unter anderem Stoffe und Stoffgruppen sein, welche irreversible oder

schwer zu beseitigende Schädigungen der menschlichen Gesundheit oder wichtiger Umweltfunktionen hervorrufen.

Ein kleiner Faktor b wiederum impliziert höhere Regulierungs- als Schadenskosten. Als Beispiel für diese Konstellation dienen Stoffe, welche ihrerseits schwerwiegende gesundheitliche Schädigungen vermeiden oder für die Grundversorgung der Bevölkerung notwendig sind. Die entstehenden Schadenskosten einer fälschlichen Regulierung müssten demgegenüber leicht zu beseitigende oder kompensierbare niedrige Schäden beinhalten.

Das Design naturwissenschaftlicher Verfahrens wird ebenfalls in drei Kategorien unterteilt:

- $\alpha = \beta$.
- $\alpha < \beta$. Ist Regulierungsbedürftigkeit gegeben, wird mit größerer Wahrscheinlichkeit eine fälschliche Unterlassung empfohlen als bei fehlender Regulierungsbedürftigkeit eine Regulierung.
- $\alpha > \beta$.

Die folgende Übersicht zeigt die verschiedenen Kombinationsmöglichkeiten.

Die Grenzen des Anwendungsbereiches: Szenarien	
Allgemeiner Zusammenhang	$\left\{ \frac{\alpha K_r}{(1-\beta)K_s + \alpha K_r}, \frac{(1-\alpha)K_r}{\beta K_s + (1-\alpha)K_r} \right\}$
Mögliche Kombinationen der Ausgestaltung :	
1) $\alpha = \beta, K_s = K_r$	$\{\alpha, (1-\alpha)\}$
2a) $\alpha = \beta, K_s < K_r (b < 1)$ 2b) $\alpha = \beta, K_s > K_r (b > 1)$	$\left\{ \frac{\alpha}{\alpha + (1-\alpha)b}, \frac{(1-\alpha)}{(1-\alpha) + \alpha b} \right\}$
3) $\alpha \neq \beta, K_s = K_r$	$\left\{ \frac{\alpha}{\alpha + (1-\beta)}, \frac{(1-\alpha)}{(1-\alpha) + \beta} \right\}$
4a) $\alpha \neq \beta, K_s < K_r (b < 1)$ 4b) $\alpha \neq \beta, K_s > K_r (b > 1)$	$\left\{ \frac{\alpha}{\alpha + (1-\beta)b}, \frac{(1-\alpha)}{(1-\alpha) + \beta b} \right\}$

Tabelle 11 Grenzen des Nachfragebereiches: Szenarien

Die Tabelle zeigt, dass unterschiedliche Kombinationen dieser Kategorien nicht nur die Grenzen des Nachfragebereiches beeinflussen, sondern sich auch auf die bestimmenden Variablen auswirken. Während das Design naturwissenschaftlicher Verfahren die Grenzen immer beeinflusst, sind politische Bewertungen der Kosten aus Fehlentscheidungen nur dann bedeutsam, wenn sie sich in der Höhe unterscheiden.

Entsprechen sich die Kosten der Fehlentscheidungen ($b = 1$), wird der Nachfragebereich durch Sensitivität ($1-\beta$) und Spezifität ($1-\alpha$) bzw. durch die Fehlerwahrscheinlichkeiten naturwissenschaftlicher Verfahren bestimmt. Ist das Verfahren gleichermaßen sensitiv wie spezifisch, wird der Bereich der Grundüberzeugungen ξ , in denen die zusätzliche Informationsbeschaffung die erwarteten Gesamtkosten zu minimieren vermag, durch die bedingten Wahrscheinlichkeiten α und $(1-\alpha)$ bestimmt. Optimale uninformierte Entscheidungen, das heißt, der Verzicht auf eine zusätzliche Informationsbeschaffung dominieren für Grundüberzeugungen $\xi < \alpha$ bzw. $\xi > (1-\alpha)$ die Entscheidungssituation. Der Nachfragebereich verteilt sich symmetrisch um $\xi = 0,5$, da $K_r/(K_r + K_s) = 0,5$ (vgl. Formel (15)). Unterscheiden sich die Fehlerwahrscheinlichkeiten, wirkt sich dies auf die „Lage“ der Bereichsgrenzen aus. Natürlich beeinflussen sowohl Sensitivität als auch Spezifität naturwissenschaftlicher Informationsbeschaffungsverfahren die politische Entscheidung, die Informationsalternative zu präferieren.

Unterscheiden sich die Kosten der Fehlentscheidungen, wirkt ein Faktor $b > 1$ in Richtung niedrigere priore Wahrscheinlichkeiten und ein Faktor $b < 1$ in Richtung höhere priore Wahrscheinlichkeiten. Diese Tendenzaussage lässt sich jedoch nur für sehr niedrige und sehr hohe Faktoren b machen. Für einen sehr hohen Faktor b gehen beispielsweise die untere Grenze mit $\frac{\alpha}{(1-\alpha)b}$ und die obere Grenze mit $\frac{(1-\alpha)}{\alpha b}$ gegen Null.

Ceteris paribus „verschiebt“ sich die untere Bereichsgrenze nach links und die obere Bereichsgrenze nach rechts, je niedriger β oder je höher die Schadenskosten sind.

Weitere Implikationen ergeben sich aus den Bedeutungen der Grenzen. Die „untere“ Bereichsgrenze ist durch eine priore Wahrscheinlichkeit ξ gekennzeichnet, welche einer gewichteten Quote der Regulierungskosten entspricht. Gewichtungsfaktoren für die untere Grenze sind die bedingten Wahrscheinlichkeiten, Information x_1 zu liefern.

Gewichtungsfaktoren der „oberen“ Bereichsgrenze sind die bedingten Wahrscheinlichkeiten, Information x_2 zu liefern.

Der, durch priore Wahrscheinlichkeiten ξ gebildete, Nachfragebereich erfasst um so niedrigere priore Wahrscheinlichkeiten ξ , je höher die Sensitivität $(1-\beta)$ des Informationsdienstes und je höher die Schadenskosten einer unterlassenen Regulierung. Das heißt, je höher die Wahrscheinlichkeit für Information x_1 , desto eher wird die Informationsalternative auch bei geringen Überzeugungen einer Regulierungsbedürftigkeit präferiert.

Der Nachfragebereich erfasst um so höhere priore Wahrscheinlichkeiten ξ , je höher die Spezifität $(1-\alpha)$ des Informationsdienstes und je höher die Regulierungskosten sind. Je höher die Wahrscheinlichkeit für Information x_2 , desto eher ist die politische Instanz bereit, auch eine starke Überzeugung in die Regulierungsbedürftigkeit eines Stoffes zu überprüfen.

6.4 Der Wert des Informationsdienstes als Entscheidungskriterium

Die Entscheidungsfunktionen liefern Entscheidungsregeln und Bedingungen für zu ergreifende Entscheidungen. Der abgeleitete Nachfragebereich diskriminiert jedoch nicht nach den Ausgangssituationen.

Wie bereits erwähnt, besitzt ein Informationsdienst nur dann Wert, wenn die erwarteten Verluste der a priori optimalen Entscheidung verringert werden können. Das heißt, die Verminderung erwarteter Kosten durch zusätzliche Informationsbeschaffung in Abhängigkeit erwarteter Kosten der besten uninformierten Entscheidung quantifiziert den ökonomischen Wert der Informationsbeschaffung. Berücksichtigt man Fehlentscheidungen, ergibt sich der Informationswert aus der Differenz zwischen erwarteten Fehlerkosten der optimalen uninformierten Entscheidung und erwarteten Fehlerkosten der optimalen informierten Entscheidung.

Die Bedingung für die Durchführung einer Informationsbeschaffung ist gleichbedeutend mit der Forderung eines positiven Wertes des Informationsdienstes. Zugleich gibt der Wert des Informationsdienstes die maximale Zahlungsbereitschaft für zusätzliche Informationen an.

An Informationswerten lassen sich der EVPI, „*Expected Value of Perfect Information*“, und der EVSI, „*Expected Value of Sample Information*“, unterscheiden.⁷⁸

Im Folgenden wird die Verbindung vom Nachfragebereich naturwissenschaftlicher Verfahren zum Wert der Informationsbeschaffung hergestellt. Durch den anschließenden Vergleich der Kosten der Informationsbeschaffung zeigt sich deren Einfluss auf die Veränderung des Nachfragebereiches und die optimalen Entscheidungen.

6.4.1 Der Erwartungswert der perfekten Information

Der Erwartungswert der perfekten Information EVPI ergibt sich in diesem Entscheidungsproblem aus der Differenz des Erwartungswertes der a priori besten Entscheidung und dem Erwartungswert der Alternative, wenn man berücksichtigt, dass Unsicherheit vor dem Ergreifen der Alternative aufgelöst wird und die beste Alternative in Abhängigkeit des eingetretenen Zustandes ergriffen werden kann (vgl. Morgan/Henrion 1990, S.309f., Raiffa 1970, S.28). Die Differenz liefert die maximale Zahlungsbereitschaft für perfekte Informationen. Dies bedeutet nicht, dass die Unsicherheit ex ante, vor Informationsbeschaffung gelöst ist.

Da die beste uninformierte Entscheidung durch die priore Wahrscheinlichkeit und die bewertete Konsequenz bestimmt wird, ergeben sich hier „bedingte“ Informationswerte:

$$(19) \quad \Omega_{EVPI} = \begin{cases} \xi K_s - [\xi \cdot 0 + (1 - \xi) \cdot 0] & \text{für } \xi K_s < (1 - \xi) K_r \\ (1 - \xi) K_r - [\xi \cdot 0 + (1 - \xi) \cdot 0] & \text{für } \xi K_s > (1 - \xi) K_r \end{cases}$$

Der EVPI ist vom Betrag maximal so groß wie die erwarteten Kosten der Fehlentscheidung, welche a priori entstehen können. Beispielsweise reduzieren sich die mit einer a priori unterlassenen Regulierung erwarteten Schadenskosten auf Null, da durch das naturwissenschaftliche Verfahren die Regulierungsbedürftigkeit des Stoffes geklärt wird. In diesem Kontext ist der EVPI immer positiv. Sind die Informationsbeschaffungskosten höher, wird auch der perfekte Informationsdienst nicht genutzt.

⁷⁸ Eine ausführliche Darstellung des ökonomischen Wertes von Informationen findet sich bei Lawrence (1999). Vgl. auch Manz/Dahmen/Hoffmann (2000), S. 55ff.; Hirshleifer/Riley (1992) S 179ff.; Raiffa (1970), S. 27ff..

Der erwartete Informationswert perfekter Information dient als in der Realität nicht zu erreichende Vergleichsgröße, da er die vollständige Beseitigung von Unsicherheit voraussetzt und die Überführung der Entscheidungssituation in eine Entscheidungssituation unter Sicherheit impliziert. Zugleich gibt er jedoch eine Obergrenze für den „Wert“, welcher durch die Informationsbeschaffung realisiert werden kann.

Die Höhe des EVPI kann jedoch als Kriterium herangezogen werden, um verschiedene Entscheidungssituationen zu vergleichen. Je höher der EVPI, desto eher lohnt sich zusätzliche Informationsbeschaffung. Dies bedeutet zugleich, dass ein Vergleich von Stoffen zur vorrangigen Untersuchung derjenigen Stoffe führt, welche die höchsten Werte aufweisen. Dies impliziert, dass nicht diejenigen Stoffe vorrangig untersucht werden, welche die höchsten Schadens- oder Regulierungskosten im Falle einer Fehlentscheidung verursachen, sondern diejenigen mit den höchsten erwarteten Schadens- und Regulierungskosten.

6.4.2 Der Erwartungswert der Stichprobeninformation

Der interessierende ökonomische Wert des Informationsdienstes wird durch den EVSI, den erwarteten Wert der Stichprobeninformation, abgebildet. Mit „Stichprobe“ ist in diesem Kontext das Vorgehen des nicht perfekten naturwissenschaftlichen Informationsdienstes gemeint. Er gibt den Wert des Informationsdienstes an, wenn Unsicherheiten durch den Informationsdienst nicht aufgelöst werden.

$$\begin{aligned}
 \Omega_{\text{EVSI}} &= \begin{cases} \xi K_s - [W(x_1)(1 - \xi(x_1))K_r + W(x_2)\xi(x_2)K_s] & \text{für } \xi K_s < (1 - \xi)K_r \\ (1 - \xi)K_r - [W(x_1)(1 - \xi(x_1))K_r + W(x_2)\xi(x_2)K_s] & \text{für } \xi K_s > (1 - \xi)K_r \end{cases} \\
 (20) \quad &= \begin{cases} \xi K_s - [\alpha(1 - \xi)K_r + \beta\xi K_s] & \text{für } \xi K_s < (1 - \xi)K_r \\ (1 - \xi)K_r - [\alpha(1 - \xi)K_r + \beta\xi K_s] & \text{für } \xi K_s > (1 - \xi)K_r \end{cases} \\
 &= \begin{cases} K_s\xi(1 - \beta) - K_r(1 - \xi)\alpha & \text{für } K_s\xi < K_r(1 - \xi) \\ K_r(1 - \xi)(1 - \alpha) - K_s\xi\beta & \text{für } K_s\xi > K_r(1 - \xi) \end{cases}
 \end{aligned}$$

Der Wert des Informationsdienstes (EVSI) ergibt sich aus der Differenz zwischen dem erwarteten „Nutzen“ der optimalen Entscheidungen „ohne“ und „mit“ Informationsdienst (vgl. Hirshleifer/Riley 1992, S. 180).

Die Informationsalternative wird gewählt, wenn der EVSI positiv ist und die Informationsbeschaffungskosten nicht höher als der EVSI sind. Die formal abgebildete Darstellung des EVSI ist inhaltlich zu klären.

Liegt die Ausgangssituation $\xi K_s < (1-\xi) K_r$ vor, wird a priori die Entscheidung e_2 ergriffen. Da der Informationswert positiv sein soll, ergibt sich aus $K_s \xi(1-\beta) - K_r(1-\xi)\alpha > 0 \Rightarrow K_s \xi(1-\beta) > K_r(1-\xi)\alpha$. Der EVSI ist größer Null, falls die vermeidbaren erwarteten Schadenskosten durch eine korrekte Information x_1 größer sind als die erwarteten Regulierungskosten durch eine falsche Information x_1 .

Liegt die Ausgangssituation $\xi K_s > (1-\xi) K_r$ vor, wird a priori die Entscheidung e_1 ergriffen. Hier ergibt sich $K_r(1-\xi)(1-\alpha) - K_s \xi \beta > 0 \Rightarrow K_r(1-\xi)(1-\alpha) > K_s \xi \beta$. Der EVSI ist größer Null, falls die vermeidbaren erwarteten Regulierungskosten durch eine korrekte Information x_2 größer sind als die erwarteten Schadenskosten durch eine falsche Information x_2 .

Unter diesen Bedingungen ergibt sich ein „positiver Nettonutzen“ des Informationsdienstes. Das heißt, die erwarteten Kosten aus Fehlentscheidungen aufgrund zusätzlicher Falschinformation müssen niedriger sein als die vermiedenen erwarteten Kosten aufgrund einer zusätzlichen korrekten Information. Der EVSI ist Null, wenn die vermiedenen erwarteten Kosten einer korrekten Information den erwarteten Kosten einer Falschinformation entsprechen.

Setzt man den EVSI gleich Null und formt die Gleichung nach ξ um, ergeben sich die bereits bestimmten Bereichsgrenzen. Darüber hinaus wird durch die Fallunterscheidung deutlich, dass sich der Nachfragebereich in Abhängigkeit dieser Beziehungen „aufteilt“. Dies ist gleichzeitig eine Implikation, der in Formel (15) dargestellten Entscheidungsregeln.

Die folgende Tabelle gibt in Abhängigkeit der Ausgangssituation eine Übersicht der Beziehungen, welche eine Präferenz der Informationsalternative implizieren.

Ausgangssituation: $K_s \xi < K_r(1-\xi)$	Ausgangssituation: $K_s \xi > K_r(1-\xi)$
a priori $e_2 \rightarrow \xi < \frac{K_r}{K_s + K_r}$	a priori $e_1 \rightarrow \xi > \frac{K_r}{K_s + K_r}$

$K_s \xi (1 - \beta) > K_r (1 - \xi) \alpha$	$K_r (1 - \xi) (1 - \alpha) > K_s \xi \beta$
$\xi > \frac{\alpha K_r}{(1 - \beta) K_s + \alpha K_r}$	$\xi < \frac{(1 - \alpha) K_r}{\beta K_s + (1 - \alpha) K_r}$

Tabelle 12 Bedingungen einer Präferenz der Informationsalternative

Die folgende Abbildung verdeutlicht den Zusammenhang zwischen erwarteten Kosten der informierten und uninformierten Entscheidung und dem Informationswert EVSI graphisch.

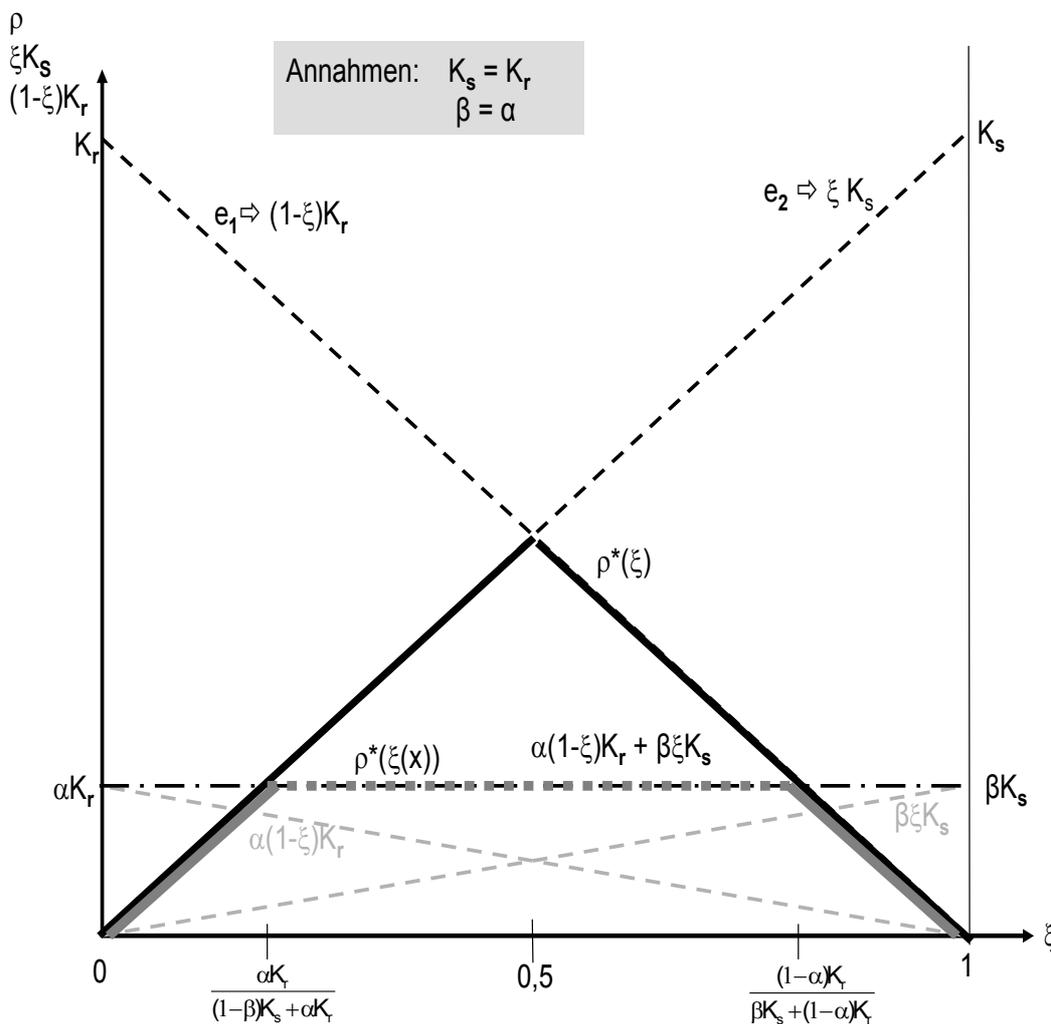


Abbildung 10 Vergleich uninformierter und informierter Entscheidung

Die fette graue Kurve gibt die zu erwartenden minimalen Kosten bei gegebenen prioren Wahrscheinlichkeiten an. Sie bildet die Kostenfunktion $\rho^*(\xi(x))$ aus Gleichung 18) ab. Die fette schwarze Kurve $\rho^*(\xi)$ kennzeichnet die maximalen erwarteten Fehlerkosten der a priori optimalen Entscheidung. Zum besseren Verständnis der Abbildung sei ein

Beispiel genannt. Ausgangspunkt sei die untere Bereichsgrenze $\frac{\alpha K_r}{(1-\beta)K_s + \alpha K_r}$. Die Abszisse gibt Grundüberzeugungen ξ an. Auf der Ordinate sind erwartete Kosten aus Fehlentscheidungen sowohl der a priori Entscheidungen als auch der Informationsalternative aufgetragen. Liegt die Grundüberzeugung ξ links von der Bereichsgrenze, reguliert die politische Instanz den untersuchten Stoff nicht. Da die erwarteten Gesamtkosten der Informationsalternative oberhalb der erwarteten Regulierungskosten liegen, wird auch die Informationsalternative nicht präferiert. Die Vorinformation, der Stoff sei nicht regulierungsbedürftig, wird als ausreichend verlässlich bewertet, um eine endgültige Entscheidung zu treffen.

Der Wert des Informationsdienstes kann als Differenz zwischen dem Wert der Kostenfunktion bei priorer Wahrscheinlichkeit und dem Wert der Kostenfunktion bei posteriorer Wahrscheinlichkeit abgelesen werden, $[\rho^*(\xi) - \rho^*(\xi(x))]$.

Durch ξ -Werte außerhalb des Bereiches $\left\{ \frac{\alpha K_r}{(1-\beta)K_s + \alpha K_r}, \frac{(1-\alpha)K_r}{\beta K_s + (1-\alpha)K_r} \right\}$ sind, wie bereits dargestellt, Entscheidungssituationen gekennzeichnet, in denen bei gegebener Ausgestaltung des naturwissenschaftlichen Verfahrens und gegebenen Kosten aus Fehlentscheidungen die Beschaffung zusätzlicher Information und die Durchführung der empfohlenen Alternativen mit höheren erwarteten Gesamtkosten verbunden sind als die erwarteten Kosten der uninformierten optimalen Entscheidung. Die vermiedenen erwarteten Kosten einer korrekten Entscheidung werden durch die erwarteten Kosten der dennoch begangenen Fehlentscheidung(en) überkompensiert. Da die aufgetragenen Kurven die erwarteten Kosten widerspiegeln, ergibt sich als jeweils optimale Alternative diejenige Entscheidung, die mit der Kurve der niedrigsten erwarteten Kosten verknüpft ist.

Die Grundüberzeugungen ξ innerhalb des Bereiches repräsentieren Entscheidungssituationen, in denen die Anpassung an zusätzliche Informationen, die naturwissenschaftliche Handlungsempfehlung, mit niedrigeren erwarteten Gesamtkosten als durch die Alternative einer uninformierten optimalen Entscheidung verbunden wird. Grafisch ist diesen ξ -Werten die fette gestrichelte Kurve zugeordnet.

Die für diese Darstellung gewählten „Symmetrie“-Annahmen, $K_s = K_r$ und $\alpha = \beta$, bringen den Einfluss der prioren und posterioren Wahrscheinlichkeiten auf die

Entscheidungsfindung deutlich zum Ausdruck. Der Wert des Informationsdienstes ist umso höher, je höher die Kosten K_i der Fehlentscheidungen und/oder je niedriger die bedingten Fehlerwahrscheinlichkeiten α und β sind. Gleichzeitig ist ersichtlich, dass unter diesen Annahmen der Informationswert für $\xi = 0,5$ am höchsten ist. Da ξ die Grundüberzeugung der politischen Instanz ausdrückt, impliziert $\xi = 0,5$ die größtmögliche Unsicherheit hinsichtlich der Regulierungsbedürftigkeit eines Stoffes.

Die weiteren möglichen Fallunterscheidungen ungleich hoher Kosten und unterschiedlicher Fehlerwahrscheinlichkeiten, die bereits diskutierten Szenarien, visualisiert die nachfolgende Abbildung.

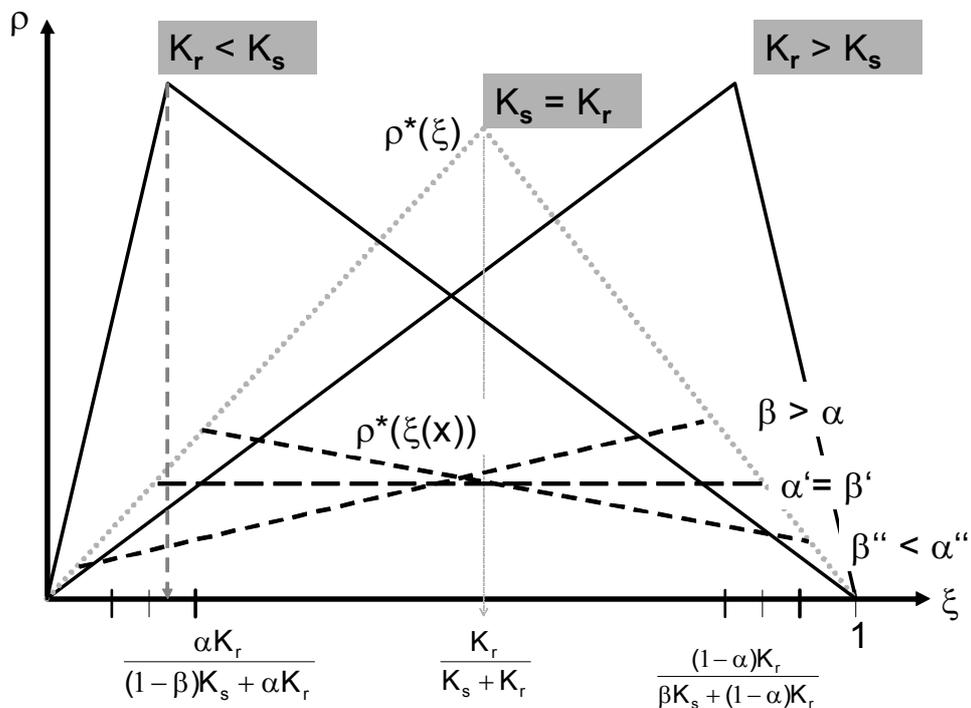


Abbildung 11 Vergleich der besten uninformierten mit der informierten Entscheidung

Diese Abbildung beschränkt sich auf den Vergleich der besten uninformierten Entscheidungen mit der informierten Entscheidung. Das heißt, dargestellt wird das untere „Dreieck“ aus Abbildung 10.

Die Aufteilung des Nachfragebereiches in Abhängigkeit der Ausgangssituation wird durch die zur ξ -Achse orthogonalen Linien aufgezeigt. Beispielsweise zeigt die linke gestrichelte Linie, dass der höchste Informationswert im Vergleich zum Symmetrie-Fall

nicht bei $\xi = 0,5$, sondern links davon, bei $\xi = \frac{K_r}{K_s + K_r}$, liegt. Das heißt, je höher die Schadenskosten relativ zu den Regulierungskosten, desto weiter „links“ befindet sich die Position des höchsten Informationswertes.

Zugleich wird deutlich, wie die Größenordnungen der Fehlerkosten die politische Entscheidungssituation beeinflussen. Je höher die Quote der Regulierungskosten, desto eher ist die Position des höchsten Informationswertes mit einer hinreichend großen Überzeugung, dass ein Stoff regulierungsbedürftig ist, verbunden. Um den Stoff a priori zu regulieren, muss die politische Grundüberzeugung höher als die Quote der Regulierungskosten sein. Je niedriger die Quote der Regulierungskosten, desto eher ist die politische Instanz bereit, a priori einen Stoff auch dann zu regulieren, wenn sie von einer Regulierungsbedürftigkeit nur wenig überzeugt ist.

Der bayesianische Entscheidungsprozess ist nach Hirshleifer/Riley (1992, S. 177) so angelegt, dass einerseits extreme Grundüberzeugungen durch neue Informationen kaum revidiert werden, andererseits aber "überraschende" Informationen einen umso größeren Einfluss auf die posteriore Wahrscheinlichkeitsverteilung und damit die endgültige Entscheidung haben. Diese Aussage deckt sich mit der bereits zitierten Aussage Holloways und der gegebenen Entscheidungsstruktur.

Diese Eigenschaften wirken sich auch auf den Wert des Informationsdienstes aus. Er ist für extreme Grundüberzeugungen dann hoch, wenn die Vorinformation einerseits als sehr verlässlich bewertet wird und andererseits die Kosten einer Fehlentscheidung aufgrund dieser Überzeugung so hoch sind, dass sie den erwarteten Kosten der wenig plausiblen Alternative entsprechen.

Sind zwei, im Design unterschiedliche, naturwissenschaftliche Verfahren mit gleich hohen Informationsbeschaffungskosten verbunden, basiert der Vergleich auf dem Vergleich des Designs des naturwissenschaftlichen Verfahrens. Der Unterschied zwischen Informationsdiensten ist durch die Ausprägungen der Likelihood-Matrix charakterisiert. In Abbildung 11 werden unterschiedliche Ausprägungen skizziert. Die grafische Darstellung verdeutlicht bereits unterschiedliche Auswirkungen auf den Informationswert in Abhängigkeit von Grundüberzeugungen.

Die Kenntnis der Likelihood-Matrizen ermöglicht den Vergleich anhand ihrer Informationsstruktur. Eine Informationsstruktur ist informativer, als eine andere Informations-

struktur, wenn ihre erwarteten Gesamtkosten geringer sind (Blackwell 1951, Laffont 1989, S.64f.). Nach Blackwell ist eine Informationsstruktur 1, das sind die Ausprägungen der Likelihood-Matrix, besser als eine Informationsstruktur 2, wenn eine Markov-Matrix gefunden werden kann, die die „bessere“ Informationsstruktur in die „schlechtere“ überführt (Hirshleifer/Riley 1992, S.189f.).

Zwei Informationsdienste sind nach dieser Definition äquivalent informativ, wenn die minimalen erwarteten Kosten der Nutzung der Informationsdienste übereinstimmen. Diese Ergebnisse basieren auf gegebenen prioren Wahrscheinlichkeiten und bewerteten Konsequenzen. Das heißt, die Überlegenheit einer bestimmten Informationsstruktur hängt von den Ausgangsbedingungen ab. Abbildung 11 verdeutlicht diesen Sachverhalt.

Die folgende Abbildung zeigt für die in Tabelle 11 dargestellten Szenarien die resultierenden Kostenfunktionen bei verschiedenen Informationsstrukturen. Die Beispiele dienen der Illustration. Dabei wurden die Parameterwerte willkürlich ausgewählt.

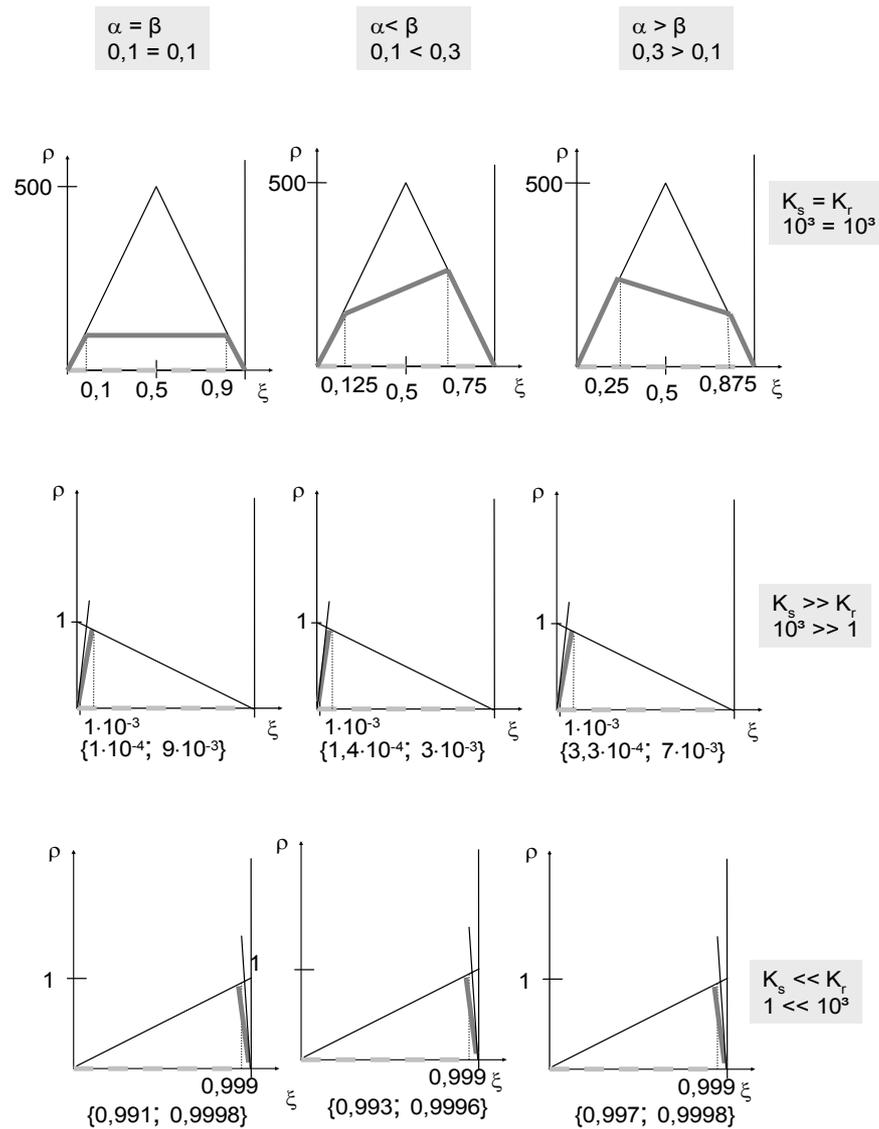


Abbildung 12 Implikationen symmetrischer und asymmetrischer Kostenfunktionen

Die obere Reihe der Abbildung ist durch eine Quote der Regulierungskosten nahe 0,5 charakterisiert, die mittlere Reihe mit einer Quote nahe Null und die untere Reihe mit einer Quote nahe Eins. Die Abbildung verdeutlicht die oben gemachten Aussagen. Interessant sind hier die Extremfälle. Im Szenario der mittleren Reihe übersteigen Schadenskosten bei weitem Regulierungskosten. Die politische Instanz wird einen Stoff bereits dann regulieren, wenn Vorinformationen über die Regulierungsbedürftigkeit eines Stoffes als wenig verlässlich eingestuft werden. Sie wird jedoch in diesen Fällen eine Informationsalternative präferieren, soweit nach der Auswertung der möglichen Informationen die vermeidbaren erwarteten Schadenskosten die erwarteten Regulierungskosten übersteigen. Im Szenario der unteren Reihe ist das andere Extrem abgebil-

det. Hier präferiert die politische Instanz die Informationsalternative in Abhängigkeit des Informationsdienstes ausschließlich im Falle hoher priorer Wahrscheinlichkeiten. Zugleich wird deutlich, dass sich zwar tendenzielle aber keine allgemeinverbindlichen Aussagen machen lassen. Dies hängt von konkreten Ausprägungen ab.

Die bisherigen Überlegungen zeigen, dass bei gegebener Entscheidungssituation die Informationsalternative nicht präferiert wird, wenn die erwarteten Kosten der a priori optimalen Alternative niedriger oder gleich den erwarteten Gesamtkosten der Informationsalternative sind. Grundsätzlich werden für Stoffe nur dann zusätzliche Informationen beschafft, wenn der Informationswert EVSI größer Null ist. Dies impliziert zugleich, dass die Informationsalternative solange die präferierte Alternative darstellt, bis diese Bedingung erfüllt ist. Stimmt die gegebene Grundüberzeugung der politischen Instanz mit einer Grundüberzeugung, welche die Bereichsgrenzen repräsentiert, überein, stoppt der Informationsbeschaffungsprozess.

Bei gegebenen Informationsbeschaffungskosten werden diejenigen Stoffe zuerst untersucht, welche den höchsten Informationswert aufweisen. Zugleich wird der Informationswert nur dann größer Null, wenn durch den Informationsdienst die Wahrscheinlichkeit, eine Information zu erhalten, welche zur Wahl der anderen als der a priori optimalen Alternative führt, größer ist als die Wahrscheinlichkeit, die gegenteilige Information zu erhalten. Der Erwartungswert der Stichprobeninformation EVSI verdeutlicht, dass die Präferenz der Informationsalternative zusätzlich durch die Ausgangskonstellation geprägt wird.

Ist a priori die Alternative e_1 optimal, werden erwartete Regulierungskosten in Kauf genommen. Der EVSI wird größer Null, wenn die vermiedenen erwarteten Regulierungskosten die erwarteten Schadenskosten überwiegen. Er ist umso größer, je spezifischer das naturwissenschaftliche Verfahren ist.

Ist a priori die Alternative e_2 optimal, werden erwartete Schadenkosten in Kauf genommen. Die Informationsalternative wird präferiert, wenn die vermeidbaren erwarteten Schadenskosten die erwarteten Regulierungskosten, wenn fälschlicherweise reguliert wird, übersteigen.

6.5 Berücksichtigung naturwissenschaftlicher Informationsbeschaffungskosten

Im Folgenden werden Informationsbeschaffungskosten berücksichtigt.

Bezieht man die Kosten der Informationsbeschaffung in die Analyse ein, stellt sich die Frage, welche Kosten in welchem Entscheidungskontext relevant sind. Grundsätzlich lassen sich direkte und indirekte Kosten der Informationsbeschaffung unterscheiden.

Unmittelbare, direkt der naturwissenschaftlichen Informationsbeschaffung zurechenbare Kosten K_{inf} betreffen den Ressourcenverbrauch für die Durchführung der Experimente, Simulationen oder Messungen, um zu einer naturwissenschaftlichen Aussage zu gelangen.

Indirekte Kosten entstehen mittelbar durch die Zeitdauer, bis eine naturwissenschaftliche Aussage gemacht werden kann (Zeitkosten). Sie fallen einerseits an, wenn bei gegebener Emission des Stoffes die Dauer der Untersuchung zu lang ist, um Immissionen zu verhindern, falls sich der Stoff als regulierungsbedürftig erweist und andererseits, wenn durch einen Genehmigungsvorbehalt, die Vorteile der Verwendung des Stoffes nicht realisiert werden können, falls sich der Stoff als nicht regulierungsbedürftig erweist.

Der Einfluss dieser Kosten auf die Entscheidungen des Grenzwertsetzungsprozesses ist deshalb unterschiedlich. Während die direkten Kosten die Entscheidung hinsichtlich der Auswahl der Informationsalternative beeinflussen, wirken sich die indirekten Kosten auf die Ergebnisse aller Alternativen aus und beeinflussen die Kosten. Für die nachfolgende Analyse der Auswahl eines Informationsdienstes bleiben die indirekten Kosten unberücksichtigt.

Die Höhe der direkten Informationsbeschaffungskosten K_{inf} wird als bekannt unterstellt.

Die Annahmen der vorherigen Analyse werden beibehalten. Das heißt,

- die politische Instanz wird als homogene Einheit betrachtet.
- Für das Präferenzfunktional wird weiterhin $u(K) = K$, das heißt, Risikoneutralität, angenommen.

Nun wird zusätzlich angenommen, dass die Informationsbeschaffungskosten in das Erwartungsnutzenmodell integriert werden können. Die erwarteten zu minimierenden Kosten setzen sich aus erwarteten Kosten der Fehlentscheidungen und den Informationsbeschaffungskosten zusammen. Das heißt, es wird eine Kostenfunktion des Typs $K(e, z) + K_{\text{inf}}$ unterstellt.

Die Höhe der Informationsbeschaffungskosten, welche die politische Instanz maximal zu erstatten bereit ist, entspricht dem Wert des Informationsdienstes.

Für K_{zx}^* als Kosten bei Eintreten des Zustandes z , wenn nach Erhalt der Information x die beste zugehörige Alternative gewählt wird und für K_{z0}^* als korrespondierende Kosten der besten uninformierten Alternative, ergibt sich allgemein als Wert des Informationsdienstes

$$(21) \quad \Omega_{\text{EVSI}} = \sum_z W(z)u(K_{z0}^*) - \sum_x \sum_z W(z|x)W(x)u(K_{zx}^*).$$

Unter Einbezug der Informationsbeschaffungskosten K_{inf} verändert sich die Bedingung für die Durchführung der Informationsbeschaffung zu:

$$(22) \quad \sum_z W(z)u(K_{z0}^*) \geq \sum_x \sum_z W(z|x)W(x)u(K_{zx}^* + K_{\text{inf}}).$$

Unter den gegebenen Annahmen folgt:

$$(23) \quad \alpha(1-\xi) K_r + \beta\xi K_s + K_{\text{inf}} \leq \min \{ \xi K_s; (1-\xi) K_r \}.$$

Daraus folgt:

$$(24) \quad K_{\text{inf}} \leq [\rho^*(\xi) - \rho^*(\xi(x))] = \begin{cases} W(x_1)[\xi(x_1)K_s - (1-\xi(x_1))K_r] & \text{für } K_s\xi < K_r(1-\xi) \\ W(x_2)[(1-\xi(x_2))K_r - \xi(x_2)K_s] & \text{für } K_s\xi > K_r(1-\xi) \end{cases}.$$

Eine weitere Umformung ergibt:

$$(25) \quad K_{\text{inf}} \leq [\rho^*(\xi) - \rho^*(\xi(x))] = \Omega_{\text{EVSI}} = \begin{cases} K_s\xi(1-\beta) - K_r(1-\xi)\alpha & \text{für } K_s\xi < K_r(1-\xi) \\ K_r(1-\xi)(1-\alpha) - K_s\xi\beta & \text{für } K_s\xi > K_r(1-\xi) \end{cases}.$$

Im Grenzfall ist die politische Instanz bereit, Informationsbeschaffungskosten in Höhe der zu erwartender Kosten zu tragen, welche durch das Ergreifen der Informationsalternative vermieden werden können. Je höher die vermiedenen erwarteten Kosten in Abhängigkeit der Informationsalternative sind, desto höher ist die Zahlungsbereitschaft für die Beschaffung zusätzlicher Information.

Zugleich ist zu beachten, dass Informationsbeschaffungskosten das Design naturwissenschaftlicher Verfahren beeinflussen. Die Abhängigkeit zwischen Informationsbeschaffungskosten und Fehlerwahrscheinlichkeiten wird nun in die Analyse einbezogen.

Zum einen besteht zwischen Kosten der Informationsbeschaffung und Anzahl an Untersuchungseinheiten ein linearer Zusammenhang. Je höher die Anzahl der Untersuchungseinheiten bzw. je größer die Stichprobe, desto höher sind die Informationsbeschaffungskosten. Gleichzeitig wächst mit der Größe der Stichprobe sowohl die Sensitivität als auch die Spezifität naturwissenschaftlicher Verfahren. Bei steigender Stichprobengröße können in Abhängigkeit des Testdesigns beide Fehlerwahrscheinlichkeiten reduziert werden.

Die Verteilung der Fehlerwahrscheinlichkeiten wirkt sich jedoch nur bedingt auf die Kosten der Informationsbeschaffung aus. Bei gegebenen Informationsbeschaffungskosten ist die Verteilung der Fehlerwahrscheinlichkeiten nicht eindeutig festgelegt. Das heißt, für gegebene, konstante Informationsbeschaffungskosten sind unterschiedliche Aufteilungen zwischen α und β möglich. Dieser Zusammenhang wurde in Bezug auf die Festlegung von Nachweisstandards bereits angesprochen.

Zum anderen sind naturwissenschaftliche Anforderungen zu beachten. Um spezifische, zu vermeidende Wirkungen bei gegebenen Fehlerwahrscheinlichkeiten α und β feststellen zu können, ist eine bestimmte Anzahl an Untersuchungseinheiten nötig. Das heißt, Informationsbeschaffungskosten hängen sowohl von der zu untersuchenden Wirkung als auch von der Höhe der Fehlerwahrscheinlichkeiten ab⁷⁹.

Der Einfluss der Informationsbeschaffungskosten K_{inf} auf die Fehlerwahrscheinlichkeiten α und β wird wie folgt berücksichtigt:

$$(26) \quad \alpha = \alpha(K_{\text{inf}}), \beta = \beta(K_{\text{inf}}), \text{ wobei } \frac{d\alpha}{dK_{\text{inf}}} < 0, \frac{d\beta}{dK_{\text{inf}}} < 0.$$

Die zweiten Ableitungen seien kleiner Null. Eine marginale Erhöhung der Stichprobe resultiert in immer kleineren Veränderungen der Fehlerwahrscheinlichkeiten.

⁷⁹ In diesem Kontext muss der Unterschied zwischen deterministischen und stochastischen Wirkungen beachtet werden. Soll eine stochastische Wirkung begrenzt werden, bedeutet dies, dass die Wirkung durch Wahrscheinlichkeiten beschrieben wird. Diese Wahrscheinlichkeiten sind nicht mit Überzeugungen hinsichtlich der Verlässlichkeit einer naturwissenschaftlichen Information identisch.

6.5.1 Der Bereich der Informationsnachfrage

Die Durchführung der Informationsbeschaffung und gelieferte Informationen x bilden quasi die „Angebotsseite“. Annahmegemäß wird das Design unterschiedlicher naturwissenschaftlicher Verfahren durch Likelihood-Matrizen abgebildet. Das unterschiedliche Design naturwissenschaftlicher Verfahren ist gleichbedeutend mit unterschiedlichen Informationsstrukturen. Da die Informationsstruktur den Informationswert des Informationsdienstes mitbestimmt, ergibt sich auf diese Weise die Verbindung zur „Nachfrage-seite“. Es stellt sich nun die Frage nach der Veränderung des Nachfragebereiches in Abhängigkeit von Informationsbeschaffungskosten.

Die in Abhängigkeit von Grundüberzeugung ξ bestimmten Grenzen des Nachfragebereiches werden nun als Funktion der Fehlerwahrscheinlichkeiten umgeformt. Tatsächlich ist dies die relevante Umformung, da aus Sicht der politischen Instanz sowohl Grundüberzeugungen ξ als auch die Höhe der Kosten aus Fehlentscheidungen gegeben sind.

Für die zugrunde gelegten Ausgangssituationen (ohne Informationsbeschaffungskosten K_{inf}) ergibt sich:

Ausgangssituation: $K_s \xi < K_r (1 - \xi)$	Ausgangssituation: $K_s \xi > K_r (1 - \xi)$
a priori $e_2 \rightarrow \frac{\xi K_s}{(1 - \xi) K_r} < 1$	a priori $e_1 \rightarrow \frac{\xi K_s}{(1 - \xi) K_r} > 1$
$\alpha \leq (1 - \beta) \frac{\xi K_s}{(1 - \xi) K_r}$	$\alpha \leq 1 - \beta \frac{\xi K_s}{(1 - \xi) K_r}$
$\beta \leq 1 - \alpha \frac{(1 - \xi) K_r}{\xi K_s}$	$\beta \leq (1 - \alpha) \frac{(1 - \xi) K_r}{\xi K_s}$

Tabelle 13 Bereichsgrenzen in Abhängigkeit der Fehlerwahrscheinlichkeiten

Auch hier kennzeichnen Gleichheitszeichen Indifferenzsituationen. Erfüllt das Design (die Informationsstruktur) naturwissenschaftlicher Verfahren diese Bedingung wird durch das Ergreifen der Informationsalternative keine Verringerung erwarteter Verluste möglich. Stehen keine weiteren Informationsbeschaffungsverfahren zur Verfügung, ist gleichzeitig die letzte Stufe zusätzlicher Informationsbeschaffung erreicht.

Die unteren beiden Formeln repräsentieren eine Umformung in Abhängigkeit eines positiven Wertes des Informationsdienstes. Der Vergleich mit den Anforderungen an gutes wissenschaftliches Arbeiten ($\alpha \leq (1 - \beta)$ bzw. $(\beta \leq (1 - \alpha))$) verdeutlicht, dass die politische Instanz zusätzliche Bedingungen an die naturwissenschaftliche Vorgehensweise stellt. Die Gewichtung mittels des Verhältnisses der erwarteten Kosten impliziert niedrigere α - und β -Werte. Der Wert des Verhältnisses der erwarteten Kosten ergibt sich in Abhängigkeit der Ausgangssituation.

Werden die Informationsbeschaffungskosten berücksichtigt, folgt:

Ausgangssituation: $K_s \xi < K_r(1 - \xi)$	Ausgangssituation: $K_s \xi > K_r(1 - \xi)$
$\alpha(K_{inf}) \leq \frac{(1 - \beta(K_{inf}))\xi K_s - K_{inf}}{(1 - \xi)K_r}$	$\alpha(K_{inf}) \leq 1 - \frac{\beta(K_{inf})\xi K_s - K_{inf}}{(1 - \xi)K_r}$
$\beta(K_{inf}) \leq 1 - \frac{\alpha(K_{inf})(1 - \xi)K_r - K_{inf}}{\xi K_s}$	$\beta(K_{inf}) \leq \frac{(1 - \alpha(K_{inf}))(1 - \xi)K_r - K_{inf}}{\xi K_s}$

Tabelle 14 Bereichsgrenzen bei Einbezug von Informationsbeschaffungskosten

Die Informationsalternative dominiert die a priori uninformierte Entscheidung in Abhängigkeit einer bestimmten Grundüberzeugung ξ für ein gegebenes Verfahren, wenn die Bedingungen

$$(27) \quad \left\{ \begin{array}{l} \xi < \frac{K_r(1 - \alpha(K_{inf})) - K_{inf}}{K_r(1 - \alpha(K_{inf})) + \beta K_s} \quad \text{falls } (1 - \xi)K_r < \xi K_s \\ \xi > \frac{K_{inf} + \alpha(K_{inf})K_r}{K_s(1 - \beta(K_{inf})) + \alpha(K_{inf})K_r} \quad \text{falls } (1 - \xi)K_r > \xi K_s \end{array} \right.$$

erfüllt sind.

Für den Nachfragebereich folgt:

$$(28) \quad \xi \in \left\{ \frac{K_{inf} + \alpha(K_{inf})K_r}{K_s(1 - \beta(K_{inf})) + \alpha(K_{inf})K_r}, \frac{K_r(1 - \alpha(K_{inf})) - K_{inf}}{K_r(1 - \alpha(K_{inf})) + \beta K_s} \right\}.$$

Die Veränderung des Nachfragebereiches lässt sich nicht eindeutig bestimmen.

Für gegebene Informationsbeschaffungskosten können Schlussfolgerungen gezogen werden, wenn man berücksichtigt, dass der Zähler bezogen auf die Ausgangssituation

$(1 - \xi)K_r < \xi K_s$ nicht Null werden darf. Im diesem Fall wird a priori e_1 präferiert. Die Informationsbeschaffungskosten müssen deshalb mit vermeidbaren Regulierungskosten durch eine korrekte Information x_2 in Verbindung gebracht werden. Dieser Zusammenhang wird durch Formel 29) deutlich. Die Kosten K_{inf} dürfen nicht größer als die, mit der Spezifität des Informationsdienstes bewerteten, Regulierungskosten sein.

Bezogen auf die Ausgangssituation $(1 - \xi)K_r > \xi K_s$ darf der Bruch nicht größer als Eins werden: In diesem Fall wird a priori e_2 präferiert. Die Kosten K_{inf} dürfen nun nicht größer als die, mit der Sensitivität des Informationsdienstes bewerteten, Schadenskosten sein.

6.6 Implikationen für den Grenzwertsetzungsprozess

Durch den Einbezug von Informationsbeschaffungskosten ergeben sich zusätzliche Implikationen für die politische Entscheidung, a priori eine Regulierungsentscheidung zu treffen oder zusätzliche Informationen zu beschaffen.

Der Einfluss von Informationsbeschaffungskosten hinsichtlich der Grenzen des Nachfragebereiches ist jedoch nicht eindeutig. Zum einen wirkt sich die Höhe der Informationsbeschaffungskosten aus. Je höher sie sind, desto stärker wird der Nachfragebereich eingeschränkt. Zum anderen beeinflussen Informationsbeschaffungskosten das Design des Informationsdienstes. Je höher diese Kosten sind, desto niedriger sind die Fehlerwahrscheinlichkeiten. Dies erweitert den Nachfragebereich. Bei einer gegebenen Höhe von K_{inf} sind zugleich verschiedene Verteilungen der Fehlerwahrscheinlichkeiten möglich. Ob und in welchem Ausmaß, die Menge der möglichen Grundüberzeugungen eingeschränkt wird, hängt deshalb vom Vergleich der Informationsbeschaffungskosten mit erwarteten vermeidbaren Fehlerkosten ab. Nimmt man konstante Verteilungen von Fehlerwahrscheinlichkeiten an, wird der Nachfragebereich ceteris paribus umso stärker eingeschränkt, je höher die Informationsbeschaffungskosten sind.

In Tabelle 14 werden die Grenzen des Nachfragebereiches in Abhängigkeit der Fehlerwahrscheinlichkeiten formuliert. Es wird deutlich, dass das Design des Informationsdienstes zusätzlich von Grundüberzeugungen und Fehlerkosten bestimmt wird. Eine eindeutige Festlegung der Fehlerwahrscheinlichkeiten ist nicht möglich. Es sind jedoch in Abhängigkeit der Ausgangskonstellationen Aussagen bezüglich der Höhe der Informationsbeschaffungskosten möglich. Wird a priori e_1 präferiert, können die Informati-

onsbeschaffungskosten umso höher sein, je höher die vermeidbaren Regulierungskosten durch eine korrekte Information x_2 . Das heißt, je spezifischer das naturwissenschaftliche Verfahren und je höher die Regulierungskosten, desto höher können auch Informationsbeschaffungskosten sein.

Wird a priori e_2 präferiert, können die Informationsbeschaffungskosten umso höher sein, je höher die vermeidbaren Schadenskosten durch eine korrekte Information x_1 . In diesem Kontext können die Informationsbeschaffungskosten umso höher sein, je sensibler das naturwissenschaftliche Verfahren ist und je höher die Schadenskosten sind.

6.7 Die Erweiterung des Kostenbegriffes

Die bisherige Betrachtung beschränkte sich auf die Fehlerkosten untersuchter Stoffe. Im Folgenden wird die Analyse auch auf unbewertet gebliebene Stoffe ausgedehnt. Zugleich werden zwei unterschiedliche Verfahren mit unterschiedlichen Informationsbeschaffungskosten berücksichtigt. Darüber hinaus greifen Zeit- und Budgetrestriktionen, welche angesichts der Vielzahl der zu untersuchenden Stoffe eine harte Randbedingung darstellen. Im Folgenden wird daher untersucht, wie diese Einflussgrößen die Entscheidung über die Gestaltung des Entscheidungsprozesses beeinflussen können.

Die politische Instanz entscheide ex ante, welches naturwissenschaftliche Verfahren als Informationsdienst herangezogen wird. Die derzeit gängige Verfahrensweise im regulatorischen Entscheidungsprozess rekuriert auf die Faktormethode, um deterministische Wirkungen zu bewerten und auf mathematisch-statistische Extrapolationsmethoden (Verteilungsmodelle), um stochastische Wirkungen zu berücksichtigen. Die Entscheidung über den Einsatz und die Ausprägung der Methoden impliziert eine Abwägung der potentiellen Konsequenzen jeder möglichen Fehlentscheidung.

Entgegen der empirischen Beobachtung wird angenommen, dass die mathematisch-statistische Methode als Substitut für die Faktormethode herangezogen werden kann. Die Verfahren können gleichermaßen zur Risikocharakterisierung als auch zur Bestimmung von Nicht-Wirkungs-Konzentrationen herangezogen werden.

Für die Analyse dieser Entscheidungssituation der Auswahl zwischen beiden Verfahren werden die folgenden, stark vereinfachenden, Annahmen getroffen:

- Verteilungsbasierte Verfahren liefern genauere Schätzungen als die Faktormethode. Es werden maximal zulässige Konzentrationen für Schadstoff i ($i = 1, \dots, n$)

bestimmt. Die Faktormethode resultiert im erwarteten Schaden ES_i^{FM} . Das verteilungsbasierte Verfahren (die statistische Extrapolationsmethode) führt zu erwarteten Gesamtkosten ES_i^{SE} . Die erwarteten Gesamtkosten der Faktormethode übersteigen die erwarteten Gesamtkosten der Extrapolationsmethode: $ES_i^{FM} > ES_i^{SE}$.

- Es soll Wirkung w vermieden werden. Diese Wirkung wird durch N (mit $i, j = 1, \dots, n$) gegebene Substanzen erzeugt. Die erwarteten Gesamtkosten bei Anwendung des jeweiligen Verfahrens seien identisch: $ES_i^{FM} = ES_j^{FM}$ und $ES_i^{SE} = ES_j^{SE}$.
- Die Informationsbeschaffungskosten der Faktormethode seien geringer als die Informationsbeschaffungskosten des Extrapolationsverfahrens, da weniger Daten erhoben werden müssen. Die Kosten pro Substanz sind für das jeweilige Verfahren identisch. Bei gegebenem Gesamtbudget B pro Zeiteinheit können durch die Faktormethode F von N Substanzen bewertet werden und durch das Extrapolationsverfahren E von N Substanzen, mit $F > E$.
- Alle Substanzen werden emittiert; Exposition findet statt. Der erwartete Schaden unbewerteter Substanzen ist durch ES_i^U gegeben. Es gilt $ES_i^U > ES_i^{FM}$ und $ES_i^U > ES_i^{SE}$. Die Wirkungen der Substanzen sind voneinander unabhängig.

Ziel der politischen Instanz sei es nun diejenige Alternative zu wählen, welche die niedrigsten erwarteten Gesamtkosten EGS verursacht. Das heißt, es werden sowohl erwartete Kosten aus Fehlentscheidungen als auch erwartete Schadenskosten nicht untersuchter Stoffe einbezogen. Die erwarteten Gesamtkosten durch den Einsatz der Verfahren sind gegeben durch

$$(29) \quad \begin{aligned} EGS^{FM} &= \sum_{i=1}^F ES_i^{FM} + \sum_{i=(F+1)}^N ES_i^U \\ EGS^{ES} &= \sum_{i=1}^E ES_i^{ES} + \sum_{i=(E+1)}^N ES_i^U \end{aligned} \quad \text{mit } F > E.$$

Einzelstofflich betrachtet, ist das Statistische Extrapolationsverfahren effektiver. Sobald mehrere Stoffe die gleiche Wirkung w erzeugen und von einer gegebenen Exposition ausgegangen wird, sind die erwarteten Schäden der verbliebenen unbewerteten Substanzen in die Betrachtung einzubeziehen. Die Dominanz des Statistischen Extrapolationsverfahren bleibt bei statischer Betrachtungsweise erhalten, wenn die Bedingung

$$(30) \quad EGS^{FM} > EGS^{ES} \quad \text{bzw.} \quad EGS^{FM} - EGS^{ES} > 0$$

erfüllt ist.

Aus (30) folgt durch Einsetzen

$$(31) \quad \sum_{i=1}^F ES_i^{FM} + \sum_{i=(F+1)}^N ES_i^U - \sum_{i=1}^E ES_i^{ES} - \sum_{i=(E+1)}^N ES_i^U > 0 \quad \text{bzw.}$$

$$(32) \quad \sum_{i=1}^F ES_i^{FM} > \sum_{i=1}^E ES_i^{ES} + \sum_{i=(E+1)}^F ES_i^U .$$

Für den Vergleich der Verfahren sind die erwarteten Schäden der Substanzen, welche durch beide Verfahren nicht bewertet werden, unerheblich.

Die Faktormethode wird dominiert, wenn die Summe aus erwarteten Kosten der Verwendung der Statistischen Extrapolationsmethode und erwarteter Kosten, welche durch den Einsatz der Faktormethode hätten zusätzlich reduziert werden können, niedriger ist als die Summe der erwarteten Gesamtkosten für die bewerteten Substanzen bei Einsatz der Faktormethode.

Durch weiteres Umformen ergibt sich

$$(33) \quad \sum_{i=1}^F ES_i^{FM} - \sum_{i=1}^E ES_i^{ES} > \sum_{i=(E+1)}^F ES_i^U .$$

Die Differenz der Summen aus den erwarteten Gesamtkosten für die bewerteten Substanzen zwischen Einsatz der Faktormethode und Statistischem Extrapolationsverfahren muss in diesem Fall größer sein als die Summe der erwarteten Gesamtkosten der durch das Verfahren der Statistischen Extrapolation nicht bewerteten Substanzen.

Die Summe der erwarteten Gesamtkosten durch die Anwendung der Faktormethode lässt sich aufspalten in

$$(34) \quad \sum_{i=1}^F ES_i^{FM} = \sum_{i=1}^E ES_i^{FM} + \sum_{i=(E+1)}^F ES_i^{FM} .$$

Daraus folgt:

$$(35) \quad \sum_{i=1}^E ES_i^{FM} - \sum_{i=1}^E ES_i^{ES} > \sum_{i=(E+1)}^F ES_i^U - \sum_{i=(E+1)}^F ES_i^{FM} \quad \text{bzw.}$$

$$(36) \quad \sum_{i=1}^E (ES_i^{FM} - ES_i^{ES}) > \sum_{i=(E+1)}^F (ES_i^U - ES_i^{FM})$$

Die Entscheidung zwischen beiden Verfahren reduziert sich auf den Vergleich der durch die Verwendung der Faktormethode zusätzlich erwarteten Gesamtkosten der bewerteten Stoffe im Vergleich zur anderen Methode mit den vermiedenen erwarteten Gesamtkosten durch die zusätzliche Anzahl bewertbarer Substanzen. Das heißt, die Faktormethode schneidet schlechter ab, wenn die Vermeidung erwarteter Gesamtkosten durch den Einsatz der genaueren Extrapolationsmethode die Zunahme der erwarteten Gesamtkosten durch die Verringerung der Anzahl der bewerteten Substanzen übersteigt.

Je unsicherer die Faktormethode im Vergleich zu Statistischen Extrapolationsmethoden und je höher dadurch implizierte erwartete Gesamtkosten, desto höher müssen die erwarteten Schäden unbewerteter Substanzen sein und/oder desto mehr Substanzen müssen zusätzlich durch die Faktormethode bewertet werden, um einen niedrigeren erwarteten Gesamtkosten durch die Verwendung der Faktormethode zu erreichen.

Ist die Summe der erwarteten Gesamtkosten für dieselbe Zahl an bewerteten Substanzen identisch und damit unabhängig vom Einsatz eines bestimmten Verfahrens, dominiert die Faktormethode⁸⁰.

6.8 Zusammenfassung

Der Grenzwertsetzungsprozess wurde in diesem Kapitel als sequentielle politische Entscheidung interpretiert. Die politische Instanz trifft ihre Regulierungsentscheidung sowohl in Abhängigkeit gegebener Grundüberzeugungen in die Verlässlichkeit vorhandener Vorinformationen als auch in Abhängigkeit einer zusätzlichen Informationsalternative. Die Entscheidung, die Informationsalternative zu ergreifen, basiert auf der Bewertung möglicher Informationen. Die Integration naturwissenschaftlicher Informationen in die politische Bewertung wird als bayesianische Entscheidung beschrieben. Falls die politische Instanz die Informationsalternative ergreift, handelt sie, bei gegebenen Anforderungen an gutes wissenschaftliches Arbeiten, entsprechend der naturwissenschaftlichen Information.

⁸⁰ Einschränkung ist jedoch festzuhalten, dass die Bestimmung der erwarteten Schäden problematisch ist, da die klassische Faktormethode die Steigung der Dosis-Wirkungs-Beziehung nicht berücksichtigt.

Die Wahl der Informationsalternative hängt bei gegebener Grundüberzeugung ξ vom gewichteten Verhältnis der Regulierungskosten ab. Gewichtungsfaktoren sind die bedingten Fehlerwahrscheinlichkeiten. Die Wahl der Informationsalternative ist, um erwartete Gesamtkosten zu minimieren, auch bei kostenloser Information nicht grundsätzlich adäquat. Die Menge der möglichen Grundüberzeugungen ξ , welche zur Präferenz der Informationsalternative führen, wird in Abhängigkeit der gewichteten Quote der Regulierungskosten formuliert. Auf diese Weise wird die Abhängigkeit der politischen Entscheidung von gegebenen Vorinformationen sowie der Höhe der Fehlerkosten deutlich.

Die Informationsalternative wird bei einer niedrigen prioren Wahrscheinlichkeit ξ umso eher gewählt, je sensitiver das Verfahren ist und je geringer die Regulierungskosten sind. Sie wird bei einer hohen prioren Wahrscheinlichkeit ξ umso eher gewählt, je spezifischer das Verfahren ist und je geringer die Schadenskosten sind.

Der erwartete Informationswert EVSI naturwissenschaftlicher Verfahren wird durch den Vergleich der a priori optimalen Alternative und der Informationsalternative bestimmt. Voraussetzung für die Wahl der Informationsalternative ist ein Informationswert EVSI größer Null. Im Falle der a priori optimalen Alternative, die Regulierung eines Stoffes zu unterlassen, ist der Informationswert größer Null, falls die vermeidbaren erwarteten Schadenskosten aufgrund einer korrekten Information der Regulierungsbedürftigkeit die erwarteten Regulierungskosten aufgrund einer Falschinformation der Regulierungsbedürftigkeit übersteigen. Wird a priori die Regulierung eines Stoffes als optimale Alternative bewertet, ist der Informationswert positiv, falls aufgrund der Information fehlender Regulierungsbedürftigkeit, die vermeidbaren Regulierungskosten höher sind als die erwarteten Schadenskosten.

Das heißt, ein positiver Informationswert basiert im ersten Fall auf dem Vergleich der Alternativen in Abhängigkeit der posterioren Wahrscheinlichkeiten $W(z|x_1)$. Im zweiten Fall basiert er auf dem Vergleich der Alternativen in Abhängigkeit der posterioren Wahrscheinlichkeiten $W(z|x_2)$. Zugleich wird die Informationsalternative immer gewählt, sobald ein naturwissenschaftliches Verfahren gefunden werden kann, welches die erwarteten Fehlerkosten verringert.

Der Einfluss von Informationsbeschaffungskosten auf den Grenzwertsetzungsprozess wird sowohl von der Höhe der Informationsbeschaffungskosten als auch von ihrem

Einfluss auf die Verteilung der Fehlerwahrscheinlichkeiten geprägt. Je höher die Informationsbeschaffungskosten bei gegebenen Verteilungen an Fehlerwahrscheinlichkeiten, desto eingeschränkter ist der Nachfragebereich. In Abhängigkeit der Ausgangskonstellation sind Aussagen über die maximale Höhe der Informationsbeschaffungskosten möglich. Wird a priori eine Regulierung bevorzugt, hängt die maximale Höhe von den Regulierungskosten und der Spezifität des Informationsdienstes ab. Wird a priori die Alternative, einen Stoff nicht zu regulieren, präferiert, bestimmen die Sensitivität des Informationsdienstes und die Schadenskosten die maximale Höhe. Schlussfolgerungen, wie Fehlerwahrscheinlichkeiten bei gegebener Entscheidungsregel verteilt sein sollen, lassen sich nicht ableiten. Es sind jedoch Aussagen über Einflussfaktoren möglich, welche die Menge der „zugelassenen“ Fehlerwahrscheinlichkeiten bestimmen.

Wird die Informationsalternative gewählt, bedeutet dies zugleich, dass die erwarteten Fehlerkosten der a priori optimalen Alternative reduziert werden. Das heißt, wird ein Stoff a priori nicht reguliert, werden mit priorer Wahrscheinlichkeit ξ Schadenskosten erwartet. Die Wahl der Informationsalternative impliziert die Anpassung dieser Wahrscheinlichkeit: die posteriore Wahrscheinlichkeit ist niedriger als die priore Wahrscheinlichkeit. Wäre dies nicht der Fall, könnten die erwarteten Gesamtkosten der Informationsalternative nicht niedriger sein.

Die abgeleiteten Entscheidungsregeln verdeutlichen, dass eine Entscheidung, zusätzliche Informationsbeschaffung im Grenzwertsetzungsprozess zu etablieren, von verschiedenen Einflussfaktoren bestimmt wird und nicht eindeutig festgelegt werden kann. Es lassen sich jedoch Tendenzaussagen machen. So wird über die Regulierung von Stoffen, ohne weitere Informationen zu beschaffen, entschieden, wenn die Vorinformation sehr verlässlich ist. Die Entscheidung wird zugleich von der Höhe der möglichen Fehlerkosten bestimmt. An den „Grad“ der Verlässlichkeit von Informationen werden geringere Anforderungen gestellt, je höher die Fehlerkosten einer Fehlentscheidung sind. Der Einsatz der Informationsalternative wird in dieser Modellformulierung durch die Höhe der Informationsbeschaffungskosten begrenzt, da diese die Verteilung der Fehlerwahrscheinlichkeiten beeinflusst. Eine „absolute“ untere Grenze in Bezug auf einzelne posteriore Wahrscheinlichkeiten lässt sich nicht ableiten.

Im Modell werden Entscheidungsregeln in Abhängigkeit von Fehlerkosten untersuchter Stoffe analysiert. Schadenskosten nicht untersuchter, jedoch freigesetzter Stoffe bleiben

unberücksichtigt. Diese werden in einer ergänzenden Betrachtung berücksichtigt. Bei gegebenem Budget werden Fehlerkosten unterschiedlich effektiver naturwissenschaftlicher Verfahren verglichen. Der Vergleich bezieht sich auf die zusätzlich erwarteten Gesamtkosten des ineffektiveren, jedoch kostengünstigeren Verfahrens mit dem vermeidbaren erwarteten Gesamtkosten zusätzlich bewertbarer Substanzen. Das effektivere, teurere Verfahren wird präferiert, wenn die vermeidbaren erwarteten Gesamtkosten untersuchter Stoffe die erwartete Zunahme der Gesamtkosten durch die geringere Zahl untersuchbarer Stoffe, überkompensiert.

Das politische Ziel beinhaltet jedoch nicht nur die Minimierung erwarteter Kosten aus Fehlentscheidungen, sondern das Erreichen eines gegebenen Schutzzieles. Einer Anwendung des Effizienzkriteriums im Grenzwertsetzungsprozess sind deshalb Grenzen gesetzt. Sie ergeben sich aus dem Umstand, dass erwartete Schadenskosten eine Verletzung des Schutzzieles bedeuten. Um dies zu verhindern, müssten die Konsequenzen von Fehlentscheidungen in die Entscheidung über akzeptierbare Umweltrisiken einbezogen werden. Übersteigen die erwarteten Schadenskosten das festgelegte akzeptierbare Umweltrisiko, müsste der betrachtete Stoff verboten werden.

Bleiben diese Auswirkungen prozeduraler Entscheidungen unberücksichtigt, wird das „de facto zu akzeptierende Umweltrisiko“ nicht nur durch die politische Festlegung akzeptierbarer Umweltrisiken, sondern auch durch politische Entscheidungen hinsichtlich der Gestaltung des Grenzwertsetzungsprozesses bestimmt.

Durch das Effizienzkriterium wird keine „absolute“ Grenze einer „unbedingt einzuhaltenden Verlässlichkeit naturwissenschaftlicher Aussagen“ gesetzt. Eine derartige Grenze könnte jedoch aus politischer Sicht als notwendig erachtet werden. Die Charakterisierung des Verschmutzungsproblems in Kapitel zwei zeigte, dass sowohl das Problem nicht monetarisierbarer Sachverhalte als auch das Problem fehlender Kompensierbarkeit auftreten kann. Liegen beispielsweise lexikografische Präferenzen hinsichtlich der Vermeidung spezifischer Wirkungen vor, könnte dies eine „fixe“ posteriore Wahrscheinlichkeit ξ , $W(z_1|x_2)$, implizieren, welche nicht überschritten werden darf. In diesem Kontext ist sowohl die Annahme der Risikoneutralität als auch der verwendete Erwartungsnutzenansatz zu hinterfragen. Unter diesen Bedingungen versagt das Effizienzkriterium. Gleichwohl können für monetarisierbare Sachverhalte Entscheidungsregeln abgeleitet und Schlussfolgerungen gezogen werden.

7 Fazit und Ausblick

In dieser Arbeit wird die Operationalisierung von Umweltqualitätszielen zum Anlass genommen, Aspekte der prozeduralen Dimension des umweltpolitischen Grenzwertsetzungsprozesses zu analysieren. Die Untersuchung wird beispielhaft auf anthropogene Stoffeinträge in Grundwasser bezogen.

Ausgangspunkt der Analyse ist die Frage nach der Notwendigkeit umweltpolitischer Entscheidungen. Da aus ökonomischer Perspektive a priori Marktlösungen präferiert werden, werden Stoffeinträge in Grundwasser unter dem Aspekt des Marktversagens untersucht. Als Marktversagensgründe werden negative externe Effekte, öffentliche Güter, unzureichende Eigentumsrechte, fehlende Marktteilnehmer, lexikografische Präferenzordnungen und Informationsprobleme betrachtet. Grundwasserverschmutzung unterliegt Wirkungsverzögerungen, so dass künftige Generationen betroffen sind und ein Repräsentationsproblem resultiert. Zugleich beeinträchtigt eine Verschlechterung der Grundwasserqualität Individuen in ihrem gesundheitlichen Wohlbefinden oder kann irreversible Veränderungen verschiedener Grundwasserfunktionen erzeugen. Ordnen Individuen diesbezüglich Präferenzen lexikografisch, entstehen Monetarisierungs- und Kompensationsprobleme. Nicht monetarisierbare Sachverhalte sind Marktlösungen nicht zugänglich. Zusätzlich impliziert die Komplexität stoffbezogener Ursache-Wirkungs-Zusammenhänge und die Vielzahl zu beurteilender Stoffe prohibitive Informationsbeschaffungskosten für einzelne Individuen. Das Informationsproblem wird zum Informationsbeschaffungsproblem. Umweltpolitischer Entscheidungsbedarf ist deshalb gegeben.

Dies lenkt den Blick auf die umweltpolitische Zielebene. Bei gegebenen Grundwasserqualitäts- und Schutzzielen stellt sich die Frage, wie diese Ziele durch Umweltqualitätsgrenzwerte operationalisiert werden. Umweltqualitätsgrenzwerten kommt keine direkte Lenkungsfunktion zu, sie verpflichten jedoch die politische Instanz zur Durchsetzung des politischen Schutzzieles. Insofern unterscheiden sich Umweltqualitätsgrenzwerte von Umwelt-(Grundwasser-)qualitätszielen. Geeignete Ansatzpunkte für Umweltqualitätsgrenzwerte werden in Abhängigkeit gegebener Schutzgüter und dem Eintragspfad von Schadstoffen bestimmt. Geeignete Ansatzpunkte sind umweltmedienbezogene Grenzwerte. Mit ihrer Festsetzung werden inakzeptable Umweltrisiken von akzeptierbaren abgegrenzt. Grundwasserqualitäts- und Schutzziele werden im gegebenen

Verschmutzungsproblem durch zahlreiche Stoffe und unterschiedlich auftretende Wirkungen beeinträchtigt. Ein Grenzwertsetzungsprozess muss dieser Unterschiedlichkeit gerecht werden.

Die Bewertung von Schadstoffen und die Entscheidung über den Umgang mit Umwelt Risiken wird als Risiko-Management-Prozess verstanden. Der Grenzwertsetzungsprozess ist Teil dieses Prozesses. Die prozedurale Dimension des Grenzwertsetzungsprozesses umfasst die Delegation der Risikocharakterisierung an naturwissenschaftliche Experten, die Abschätzung naturwissenschaftlich begründeter Grenzwerte durch „die naturwissenschaftliche Instanz“ sowie die Bewertung von Abschätzungsunsicherheiten geprägter naturwissenschaftlicher Informationen durch „die politische Instanz“. Die Analyse prozeduraler Entscheidungen ermöglicht die Bewertung des Operationalisierungsvorganges (des Grenzwertsetzungsprozesses) anhand des Kriteriums einer kosteneffizienten Vorgehensweise.

Zusammengefasst wird eine Operationalisierung von folgenden Randbedingungen bestimmt: einer Vielzahl zu untersuchender und zu bewertender Stoffe, Abschätzungsunsicherheiten naturwissenschaftlicher Vorgehensweisen, unterschiedliche naturwissenschaftliche und politische Bewertungssysteme.

Die Vielzahl der Stoffe wirft die Frage nach einer Priorisierung der zu untersuchenden Stoffe auf. Eine kosteneffiziente Priorisierung wird von der institutionellen Ausgangssituation bestimmt. Im Fall ex ante stattfindender Emissionen bilden realisierte Verwendungsnutzen einen geeigneten Vergleichsmaßstab. Im Falle a priori untersagter Emissionen sind es entgangene Verwendungsnutzen. Im ersten Fall orientiert sich eine kosteneffiziente Untersuchungsreihenfolge an Stoffen, denen ein niedriger Verwendungsnutzen zugeordnet ist. Im zweiten Fall basiert eine effiziente Priorisierung auf der vorrangigen Untersuchung von Stoffen, denen ein hoher Verwendungsnutzen zugeordnet ist.

Ein grundsätzliches Problem ergibt sich durch den Umstand, dass Schutzziele durch mehrere Stoffe beeinträchtigt werden können. Da akzeptierbare Einzelrisiken inakzeptable Gesamtrisiken generieren können, besteht ein Mengenproblem. Eine Bewertung dieser Möglichkeit erfordert die Differenzierung hinsichtlich der Wirkungsweise simultan auftretender Stoffkonzentrationen. Eine explizite Berücksichtigung von Stoffkombinationen bei gegebener Stoffvielfzahl hängt vom Vergleich zusätzlich vermeidba-

rer Umweltrisiken in Abhängigkeit der Kombinationswirkung mit vermeidbaren Umweltrisiken zusätzlich untersuchter Einzelstoffe ab.

Um die Effizienz politischer Delegationsentscheidungen beurteilen zu können, ist ein interdisziplinärer Ansatz nötig, da zugleich Spezifika naturwissenschaftlicher Verfahren zu berücksichtigen sind. Diese Spezifika werden bezogen auf den Schutz menschlicher Gesundheit durch Trinkwassergrenzwerte und bezogen auf den Schutz aquatischer Ökosysteme am Beispiel naturwissenschaftlicher Grenzwertempfehlungen aufgezeigt. Betrachtet werden Festlegungen für einen Einzelstoff.

Aufgrund ihrer Methodenkenntnis verfügt die naturwissenschaftliche Instanz über komparative Vorteile; naturwissenschaftliche Informationsbeschaffung ist insofern effizient. Zugleich hängt eine kosteneffiziente Delegation von zugrunde gelegten Schutzziele und verwendeten Verfahren der Wirkungsabschätzung ab. Ein ökonomischer Anknüpfungspunkt ergibt sich in Abhängigkeit entstehender Kosten durch Fehleinschätzungen und resultierender politischer Fehlentscheidungen.

Die Abschätzung verbindlich werdender Nicht-Wirkungskonzentrationen durch die naturwissenschaftliche Instanz beinhaltet aufgrund gegebener Abschätzungsunsicherheiten, nicht nur politische, sondern auch naturwissenschaftliche Werturteile. Eine Trennung zwischen objektiver naturwissenschaftlicher Datensammlung und subjektiver politischer Bewertung ist nicht möglich. Übliche Verfahrensweisen, mit Abschätzungsunsicherheiten umzugehen, sind Verteilungsannahmen oder die Verwendung von Faktoren. Innerhalb des Faktoransatzes ist zwischen Extrapolations- und Sicherheitsfaktoren zu unterscheiden, da sie unterschiedliche Werturteile beinhalten.

Umfassen Schutzziele besonders sensitive Individuen oder soll „schwerwiegenden“ Effekten mit einem „Sicherheitsaufschlag“ begegnet werden, erweist sich der Einsatz von Extrapolationsfaktoren als ineffizient, da diese Aspekte in der Festsetzung vernachlässigt werden. Zugleich sind standardisierte Gesamtfaktoren, welche bereits Sicherheitsfaktoren enthalten, ebenfalls ineffizient, da zwischen unterschiedlich bewerteten Wirkungen nicht differenziert wird. Die Delegation der Entscheidung über die Höhe des Sicherheitsfaktors kann nur dann als effizient bezeichnet werden, wenn die politische Instanz nicht nur über die Wirkungskonzentrationen informiert wird, sondern zusätzlich über die Höhe verwendeter Faktoren und über verwendete Bewertungskriterien. Das heißt, eine effiziente Delegation an die naturwissenschaftliche Instanz hängt

zum einen vom Delegationsauftrag ab und zum anderen vom Umfang übermittelter Informationen an die politische Instanz.

Die Delegationsbeziehung lässt sich auf abstrakter Ebene als Delegationsproblem hinsichtlich anzuwendender Nachweisstandards formulieren. Die Analyse zeigt, dass von einer Übereinstimmung politischer und naturwissenschaftlicher Bewertungskriterien nicht ausgegangen werden kann. Die naturwissenschaftliche Vorgehensweise basiert auf der Anwendung des Konzepts wissenschaftlicher Evidenz, um die Regulierungsbedürftigkeit von Stoffen zu bewerten. Das Konzept der wissenschaftlichen Evidenz legt fachwissenschaftliche Begründungen zugrunde, um über die zu testende Hypothese zu entscheiden. Ein resultierender naturwissenschaftlich begründeter Nachweisstandard wird unabhängig von erwarteten Regulierungs- und Schadenskosten exogen gesetzt. Die Festlegung des Nachweisstandards sollte deshalb nicht delegiert werden, da politische Bewertungen hinsichtlich der Kosten von Fehlentscheidungen durch die naturwissenschaftliche Instanz nicht berücksichtigt werden. Kosten aus Fehlentscheidungen stellen für die naturwissenschaftliche Entscheidung externe Effekte dar.

Kosteneffizienz wird in diesem Kontext durch den Vergleich erwarteter, monetarisierbarer Fehlerkosten sowohl durch eine fälschliche Regulierung als auch durch eine unterlassene Regulierung eines regulierungsbedürftigen Stoffes bewertet. Als Konzepte, um die Wahl eines politischen Nachweisstandards in die naturwissenschaftliche Begriffswelt zu übertragen, werden *False Negative* (trügerische Sicherheit) und *False Positive* (falscher Alarm) herangezogen. Hohe Schadenskosten relativ zu Regulierungskosten erfordern die vorrangige Vermeidung von *False Negative*, das heißt, den Nachweis des Nicht-Schadens. Relativ höhere Regulierungskosten beinhalten die vorrangige Vermeidung von *False Positive*. Der adäquate Nachweisstandard wird vom Verhältnis von Schadenskosten und Regulierungskosten und vom Verhältnis ihrer Eintrittswahrscheinlichkeiten beeinflusst, so dass in Abhängigkeit dieses Kostenverhältnisses eine Umkehrung eines gegebenen Nachweisstandards effizient sein kann.

Im letzten Analyseschritt werden naturwissenschaftliche Wahrscheinlichkeitsaussagen über die Verlässlichkeit „gelieferter“ Informationen und politische Bewertungen dieser Wahrscheinlichkeitsaussagen in einem bayesianischen Entscheidungsprozess abgebildet. Die Schnittstelle zwischen naturwissenschaftlichen Bewertungen der Verlässlichkeit gelieferter Informationen über die Regulierungsbedürftigkeit eines Stoffes und

politischen Bewertungen dieser Aussagen, um zu einer Regulierungsentscheidung zu gelangen, basiert auf naturwissenschaftlich abgeleiteten Fehlerwahrscheinlichkeiten. Diese werden in politische Überzeugungen transformiert. Die politische Entscheidung beinhaltet die Entscheidung, auf der Basis gegebener Vorinformationen eine endgültige Regulierungsentscheidung zu treffen oder zusätzliche Informationen zu beschaffen. Eine kosteneffiziente Operationalisierung gegebener Umwelt(Grundwasser)qualitäts- und Schutzziele wird im Kontext vermeidbarer erwarteter Schadens- und Regulierungskosten betrachtet.

Die Informationsalternative wird gewählt, falls die erwarteten Fehlerkosten der a priori optimalen Alternative höher sind als erwartete Gesamtkosten der Informationsalternative. Dies ist nur im Falle eines positiven Informationswertes der Fall. Der Informationswert entspricht dem erwarteten Wert der Stichprobeninformation, EVSI. Dies bedeutet, dass die Informationsalternative auch bei kostenloser Information nicht grundsätzlich präferiert wird. Wird die Informationsalternative jedoch gewählt, handelt die politische Instanz entsprechend der naturwissenschaftlichen Information.

Die politische Entscheidungssituation wird durch die Ausgangskonstellation geprägt. Wird a priori die Regulierung eines Stoffes präferiert, ergeben sich andere Anforderungen an einen positiven Informationswert als im Falle der a priori optimalen Alternative, nicht zu regulieren. Welche Alternative a priori optimal ist, hängt von der politischen Überzeugung hinsichtlich der Regulierungsbedürftigkeit des betrachteten Stoffes und von der Quote der Regulierungskosten ab.

Die Menge der möglichen Grundüberzeugungen wird durch die Grundüberzeugung in Höhe der Quote der Regulierungskosten „geteilt“. Bei einer schwächeren Grundüberzeugung wird a priori nicht reguliert, bei einer stärkeren wird eine Regulierung präferiert. Ein positiver Informationswert setzt wiederum voraus, dass die Bewertung potentieller Informationen des Informationsdienstes eine andere als die a priori optimale Alternative wahrscheinlich werden lässt. Werden durch eine a priori optimale Regulierung erwartete Regulierungskosten in Kauf genommen, erfordert eine Präferenz der Informationsalternative, dass die marginale Wahrscheinlichkeit für die Information, der Stoff sei nicht regulierungsbedürftig, größer ist als die marginale Wahrscheinlichkeit der anderen Information. Zugleich müssen aufgrund dieser Information die vermeidbaren erwarteten Regulierungskosten höher sein als die erwarteten Schadenskosten in

Folge einer fälschlichen Unterlassung. Im Falle der a priori optimalen Alternative, die Regulierung eines Stoffes zu unterlassen, müssen vermeidbare erwartete Schadenskosten die erwarteten Regulierungskosten übersteigen.

Der Informationsbeschaffungsprozess stoppt, sobald die gegebene Grundüberzeugung ausserhalb des Nachfragebereiches liegt. Wird die Grenze des Nachfragebereiches erreicht, wird der Informationswert Null. Informationsbeschaffungskosten beeinflussen sowohl die Nachfragegrenzen, das heißt, die Menge an Grundüberzeugungen, welche zur Präferenz der Informationsalternative führen, als auch die Verteilung von Fehlerwahrscheinlichkeiten. Aussagen über die Verteilung von Fehlerwahrscheinlichkeiten lassen sich in diesem Kontext nur bedingt machen. Die Formulierung der Nachfragegrenzen als Funktion von Fehlerwahrscheinlichkeiten zeigt jedoch ihre Abhängigkeit vom Verhältnis erwarteter Fehlerkosten und den Informationsbeschaffungskosten. Je ausgeprägter das Verhältnis erwarteter Fehlerkosten, desto größer ist ihr Einfluss auf die Festlegung von Fehlerwahrscheinlichkeiten. Die Analyse verdeutlicht, dass die Etablierung einer Informationsalternative von der Bewertung von Vorinformationen, der Quote der Regulierungskosten und dem Design des Informationsdienstes abhängt. Der Vergleich der Alternativen basiert auf dem Vergleich der Alternativen in Abhängigkeit der posterioren Wahrscheinlichkeiten $W(z|x_1)$ beziehungsweise $W(z|x_2)$ und der Ausgangssituation.

Umwelt-(Grundwasser-)qualitätsziele werden jedoch nicht nur durch fälschlicherweise nicht regulierte Stoffe beeinträchtigt, sondern zugleich durch freigesetzte, unbewertet gebliebene. In einer ergänzenden Betrachtung werden deshalb freigesetzte, jedoch nicht untersuchte Stoffe in die Analyse einbezogen. Untersucht wird die Wahl einer Informationsalternative bei gegebenem Budget und unterschiedlicher Effektivität der Verfahren. Es zeigt sich, dass ein Vergleich zwischen zwei Verfahren, auf den Vergleich zusätzlich erwarteter Gesamtkosten des ineffektiveren Verfahrens mit den vermeidbaren, erwarteten Gesamtkosten zusätzlich bewertbarer Substanzen, reduziert werden kann.

Die Anwendung des Kosteneffizienzkriteriums im Kontext naturwissenschaftlicher Abschätzungsunsicherheiten basiert vor allem auf der Überlegung, erwartete Fehlerkosten als Konsequenzen von Fehleinschätzungen und Fehlentscheidungen zu vermeiden. Da jedoch Teil dieser Fehlerkosten erwartete Schadenskosten sind, impliziert dies zugleich eine Zielverletzung. Dies bedeutet, dass prozedurale Entscheidungen hinsicht-

lich einer Operationalisierung gegebener Umwelt(Grundwasser)qualitäts- und Schutzziele zugleich das Schutzausmaß betreffen. Die Konsequenzen von Fehlentscheidungen müssen deshalb in die Entscheidung über akzeptierbare Umweltrisiken einbezogen werden. Bleiben diese Konsequenzen prozeduraler Entscheidungen im politischen Zielbestimmungsprozess unberücksichtigt, wird das „zu akzeptierende Umweltrisiko“ nicht nur durch politisch vorgebene Ziele, sondern zugleich durch prozedurale Entscheidungen auf Operationalisierungsebene bestimmt.

Eine Ausdehnung der Betrachtung ist in mehrere Richtungen denkbar. Eine erste Ergänzung bezieht sich auf die zugrundegelegten Annahmen. Es wurden zum einen ausschließlich monetarisierbare Sachverhalte zugrundegelegt. Die Charakterisierung von Grundwasserverschmutzung hat bereits gezeigt, dass auf diese Weise nicht alle auftretenden Schäden erfasst werden. Es stellt sich deshalb die Frage, wie nicht monetarisierbare Schäden in die Analyse einbezogen werden können.

Zum anderen wird die Vergleichbarkeit der Konsequenzen aus Fehlentscheidungen angenommen. Diese Annahme impliziert in diesem Entscheidungskontext eine Verteilungsfrage, da Regulierungs- und Schadenskosten in der Regel unterschiedliche Individuen betreffen dürften. Wird die Annahme der Risikoneutralität fallengelassen, müssen die Kostengrößen durch eine Nutzenfunktion bewertet werden. Es ist eine weitere interessante Fragestellung, wie sich verschiedene Nutzenfunktionen auf den Grenzwertsetzungsprozess auswirken. Da Schadens- und Regulierungskosten qualitativ unterschiedliche Lebenssachverhalte betreffen können, müsste nach der Angemessenheit zustandsabhängiger Nutzenfunktionen gefragt werden.

Ein weiterer Aspekt ist die Frage der Beweislastverteilung, nachdem Umweltqualitäts-grenzwerte festgesetzt wurden. Müssen betroffene Individuen bei auftretenden Schäden den Nachweis des Ursache-Wirkungs-Zusammenhangs erbringen oder soll der Nachweis des Nicht-Schadens durch potentielle Verursacher geführt werden? Dies ist zugleich ein Problem asymmetrischer Informationsverteilung, da potentielle Verursacher über private Informationen über Stoffwirkungen verfügen dürften.

Eine naheliegende Ergänzung ergibt sich hinsichtlich der Flexibilität des Entscheidungsprozesses. Der Grenzwertsetzungsprozess ist zeitintensiv. Eine im Grenzwertsetzungsprozess zu treffende Entscheidung ist deshalb die Entscheidung über ein vorläufi-

ges Verbot aller Stoffe oder die vorläufige Erlaubnis der Freisetzung, bis die notwendigen Informationen erhoben und bewertet sind. Ein besonderes Problem tritt auf, falls unerwünschte Stoffwirkungen mit Irreversibilitäten verbunden sind. Es stellt sich also die Frage, ob Stoffe aus Stoffgruppen, denen irreversible Wirkungseigenschaften zugeordnet werden, vorläufig, bis zur Verfügbarkeit geeigneter Information, verboten werden. Die gleiche Frage stellt sich, wenn im Grundwasser befindliche Stoffe durch technische Maßnahmen nicht beseitigt werden können; das heißt, im Falle technischer Irreversibilitäten. Diese Fragestellung betrifft vor allem Stoffe mit einer hohen Bodenmobilität und dem Potential, in Grundwasserleitern lange Zeiträume zu verbleiben. Die Entscheidung konzentriert sich in diesem Fall auf die Frage a priori eine Freisetzung zu gestatten oder ein vorläufiges Verbot auszusprechen. Wird ein vorläufiges Verbot zugrunde gelegt, gleicht die Entscheidungssituation den Entscheidungsproblemen im Kontext der Bestimmung des Quasi-Options-Wertes (vgl. bspw. Fisher 2000, S. 189ff.; Arrow/Fisher 1974, S.312ff.). Die Flexibilität des Entscheidungsprozesses, das heißt, die Fähigkeit, auf neue Informationen über das Eintreten von Umweltzuständen angemessen reagieren zu können, ist deshalb ein zusätzlicher interessanter Aspekt.

8 Glossar

Im Folgenden werden einige Begriffe erläutert, welche in der (öko)toxikologischen Bewertung von Stoffen Verwendung finden.

Abiotische Umwelt: z.B. Wärme, Licht, Feuchte, mechanische Einflüsse, akustische Phänomene, Substrat- und Lebensraumstrukturen, Bodenbeschaffenheit, Wetter bzw. Klima.⁸¹

ADI-Wert: = acceptable daily intake. charakterisiert die tägliche Höchstdosis eines Pflanzenschutz- und Schädlingsbekämpfungsmittels in Milligramm pro Kilogramm Körpergewicht, die auch bei lebenslanger Aufnahme auf der Grundlage des gegenwärtigen Wissensstandes mit hoher Wahrscheinlichkeit ohne Einfluß auf den menschlichen Organismus bzw. die menschliche Gesundheit bleibt. (Koch 1995, S.406)

Adverser Effekt: WHO-Definition von 1994 (vgl. BAnz 1999 a.a.O.): Veränderung in Morphologie, Physiologie, Wachstum, Entwicklung oder Lebenserwartung eines Organismus, die zu einer Beeinträchtigung der Funktionsfähigkeit oder zu einer Beeinträchtigung der Kompensationsfähigkeit gegenüber zusätzlichen Belastungen führt oder die Empfindlichkeit gegenüber schädlichen Wirkungen anderer Umwelteinflüsse erhöht. Leichte Effekte auf das Körpergewicht oder enzymatische Veränderungen ohne Korrelat zu in höherer Dosis dokumentierten Organschäden werden bspw. nicht als advers betrachtet.

Biologische Signifikanz: Die biologische Signifikanz (b. S.) einer Eigenschaft, eines Merkmals ist bestimmt durch die Bedeutung, die dem Merkmal auf höheren Ebenen der biologischen Hierarchie zukommt. Zum Beispiel ist eine physiologische Veränderung b.s., wenn Eigenschaften des gesamten Organismus wie survival oder fecundity betroffen sind; eine Veränderung in der fecundity eines Individuums ist b.s., wenn Größe, Produktivität oder andere Merkmale von Populationen betroffen sind; eine Abnahme der Größe einer Population ist b.s., wenn die Zahl der Spezies, die Produktivität oder andere Eigenschaften des Ökosystems betroffen sind. Bedingt durch funktionelle Redundanz, negative Rückkopplungen und anderen kompensatorischen Mechanismen muß Variabilität biologischer Merkmale auf einer biologischen Stufe nicht zwangsläufig Störungen auf höheren Ebenen der biologischen Hierarchie verursachen. (vgl. Suter 1993, S. 23)

Critical load: Quantitative Abschätzungen einer mittleren jährlichen Deposition von einem oder mehreren Verschmutzungsstoffen, unterhalb der – nach dem gegenwärtigen Stand des Wissens – keine signifikanten, schädlichen Effekte gegenüber bestimmten sensitiven Bestandteilen der Umwelt auftreten. (Ansatz auf Betreiben der UN-ECE)

Exposition: Beschreibung der Art und Weise des Kontaktes eines Organismus mit einem Stoff. In Bezug auf Menschen wird zwischen innerer und äußerer Exposition unterschieden. Die innere Exposition beschreibt die menschliche Belastung durch in den Körper gelangte Stoffe. Die äußere Exposition kennzeichnet den Kontakt mit Substanzen in den verschiedenen Umweltmedien oder durch die Nutzung produzierter Güter. Die Exposition ist eine Funktion von Stoffmenge und Einwirkungsdauer.

⁸¹ Steinberg, Christian; Klein, Joachim; Brüggemann, Rainer (Hrsg) (1995): Ökotoxikologische Testverfahren. Landsberg/Lech: ecomed. (Angewandter Umweltschutz). S.9.

Extrapolation, Spezies-. Betrifft Inter-Spezies-Sensitivität. In der ökologischen Risikoeinschätzung wird zwischen generischer und spezifischer taxonomischer Extrapolation unterschieden. Spezifische taxonomische Extrapolation schätzt die Sensitivität der einen Spezies aus der gemessenen Antwort (response) einer anderen Spezies. Sie wird auch in der Humantoxikologie verwendet, um menschliche Sensitivität aus Testdaten von Tieren, zum Beispiel Mäusen oder Ratten, zu schätzen. Generische taxonomische Extrapolation verwendet Testdaten einer oder weniger Spezies um die Sensitivitätsverteilung aller Mitglieder einer biotischen Gemeinschaft gegenüber der Exposition eines Schadstoffes zu schätzen.

Gefährdung (hazard): Gefährdung wird ganz allgemein das Potenzial verstanden, Schaden zu verursachen. Spezieller kann Gefährdung als eine Eigenschaft oder Situation bezeichnet werden, die unter bestimmten Umständen Schaden bewirken könnte.⁸² Setzt noch keine **Exposition** voraus.

Grundwasser: Naturwissenschaftlich umfasst Grundwasser einen Teil der Erdkruste, die wassergesättigte Zone, in der das Wasser die Hohlräume des Untergrundes zusammenhängend ausfüllt. Bereiche mit Durchlässigkeiten, die einen Grundwassertransport in nutzbaren Mengen zulassen, werden als Aquifere oder Grundwasserleiter bezeichnet.

Hintergrundkonzentration (background concentration): Die Konzentration einer Chemikalie in einem Medium vor einer relevanten Aktivität oder die Konzentration, die sich in Abwesenheit einer bestimmten Aktivität eingestellt hätte.

Interspezies-Unsicherheits-Faktor: Berücksichtigt die Extrapolation von Tier- zu Humandaten.

Intraspezies-Unsicherheits-Faktor: Berücksichtigt die Variabilität innerhalb einer Spezies.

Kriterium, naturwissenschaftliches: Das Expositions-niveau (Konzentration und Dauer) eines Stoffes in einem bestimmten Medium, welches mit akzeptabel niedrigen Effekten (Niveau und Ausmaß) auf Populationen, Gemeinschaften oder die Nutzung des Mediums verbunden ist.

LC₅₀ : Die mittlere tödliche Konzentration (Median).

LOAEL: lowest observed adverse effect level. Die niedrigste Gefahrstoffdosis bzw. –konzentration, bei der (in der vorliegenden Studie) noch **adverse Effekte** beobachtet wurden. Statistisch: kennzeichnet die niedrigste experimentell bestimmte Dosis, die zu einem statistisch oder biologisch signifikanten Ansteigen in Frequenz oder Schwere eines nachteiligen Effektes in der exponierten im Vergleich zur Kontrollgruppe führt.

LOEC (lowest observed effect concentration): Die niedrigste beobachtete Wirkungskonzentration. Das ist die niedrigste Konzentration einer Chemikalie, die in einem Toxizitätstest einen Effekt verursachte, der sich statistisch signifikant von der Kontrollgruppe unterscheidet.

Maßnahmenwert : Werte für Einwirkungen oder Belastungen, bei deren Überschreiten unter Berücksichtigung der jeweiligen Nutzung in der Regel von einer schädlichen Veränderung auszugehen ist und Maßnahmen erforderlich sind. Maßnahmenwerte finden bspw. im Bundes-Bodenschutz-Gesetz Anwendung.

⁸² Vgl. Royal Society (1992)

MATC (maximum acceptable toxicant concentration): Die maximale akzeptable toxische Konzentration. Ein hypothetischer Wert zwischen NOEC und LOEC, der durch einen Lebenszyklustest oder äquivalenten Toxizitätstest bestimmt wird und üblicherweise als Schwellenwert für toxische Effekte verwendet wird. Die Punktschätzung der Konzentration entspricht dem geometrischen Mittel aus NOEC und LOEC. Die Punktschätzung wird auch als chronischer Wert interpretiert.

Modifizierender Faktor: kann zusätzlich verwendet werden, wenn wissenschaftliche Unsicherheiten adressiert werden sollen, die durch vorhandene Faktoren nicht abgedeckt werden. Bsp.: ungenügende Charakterisierung der Expositionssituation

MRL-Wert: minimal risk level

NOAEL: no observed adverse effect level. Die höchste Gefahrstoffdosis bzw. –konzentration, bei der keine **adversen Effekte** mehr beobachtet werden.

NOEC (no observed effect concentration): Die höchste Konzentration einer Chemikalie in einem Toxizitätstest, welche Effekte verursacht, die sich von der Kontrollgruppe nicht signifikant unterscheiden.

Ökologischer Schaden: Durch die anthropogene Belastung ist die natürliche Regulationsfähigkeit entsprechend den betrachteten Raum- und Zeitskalen ausgeschaltet oder nachhaltig behindert.⁸³

Prüfwert: Werte, bei deren Überschreitung unter Berücksichtigung der jeweiligen Nutzung eine einzelfallbezogene Prüfung durchgeführt wird und festgestellt, ob eine schädliche Veränderung vorliegt. Prüfwerte finden bspw. im Bundes-Bodenschutz-Gesetz Anwendung.

Ökosystem: Wirkungsgefüge von Lebewesen untereinander und mit der abiotischen Umwelt, das offen und bis zu einem gewissen Grade zur Selbstregulierung befähigt ist.

Redundanz: Überschuß, der über das Bedürfnis oder die Anforderung hinausgeht. Hier: Teil im Ökosystem, der funktionell oder strukturell mehrfach besetzt ist oder besetzt zu sein scheint. **Strukturelle Redundanz:** Organismen, die (scheinbar) dieselbe ökologische Nische besetzen. **Funktionelle Redundanz:** Funktionen, die von verschiedenen Organismen wahrgenommen werden können.

Referenz-Konzentration: Medienbezogene Werte wie die Konzentration in Wasser. Werden unter anderem verwendet, wenn die Ermittlung einer Körperdosis nicht sinnvoll ist.

Resorbierte Dosis: Derjenige Anteil der Substanz, der in den Kreislauf gelangt bzw. aufgenommen wird.

Risiko: Risiko im naturwissenschaftlichen Sinne als der Kombination von Wahrscheinlichkeit oder Frequenz des Eintretens einer definierten Gefährdung und des Ausmaßes der Konsequenzen dieses Eintretens.⁸⁴ Der Unterschied zwischen Risiko und Gefährdung besteht darin, daß Risiko nicht nur eine Gefährdung durch einen Stoff, sondern gleichzeitig eine mögliche Exposition voraussetzt. Risiko wird quantitativ geschätzt, in

⁸³ Steinberg, Christian; Klein, Joachim; Brüggemann, Rainer (Hrsg) (1995): Ökotoxikologische Testverfahren. Landsberg/Lech: ecomed. (Angewandter Umweltschutz). S.14.

⁸⁴ Vgl. Royal Society (1992)

dem ein Maß für die Wahrscheinlichkeit, mit der eine Gefährdung tatsächlich Schaden verursacht mit einem Maß für die Schwere des Schadens in Form der Konsequenzen für Menschen oder Umweltkompartimente verknüpft wird.

TDI-Wert: tolerable daily intake

TRD-Wert:⁸⁵ Tolerierbare resorbierte Dosis (mg/kg * Tag). Humantoxikologischer Bewertungsmaßstab für die innere Belastung. Sie kennzeichnen definitionsgemäß die tolerierbare täglich resorbierte Körperdosis eines Gefahrstoffs, bei dem mit hinreichender Wahrscheinlichkeit bei Einzelstoffbetrachtung nach dem gegenwärtigen Stand der Kenntnis keine nachteiligen Effekte auf die menschliche Gesundheit erwartet werden bzw. bei dem nur von einer geringen Wahrscheinlichkeit für Erkrankungen ausgegangen wird. Kombinationswirkungen sind nicht berücksichtigt. Der Wert bezeichnet ausschließlich den betrachteten Pfad. Entspricht dem Schutzniveau der Körperdosis (**LOAEL** oder **NOAEL**). Sie können empirische und plausibel begründete Extrapolationen beinhalten. Mögliche Grundlage für **Prüfwerte**. Siehe auch **Referenzkonzentration**.

Umgebungskonzentration (ambient concentration): Die Konzentration einer Chemikalie, die sich durch Addition einer zusätzlichen Konzentration zur *Hintergrundkonzentration* ergibt.

Unsicherheitsfaktor UF_D : berücksichtigt die Abwesenheit von Schlüsseldaten in der Datenbasis für eine gegebene Chemikalie.

Unsicherheitsfaktor UF_L : extrapoliert von LOAEL zu NOAEL, wenn kein NOAEL zur Verfügung steht.

Unsicherheitsfaktor UF_S : extrapoliert von subchronischen zu chronischen Daten.

Verzerrung (bias): Fehler, der durch eine systematische Abweichung der Schätzung vom wahren Wert verursacht wird.

Wirkung (effect): (nur Erklärung für ökologische Wirkungen) Ein Wechsel im Zustand oder der Dynamik eines Organismus oder anderen ökologischen Systems, der aus der Exposition gegenüber einer Chemikalie oder eines anderen Stressors resultiert.

⁸⁵ Vgl. BAnz. 1999 a.a.O.

9 Literatur

ACS/RFF American Chemical Society; Resources for the Future (1998): Understanding Risk Analysis: A Short Guide for Health, Safety and Environmental Policy Making. Washington D.C.

Aktionsprogramm (1996): Vorschlag für einen Beschluss des Europäischen Parlaments und des Rates über ein Aktionsprogramm zur Eingliederung von Grundwasserschutz und Grundwasserbewirtschaftung. /*KOM/96/0315 endg. – COD 96/0181*/. In: Amtsblatt Nr. C 355 v. 25.11.1996, S.1.

Aldenberg, T.; Slob, W. (1993): Confidence limits for hazardous concentrations based on logistically distributed NOEC toxicity data. In: *Ecotox. Environ. Saf.* 25, 48-63.

Andrews, Richard N. L. (1990): Risk assessment. Regulation and Beyond. In: *Environmental Policies in the 90s: toward a new agenda* / hrsg. v. Norman J. Vig; Michael E. Kraft. Washington, D.C.: Congressional Quarterly Inc. S. 167-186.

Arrow, Kenneth J.; Fisher, Anthony C. (1974): Environmental Preservation, Uncertainty, and Irreversibility. In: *Quarterly Journal of Economics* 88 (May 1974), S. 312-319.

Asselt van, M.B.A.; Beusen, A.H.W.; Hilderink, H.B.M. (1996): Uncertainty in integrated assessment: a social scientific perspective. In: *Environmental modeling and assessment* 1 (1996) S. 71-90.

BAnz Bundesanzeiger (1999): Methoden und Maßstäbe für die Ableitung der Prüf- und Maßnahmenwerte nach der Bundes-Bodenschutz- und Altlastenverordnung (BbodSchV). In: *Bundesanzeiger* vom 28. August 1999, Beilage 161a. 1999.

Barnes, D.G.; Dourson, M. (1988): Reference dose (RfD): description and use in health risk assessment. In: *Regulatory Toxicology and Pharmacology*, Vol.8, 1988, S.471-486. Zitiert in Kalberlah/Schneider.

Barnett, V.; O'Hagan, A. (1997): *Setting Environmental Standards. The Statistical Approach to Handling Uncertainty and Variation.* London: Chapman & Hall.

Bates, David V. (1994): *Environmental Health Risks and Public Policy - Decision-making in free societies.* Washington, D.C.: University of Washington Press.

Baumol, William J.; Oates, Wallace E. (1971): The Use of Standards and Pricing for the Protection of the Environment. In: *Swedish Journal of Economics*, March 1971, 73, S. 42-54.

Baumol, William J.; Oates, Wallace E. (1988): *The theory of environmental policy.* Cambridge: Cambridge Univ. Press. 2. Aufl.

Bergh, Jeroen C. J. M. Van Den (1996): *Ecological Economics and Sustainable Development: Theory, Methods and Applications.* Cheltenham, UK: Edward Elgar Publishing Limited.

Bergmann, Lars; Pugh; Michael D. (Hrsg.) (1994): *Environmental Toxicology, Economics and Institutions – The Atrazine Case Study.* Dordrecht: Kluwer Academic Publishers, 1994.

Bernstein, Peter L. (1998): *Wider die Götter: die Geschichte von Risiko und Risikomanagement von der Antike bis heute*. 2. Aufl.. München: Gerling-Akad.-Verl., 1998.

Beulshausen, Tessa; **Ahlers**, Jan (1997): Harmonisierung der Chemikalienbewertung. In: UWSF- Zeitschrift für Umweltchemie und Ökotoxikologie, Bd. 9, Nr. 2, S. 109-110. Landsberg: Verlagsgesellschaft AG & Co.KG., 1997.

Blackorby, C. (1990): Lexicographic orderings. In: *The New Palgrave: Utility and Probability* / hrsg. v. John Eatwell, Murray Milgate, Peter Newman. London: The Macmillan Press Limited. S. 134-135.

Blaug, Mark (1992): *The methodology of economics, or, How economists explain*. 2. Aufl. Cambridge: Press Syndicate of the University of Cambridge.

Bleymüller, Josef; **Gehlert**, Günther; **Gülicher**, Herbert (1983): *Statistik für Wirtschaftswissenschaftler*. 3.verb. Aufl.. München: Vahlen, 1983.

BMU (1999): Informationen zur neuen Bundes-Bodenschutz- und Altlastenverordnung. In: Umwelt (BMU) 1999 Nr. 7-8 Sonderteil, umwelt-online, 1999.

Borries, Dietrich F.W. von (1997): Erkenntnis, Konvention und Entscheidung bei der Herleitung von Bodenwerten. In: *Umweltqualitätsziele: Schritte zur Umsetzung* / hrsg. v. Gesellschaft für UmweltGeowissenschaften in der Deutschen Geologischen Gesellschaft. Berlin u.a.: Springer. S.77-93.

Botterweg, Joke (1997): The Use of Water Quality Objectives in Water Pollution Control. In: *Lebensraum Gewässer - nachhaltiger Gewässerschutz im 21. Jahrhundert/ Länderarbeitsgemeinschaft Wasser (LAWA)*. Mannheim: Druckerei Bernd Wiedmann, S.62.

Bronstein, Ilja N.; **Semendjajew**, Konstantin A. (1981): *Taschenbuch der Mathematik*. Harri Deutsch: Thun, Frankfurt/Main. 21. Aufl..

Bro-Rasmussen, Finn (1998) The precautionary principle and science-based limits in regulatory toxicology. In: *Regulation for Chemical Safety in Europe: Analysis, Comment and Criticism* / ed. by D. Michael Pugh, Jose V. Tarazona. Kluwer Academic Publ.. S. 97-112.

Calow, Peter (1998): Ecological Risk Assessment: Risk for what? How do we decide?. In: *Ecotoxicology and Environmental Safety*, Vol. 40, Nr.1/2 , May/June 1998, S.15-18.

Calow, Peter (1998a): *Handbook of Environmental Risk Assessment and Management*. Oxford: Blackwell.

Calow, Peter (1998b): Ecological Risk Assessment: Risk for what? How do we decide? In: *Ecotoxicology and Environmental Safety*, Vol. 40, Nr. 1/2, May/June 1998, S.15-18.

Calow, Peter; **Forbes**, V.E. (1997): Science and Subjectivity in the Practice of Ecological Risk Assessment. In: *Environmental Management*, Bd. 21, Nr. 6, S. 805-812.

Cansier, Dieter (1981): Umweltschutz und Eigentumsrechte. In: *Marktwirtschaft und Umwelt* / hrsg. v. L. Wegehenkel. Tübingen: Mohr, 1981. S. 180-207.

Cansier, Dieter (1994): Gefahrenabwehr und Risikovorsorge im Umweltschutz und der Spielraum für ökonomische Instrumente. In: *NVwZ – Neue Zeitschrift für Verwaltungsrecht*, Heft 7, 1994. S. 642 – 647.

Cansier, Dieter (1996): Umweltökonomie. 2., neubearb. Aufl., Stuttgart: Lucius und Lucius, 1996.

Cansier, Dieter (1996a): Umweltschutz und Marktprinzip: Der verfassungsrechtliche Rahmen aus ökonomischer Sicht. In: Zeitschrift für Angewandte Umweltforschung, Sonderheft 8/1996 (Gawel, E. (Hrsg.), Institutionelle Probleme der Umweltpolitik), S. 175-190.

Cansier, Dieter; **Bayer**, Stefan (2003): Einführung in die Finanzwissenschaft: Grundfunktionen des Fiskus. München; Wien: Oldenbourg.

Cansier, Dieter; **Cansier**, Adrienne (1999): Umweltstandards bei Unsicherheit im Mehrschadstofffall. In: Zeitschrift für Angewandte Umweltforschung, Sonderheft 1999 (Hansjürgens, B. (Hrsg.), Umweltrisikopolitik), S. 157-171.

Cansier, Dieter; **Cansier**, Adrienne (2000): Die Bedeutung des ökonomischen Faktors bei der Bestimmung kombinierter Umweltstandards. In: **Streffer et al** (2000), Kapitel 4.

Carrington, Clark; **Bolger**, Michael (2000): Safety Assessment and Risk Assessment – Sometimes More is Less. In: ORACBA News, Vol. 5, Nr. 2, Spring 2000.

Chichilnisky, Graciela; **Heal**, Geoffrey (1998): Global environmental risks. In: Sustainability: dynamics and uncertainty / hrsg. v. Graciela Chichilnisky; Geoffrey Heal; Alessandro Vercelli. Dordrecht: Kluwer Acad. Publ.. S.23-46.

Ciriacy-Wantrup, S.V. (1968): Resource conservation: economics and politics. 3. Aufl., Berkeley: University of California. Kap. 17 und 18.

Ciriacy-Wantrup, S.V. (1971): The Economics of Environmental Policy. In: Land economics, Vol. XLVII, Nr. 1, Feb. 1971, S. 36-45.

Coase, R. H. (1960): The Problem of Social Cost. In: Journal of Law and Economics III, October, S. 1-44.

Commons, John R. (1968): Legal Foundations of Capitalism. Madison: University of Wisconsin Press. Zitiert in: **Ostrom** (1999).

Conrad, J. (Hrsg.), (1983): Gesellschaft, Technik und Risikopolitik. Heidelberg u.a.: Springer.

Covello, Vincent T.; **Mumpower**, Jeryl L.; **Stallen**, Pieter J.M.; **Uppuluri**, V.R.R. (1985): Environmental Impact Assessment, Technology Assessment, and Risk Analysis. Contributions from the Psychological and Decision Sciences. Heidelberg u.a.: Springer.

Cropper, Maureen L.; **Oates**, Wallace E. (1992): Environmental Economics: A Survey. In: Journal of Economic Literature, Vol. XXX (June 1992), S. 675-740.

Crump, K.; **Allen**, B.; **Faustman**, E. (1995): The Use of the Benchmark Dose Approach in Health Risk Assessment. U.S. Environmental Protection Agency, Washington, DC, 1995. Zitiert in Kalberlah/Schneider.

Dahmke, Adreas; **Grathwohl**, Peter (1998): Direkte Sanierung verschmutzter Grundwässer. In: Spektrum der Wissenschaft, April 4/1998. Heidelberg: Spektrum der Wissenschaft Verlagsgesellschaft mbH. S. 89-94.

Daily, Gretchen C. (1997): Nature's services / hrsg. v. Gretchen C. Daily. Washington, D.C.: Island Press.

- Das Gupta**, Ashim (1997): Groundwater and the Environment. In: Water resources: environmental planning, management, and development/ editor-in-chief Asit K. Biswas. 1998. New York: McGraw-Hill. S. 117-207.
- Davies**, J. Clarence (1996): Comparing environmental risks: tools for setting government priorities. Hrsg.. Washington D.C.: Resources for the Future.
- Dichtl**, Erwin; **Issing**, Otmar (1993): Vahlens großes Wirtschaftslexikon /hrsg. v. Erwin Dichtl u. Otmar Issing. München: Vahlen.
- Douglas**, Mary; **Wildavsky**, Aaron (1982): Risk and Culture. Berkeley: University of California Press.
- Douma**, Wybe Th. (1996): The precautionary principle. In: Icelandic legal journal *Úlfjótur*, 1996, Vol. 49, Nrn. 3/4, S.417-430.
- Dourson**, Michael L.; **Andersen**, Melvin E.; **Erdreich**, Linda S.; **MacGregor**, Judith A. (2001): Using Human Data to Protect the Public's Health. In: *Regulatory Toxicology and Pharmacology* 33 (2001), S. 234-256.
- ECE Economic Commission for Europe** (1989): Charter on Ground-Water Management - United Nations - as adopted by the Economic Commission for Europe at its forty-fourth session (1989). E/ECE/1197. ECE/ENVWA/12. 1989.
- ECETOC Europäisches Zentrum für Ökotoxikologie und Toxikologie von Chemikalien** (1995): Technical Report No. 68 – Assessment Factors in Human Health Risk Assessment. Brüssel: ECETOC.
- Edler**, L.; **Poirier**, K.; **Dourson**, M.; **Kleiner**, J.; **Mileson**, B.; **Nordmann**, H.; **Renwick**, A.; **Slob**, W.; **Walton**, K.; **Würtzen**, G. (2002): Mathematical modelling and quantitative methods. In: *Food and Chemical Toxicology*, Bd. 40, Nr. 2-3, S. 286-326. (uncorrected proof)
- EEA European Environmental Agency** (1999): Ground water quality and quantity in Europe/ Hrsg.. Luxembourg: Office for Official Publications of the European Communities. June 1999.
- EEA European Environmental Agency** (2001): European Topic Centre on Inland Waters. Annual topic update 2000/ Authors: A.-F. Boschet, S.C. Nixon, T.J. Lack. Topic Report 2/2001. Copenhagen: EEA. 2001.
- EG Europäische Gemeinschaften** (1994): Verordnung (EG) Nr. 1488/94 der Kommission vom 28. Juni 1994 zur Festlegung von Grundsätzen für die Bewertung der von Altstoffen ausgehenden Risiken für Mensch und Umwelt gemäß der Verordnung (EWG) Nr. 793/93 des Rates. ABl. Nr. L 161 vom 29.6. 1994 S.3.
- EG Europäische Gemeinschaften** (1997): Richtlinie 97/57/EG des Rates vom 22. September 1997 zur Festlegung des Anhangs VI der Richtlinie 91/414/EWG über das Inverkehrbringen von Pflanzenschutzmitteln. ABl. L 265 vom 27.9.1997 S. 87.
- EG Europäische Gemeinschaften** (1998a): Richtlinie 98/8/EG des Europäischen Parlaments und des Rates vom 16. Februar 1998 über das Inverkehrbringen von Biozid-Produkten. ABl. L 123 vom 24.4.1998 S. 1.
- EG Europäische Gemeinschaften** (1998b): Richtlinie 98/83/EG des Rates vom November 1998 über die Qualität des Wassers für den menschlichen Gebrauch. ABl. Nr. L 330 vom 5.12.1998 S. 32; ber. ABl. Nr. L 45 vom 19.2.1999 S. 55.

EG Europäische Gemeinschaften (2000): Richtlinie 2000/60/EG des Europäischen Parlamentes und des Rates vom 23. Oktober 2000 zur Schaffung eines Ordnungsrahmens für Maßnahmen der Gemeinschaft im Bereich der Wasserpolitik. ABl. L327 vom 22.12.2000, S. 1; geändert mit Entscheidung Nr. 2455/2001/EG des Europäischen Parlamentes und des Rates vom 20. November 2001, ABl. L331 vom 15.12.2001.

Endres, Alfred; **Finus**, Michael (1996): Umweltpolitische Zielbestimmung im Spannungsfeld gesellschaftlicher Interessengruppen. Ökonomische Theorie und Empirie: In: Elemente einer rationalen Umweltpolitik: Expertisen zur umweltpolitischen Neuorientierung/ Hrsg. v. Horst Siebert. Tübingen: Mohr, 1996. S. 35-134.

Endres, Alfred; **Schwarze**, Raimund (1993): Umweltnormen als gesellschaftliche Zielwerte, in: Umweltschutz durch gesellschaftliche Selbststeuerung: gesellschaftliche Umweltnormierungen und Umweltgenossenschaften / hrsg. v. Peter Marburger; Alfred Endres. Bonn: Economica-Verl.. S. 49-78.

Endres, Alfred (1991): Ökonomische Grundlagen des Haftungsrechtes. Heidelberg: Physika-Verl..

EPA Environmental Protection Agency (1998): Part II - Draft Water Quality Criteria Methodology Revisions: Human Health; Notice. In: Federal Register, Vol. 63 No. 157, Friday, August 14, 1998, Notices.

Europäische Kommission (1996): Technical guidance document in support of Commission directive 93/67/EEC on risk assessment for new notified substances and Commission regulation (EC) no. 1488/94 on risk assessment for existing substances, Bände I-IV, 1996.

Europäische Kommission (2000): Vorschlag für eine Entscheidung des europäischen Parlamentes und des Rates zur Festlegung der Liste prioritärer Stoffe im Bereich der Wasserpolitik, Korrigendum. KOM/2000/0047 endgültig, 2000/0035 (COD), ABl. C 177 E vom 27.6.2000 S. 47.

Europäische Kommission (2001): Geänderter Vorschlag für eine Entscheidung des Europäischen Parlamentes und des Rates zur Festlegung der Liste prioritärer Stoffe im Bereich der Wasserpolitik. KOM(2001) 17 endgültig, 2000/0035 (COD).

Ewers, Hans-Jürgen; **Rennings**, Klaus (1996): Quantitative Ansätze einer rationalen umweltpolitischen Zielbestimmung. In: Elemente einer rationalen Umweltpolitik: Expertisen zur umweltpolitischen Neuorientierung/ Hrsg. v. Horst Siebert. Tübingen: Mohr, 1996. S. 135-171.

EWG Europäische Wirtschaftsgemeinschaft (1976): Richtlinie 76/464/EWG des Rates vom 4. Mai 1976 betreffend die Verschmutzung infolge der Ableitung bestimmter gefährlicher Stoffe in die Gewässer der Gemeinschaft. ABl. L 129 vom 18.5.1976 S. 23, geänd. ABl. L 377 vom 31.12.1991 S. 48.

EWG Europäische Wirtschaftsgemeinschaft (1980a): Richtlinie 80/68/EWG des Rates vom 17. Dezember 1979 über den Schutz des Grundwassers gegen Verschmutzung durch gefährliche Stoffe. ABl. L 020 vom 26.1.1980 S. 43, geändert ABl. L 377 vom 31.12.1991 S. 48, überm. ABl. L 001 vom 3.1.1994 S. 494.

EWG Europäische Wirtschaftsgemeinschaft (1980b): Richtlinie 80/778/EWG des Rates vom 15. Juli 1980 über die Qualität von Wasser für den menschlichen Gebrauch. ABl. L 229 vom 30.8.1980 S. 11, übern. durch ABl. L 001 vom 3.1.1994 S. 494.

EWG Europäische Wirtschaftsgemeinschaft (1991a): Richtlinie 91/676/EWG des Rates vom 12. Dezember 1991 zum Schutz der Gewässer vor Verunreinigung durch Nitrat aus landwirtschaftlichen Quellen. ABl. L 375 vom 31.12.1991 S. 1.

EWG Europäische Wirtschaftsgemeinschaft (1991b): Richtlinie 91/414/EWG des Rates vom 15. Juli 1991 über das Inverkehrbringen von Pflanzenschutzmitteln. ABl. L 230 vom 19.8.1991 S. 1, geändert durch Richtlinie 96/68/EG, ABl. L 277 vom 30.10.1996 S. 25.

EWG Europäische Wirtschaftsgemeinschaft (1993): Verordnung (EWG) Nr. 793/93 des Rates vom 23. März 1993 zur Bewertung und Kontrolle der Umweltrisiken chemischer Altstoffe. ABl. L 084 vom 5.4.1993 S. 1.

EWG Europäische Wirtschaftsgemeinschaft (1993): Richtlinie 93/67/EWG der Kommission vom 20. Juli 1993 zur Festlegung von Grundsätzen für die Bewertung der Risiken für Mensch und Umwelt gemäß der Richtlinie 67/548/EWG des Rates notifizierten Stoffen. ABl. Nr. L 227 vom 8.9. 1993 S. 9.

Fairman, Robyn; Mead, Carl D.; Williams, W. Peter: Environmental Risk Assessment – approaches, experiences and information sources. <http://service.eea.eu.int/enviowindows/riskindex.shtml>

Faure, Michael G. (1998): 2300 Environmental Regulation. In: Encyclopedia of Law and Economics / hrsg. v. Boudewijn Bouckaert; Gerrit de Geest. Cheltenham: Edward Elgar Publishing Limited. (Internetausgabe: <http://allserv.rug.ac.be/~gdegeest/>).

Fawell, J.K.; Hedgecott, S. (1996): Derivation of acceptable concentrations for the protection of aquatic organisms. In: Environmental Toxicology and Pharmacology 2 (1996) 115-120.

Felter, Susan P.; Dourson, Michael L.; Patterson, Jaqueline (1998): Assessing Risks to Human Health from Chemicals in the Environment. In: Handbook of Environmental Risk Assessment and Management/ hrsg. v. Peter Calow. Oxford u.a.: Blackwell Science Ltd.Chapter 2, S. 9-23, 1998.

Fenner-Crisp, Penelope A. (2001): The FQPA 10x Safety Factor: How Much is Science? How Much is Sociology?. In: Human and Ecological Risk Assessment: Vol.7, No.1, S. 107-116. Amherst: Amherst Scientific Publishers.

Fent, Karl (1998): Ökotoxikologie. Stuttgart, New York: Thieme.

Ferson, S.; Ginzburg, L. R.; Goldstein, R. A. (1996): Inferring ecological risk from toxicity bioassays. In: Water, Air and Soil pollution, Vol. 90, Nos. 1/2, July 1996, S. 71-82.

Finkel, Adam M. (1994): The Case for „Plausible Conservatism“ in Choosing and Altering Defaults. In: Science and Judgment in Risk Assessment. / hrsg. v. National Research Council, Committee on Risk Assessment of Hazardous Air Pollutants, Board on Environmental Studies and Toxicology, Commission on Life Sciences. Washington, D.C.: National Academy Press. S.601-627, Appendix N-1.

- Finkel**, Adam M.; **Golding**, Dominic (1994): Worst things first?: the debate over risk-based national environmental priorities. Hrsg.. Washington D.C.: Resources for the Future.
- Fisher**, Anthony C. (1995): Environmental and resource economics / Anthony C. Fisher. Aldershot: Edward Elgar Publishing Limited.
- Fisher**, Anthony C.; Peterson, Frederick M. (1976): The Environment in Economics: A Survey. In: Journal of Economic Literature, March 1976, 14 (1), S. 1-33.
- Förstner**, Ulrich (1996): Erfassung und Behandlung von Schadstoffbelastungen. In: Schadstoffe in der Umwelt: chemische Grundlagen zur Beurteilung von Luft-, Wasser- und Bodenverschmutzung / B.J. Alloway; D.C. Ayres. Bearb. und erg. von Ulrich Förstner. Heidelberg: Spektrum, Akad. Verlag. S. 271-360.
- Forbes**, V.E; **Forbes**, T.L. (1994): Ecotoxicology in theory and practice. Chapman and Hall: London. Zitiert in Calow/Forbes (1997), S. 807.
- Fröhlich**, Klaus-Dieter (1997): Geltendes Recht im Wasserwesen. Gesetzliche Grundlagen und Bestimmungen für die Wasserwirtschaft in der Bundesrepublik Deutschland, 29. Fortsetzung. In: Wasser-Kalender 1998: Jahrbuch für das gesamte Wasserfach / hrsg. v. R. Wagner. 32. Jg., Erich Schmidt Verlag: Berlin.
- Funtowicz**, Silvio O.; **Ravetz**, Jerome R. (1990): Uncertainty and Quality in Science for Policy. Dordrecht u.a.: Kluwer.
- Gawel**, Erik (1994): Ökonomie der Umwelt – ein Überblick über neuere Entwicklungen. In: Zeitschrift für angewandte Umweltforschung, Jg. 7, Heft 1, 1994. S. 37-83.
- Gawel**, Erik (1999): Umweltordnungsrecht – ökonomisch rational? Die ökonomische Sicht. Report Nr. 8/99 der Forschungsgruppe Rationale Umweltpolitik – Rationales Umweltrecht am Zentrum für interdisziplinäre Forschung der Universität Bielefeld (1998/99).
- Gerrard**, Simon (1996): Das Management von Umweltrisiken. In: Umweltwissenschaften und Umweltmanagement / Timothy O’Riordan, Hrsg. Übers. v. Armin Stasch. Berlin u.a.: Springer, 1996, S.497-532.
- Giebeler**, Rolf (1991): Verfahren und Maßstäbe zur Setzung von Umweltstandards in den USA. Berlin.
- Greim**, Helmut (1988): Problematik von Grenzwerten aus der Sicht des Toxikologen. In: Prävention im Umweltrecht: Risikovorsorge, Grenzwerte, Haftung / hrsg. v. Fritz Nicklisch. Heidelberg: C.F.Müller. S. 61-69.
- Greim**, Helmut (2000): Scientific Justification of Setting Limits. In: Food and Chemical Toxicology, Bd. 38, S. 107-110.
- Greim**, Helmut; **Deml**, Erhard (1996): Toxikologie: eine Einführung für Naturwissenschaftler und Mediziner / hrsg. v. Helmut Greim, Erhard Deml. Weinheim u.a.: VCH, 1996.
- Grobosch**, Michael (2003): Grundwasser und Nachhaltigkeit – zur Allokation von Grundwasser über Märkte. Dissertation. E-Publikation der Eberhard-Karls-Universität Tübingen (<http://w210.ub.uni-tuebingen.de/dbt/volltexte/2003/699>).

- Günther**, Armin (1997): Technologische Risiken zwischen Wahrnehmung, Konstruktion und Reflexion. In: Umweltökonomie – eine interdisziplinäre Einführung / hrsg. von Martin Stengel, Kerstin Wüstner. München: Vahlen. S. 111-135.
- Haimes**, Yacov Y. (1998): Risk modeling, assessment and management / Yacov Y. Haimes. New York: Wiley, 1998.
- Hammitt**, James K. (2000): Are the costs of proposed environmental regulations overestimated? Evidence from the CFC Phaseout. In: Environmental and Resource Economics, 16(3), Juli. Kluwer Academic Publishers. S. 281-302.
- Hampicke**, U. (1989) Was darf und was kann monetarisiert werden? Zitiert in: **Hansjürgens** (1998).
- Hanemann**, Michael (1991): Willingness to pay and willingness to accept: how much can they differ? In: American Economic Review, 81, S. 635 – 647.
- Hansjürgens**, Bernd (1998): Ökonomische Bewertung der Regulierung von Gefahrstoffen. Report Nr. 5/98 der Forschungsgruppe Rationale Umweltpolitik – Rationales Umweltrecht am Zentrum für interdisziplinäre Forschung der Universität Bielefeld (1998/99).
- Hanson**, Robin (2001): Uncommon priors require origin disputes. Department of Economics. George Mason University. Discussion paper.
- Hanusch**, H. (1994): Kosten-Nutzen-Analyse, 2. Aufl., München: Vahlen.
- Heller**, Peter (1989): Das Problem der Umweltbelastung in der ökonomischen Theorie. Frankfurt, New York, 1989.
- Helm**, Dieter (1993): The Assessment: Reforming Environmental Regulation in the UK. In: Oxford Review of Economic Policy, Vol. 9, No. 4, p. 1-13.
- Hessisches Landesamt für Umwelt und Geologie** (2001): www.hlug.de/medien/wasser/gw-beschaff.htm
- Heyes**, Anthony Giles (1993): Three Essays on the Theory and Practice of Environmental Standard-Setting. UMI Dissertation Services.
- Hirshleifer**, Jack; **Riley**, John G. (1992): The analytics of uncertainty and information. Cambridge: Cambridge Univ. Press. (Cambridge surveys of economic literature)
- Hiscock**, Kevin (1996): Grundwasserverunreinigung und -schutz. In: Umweltwissenschaften und Umweltmanagement / Timothy O’Riordan, Hrsg. Übers. v. Armin Stasch. Berlin u.a.: Springer, 1996, S. 415-473.
- Holdgate**, Martin W. (1979): A perspective of environmental pollution. Cambridge: University Press.
- Höltling**, Bernward (1996): Hydrogeologie: Einführung in die allgemeine und angewandte Hydrogeologie. Stuttgart: Enke. 5., überarb. und erw. Aufl..
- Holzheu**, Franz (1987): Gesellschaft und Unsicherheit / hrsg. ... Bayer. Rückversicherung AG, Franz Holzheu... Karlsruhe: Verl. Versicherungswirtschaft.
- Holzheu**, Franz; (1993): Institutionalisierte Risikowahrnehmung. Eine ökonomische Perspektive. In: Risiko ist ein Konstrukt – Wahrnehmungen zur Risikowahrnehmung / hrsg. v. Bayerische Rück. München: Knesebeck. S. 263-291.

Horbach, Jens (1992): Neue Politische Ökonomie und Umweltpolitik. Frankfurt, New York: Campus-Verl., 1992.

Hornig, Michael (1998): Gewässerschutzrecht. In: Grundkurs Umweltrecht. Einführung für Naturwissenschaftler und Ökonomen / hrsg. v. Wolfgang Kahl; Andreas Voßkuhle. Heidelberg: Spektrum-Verlag. S.176-192.

Huxham, Mark (2000): Science and the search for truth. In: Science and Environmental Decision Making / Mark Huxham; David Sumner, Hrsg. Essex: Pearson Education Limited. S. 1-32.

IPCS International Programme on Chemical Safety (1999): Principles for the Assessment of Risks to Human Health from Exposure to Chemicals. Genf: World Health Organization. (http://www.who.int/pcs/risk-assessment-ehc/docs/ehc210_exposure.htm).

Jaedicke, Wolfgang; **Kern**, Kristine; **Wollmann**, Hellmut (1993): Verfahren zur Festlegung von Umweltstandards in den Niederlanden, der Schweiz und in den USA - Schlussfolgerungen für die deutsche Standardsetzung. In: Umweltbundesamt (UBA) (1993): Verfahren zur Festlegung von Umweltstandards. Texte 55/93. Umweltbundesamt: Berlin. S.11-32.

Jakubowski, Peter; **Tegner**, Henning; **Kotte**, Stefan (1997): Strategien umweltpolitischer Zielfindung: eine ökonomische Perspektive. Münster: Lit Verlag.

Jedlitschka, Jens (1997): Grundwasser und Grundwasserschutz im europäischen Zusammenhang. In: Grundwasser-Management. Schutz - Reinigung - Sanierung / hrsg. v. Jürgen Beudt. Berlin u. a.: Springer. S. 1-15.

Johnson, D.L. et al. (1997): Meanings of environmental terms. In: Journal of Environmental Quality, 26, 1997, S. 581-589.

Johnson, Stanley P.; **Corcelle**, Guy (1996): The Environmental Policy of the European Communities. London: Kluwer Law International.

Kallis, Giorgos; **Butler**, David (2001): The EU water framework directive: measures and implications. In: Water Policy 3 (2001). S. 125-142.

Kemper, Manfred (1989): Das Umweltproblem in der Marktwirtschaft: wirtschaftstheoretische Grundlagen und vergleichende Analyse umweltpolitischer Instrumente in der Luftreinhalte- und Gewässerschutzpolitik. Berlin: Duncker u. Humblot.

King, Norman (1998): Application of Risk Assessment in Policy and Legislation in the European Union and in the United Kingdom. In: Handbook of Environmental Risk Assessment and Management / ed. by Peter Calow. Blackwell Science Ltd.: Oxford, 1998. S.249-260.

Kneese, Allen V. (1962): Water pollution: Economic aspects and research needs. Washington, D.C.: Resources for the Future, 1962. Zitiert in: Kneese/Bower (1968).

Kneese, Allen V. (1984): Measuring the benefits of clean air and water. Washington D.C.: Resources for the Future. 1984.

Kneese, Allen V.; **Bower**, Blair T. (1968): Managing Water Quality: Economics, Technology, Institutions. Baltimore: Johns Hopkins Press, 1968.

Kooijman, S.A.L.M. (1987): A safety factor for LC₅₀ values allowing for differences in sensitivity among species. In: *Water Research*, 21, S. 269-276.

Kortenkamp, A.; Grahl, B.; Grimme, L.H. (1990): Die Grenzenlosigkeit der Grenzwerte: zur Problematik eines politischen Instruments im Umweltschutz - Ergebnisse eines Symposiums des Öko-Instituts und der Stiftung Mittlere Technologie / Herausgeber. 2. Aufl.; Karlsruhe 1990.

Kowalewski, J.B. (1996): Prüfwerte – Eingreifwerte – Sanierungsziele : eine Zusammenstellung für die Altlasten-Praxis. Berlin: Ernst, 1996.

Kreps, David M. (1990): A course in microeconomic theory. Princeton: Princeton University Press.

Kreuzburg, Joachim (1999): Ökonomisches Effizienzkriterium und umweltpolitische Zielbestimmung. Marburg: Metropolis-Verlag. 1999.

Krewski, D.; Birkwood, P.L. (1987): Risk Assessment and Risk Management: A Survey of Recent Models. In: **Lave, Lester B.** (1987b): Risk Assessment and Management. New York and London: Plenum Press. (Advances in Risk Analysis, vol. 5). S. 399-406.

Kuckhinrichs, Wilhelm (1990): Zur ökonomischen Theorie der Grundwassernutzung. Münster, Hamburg: Lit Verlag.

Kunreuther, Howard; Slovic, Paul (1996): Challenges in Risk Assessment and Risk Management. In: *The Annals / The American Academy of Political and Social Science*; ed. by Alan W. Heston; Neil A. Weiner. Thousand Oaks: Sage Publ..

Länderarbeitsgemeinschaft Wasser LAWA (Hrsg.) (1995): Bericht zur Grundwasserbeschaffenheit Nitrat.

Landesanstalt für Umweltschutz Karlsruhe (1989): Umweltschutz in Baden-Württemberg: Grenzwerte und Richtwerte für die Umweltmedien Luft, Wasser, Boden.

Lange, Hans-Christoph (1993): Thesen zur Standardsetzung mit Blick auf die Arbeit der nichtstaatlichen Normungsgremien. In: Umweltbundesamt (UBA) (1993): Verfahren zur Festlegung von Umweltstandards. Texte 55/93. Umweltbundesamt: Berlin. S. 42-46.

Lave, Lester B. (1987b): Risk Assessment and Management. New York and London: Plenum Press. (Advances in Risk Analysis, vol. 5)

Lave, Lester B.; Ennever, Fanny K.; Rosenkranz, Herbert S.; Omenn, Gilbert S. (1988): Information value of the rodent bioassay. In: *Nature*, Bd. 336, 15. Dezember 1988, S. 631-633.

Lave, Lester B.; Upton, Arthur C. (1987a): Regulating Toxic Chemicals in the Environment. In: *Toxic Chemicals, Health, and the Environment* / hrsg. v. Lester B. Lave; Arthur C. Upton. John Hopkins University Press: Baltimore. S.280-293.

Lave, Lester L. (1981): The strategy of social regulation. The Brookings Institution: Wash. D.C..

Lehman, A. J.; Fitzhugh, O. Garth (1954): Quarterly report to the editor on topics of current interest - 100-fold margin of safety. In: *Association of Food and Drug Officials of the US Quarterly Bulletin XVIII* (1): 33-35.

Lehnes, Patrick; **Härtling**, Joachim W. (1997): Der logische Aufbau von Umweltzielsystemen. In: Umweltqualitätsziele: Schritte zur Umsetzung / hrsg. v. Gesellschaft für UmweltGeowissenschaften in der Deutschen Geologischen Gesellschaft. Berlin u.a.: Springer. S.9-49.

Lemons, John; (Hrsg.) (1996): Scientific uncertainty and environmental problem solving; Cambridge: Blackwell.

Lersner von, H. (1990): Verfahrensvorschläge für umweltrechtliche Grenzwerte. In: Natur und Recht, 12. Jg.,1990, S. 193-197.

Lichtenberg, Erik; **Zilberman**, David; **Bogen**, Kenneth T. (1989): Regulating Environmental Health Risks under Uncertainty: Groundwater Contamination in California. In: Journal of Environmental Economics and Management. Heft. 17, S. 22-34.

Lübbe-Wolff, Gertrude (1999): Erscheinungsformen symbolischen Umweltrechts. Report Nr. 21/99 der Forschungsgruppe Rationale Umweltpolitik – Rationales Umweltrecht am Zentrum für interdisziplinäre Forschung der Universität Bielefeld (1998/99).

Machina, Mark J. (1987): Choice Under Uncertainty: Problems Solved and Unsolved. In: Economic Perspectives, Bdl. 1, Nr. 1, Sommer 1987, S. 121-154.

Machina, Mark J.; **Rothschild**, Michael (1991): Risk. In: The New Palgrave: A dictionary of economics/ ed. by John Eatwell, Murray Milgate, Peter Newman. Reprinted with corrections 1991. Vol. 2. London: Macmillan Press Limited. S.201-205.

Majone, Giandomenico (1982): The uncertain logic of standard-setting. In: Zeitschrift für angewandte Umweltforschung ZfU 4/1982.

Manz, Klaus; **Dahmen**, Andreas; **Hoffmann**, Lutz (2000): Entscheidungstheorie. München: Verlag Franz Vahlen.

Mathes, Karin (1997): Ökotoxikologische Wirkungsabschätzung - Das Problem der Extrapolation auf Ökosysteme. A priori Annahmen und Ungewißheiten. In: UWSF - Zeitschrift Umweltchem. Ökotox. 9 (1). S. 17-23.

Mayntz, Renate (1990): Entscheidungsprozesse bei der Entwicklung von Umweltstandards In: Die Verwaltung 2 (1990) S.137-151

Mishan, E. J. (1969): The Relationship between Joint Products, Collective Goods, and External Effects. In: Journal of Political Economy, LXXVII, May/June, S. 329-348.

Moolenaar, R.J. (1994): Carcinogen risk assessment: international comparison. In: Regulatory Toxicology and Pharmacology, Bd. 20, H. 3, S. 302-336.

Morgan, M. Granger; **Henrion**, Max (1990): Uncertainty. A guide to dealing with uncertainty in quantitative risk and policy analysis / hrsg. v. M. Granger Morgan, Max Henrion. Mit einem Kapitel von Mitchell Small. Cambridge: Cambridge Univ. Press.

Mount, D.I. 1977, An assessment of application factors in aquatic toxicology, S. 183-190. In: R. A. Tubb: Recent Advances in Fish Toxicology, EPA-600/3-77-085. US EPA, Corvallis, Oregon.

Mücke, Wolfgang (1985): Risikoermittlung bei Umweltchemikalien. In: ZfU 3/85, S. 221-245.

National Research Council (1994): Science and judgment in risk assessment / hrsg. v. National Research Council, Committee on Risk Assessment of Hazardous Air Pollutants, Board on Environmental Studies and Toxicology, Commission on Life Sciences. Washington, D.C.: National Academy Press.

National Research Council NRC; Committee on Valuing Ground Water; Water Science and Technology Board; Commission on Geosciences, Environment and Resources (1997): Valuing ground water: economic concepts and approaches. Washington D.C.: National Academy Press.

Nichols, Albert L. (1984): Targeting economic incentives for environmental protection. MIT-Press.

Nichols, Albert L.; **Zeckhauser**, Richard J. (1986): The Dangers of Caution. Conservatism in Assessment and the Management of Risk. In: Advances in Applied Micro-Economics / hrsg. v. V. Kerry Smith. Vol. 4, S. 55-82.

Nicklisch, Fritz (1988): Grenzwerte und technische Regeln aus rechtlicher Sicht. In: Prävention im Umweltrecht: Risikovorsorge, Grenzwerte, Haftung / hrsg. v. Fritz Nicklisch. Heidelberg: C.F.Müller. S. 95-107.

Nicklisch, Fritz (Hrsg.), (1988) Prävention im Umweltrecht: Risikovorsorge, Grenzwerte, Haftung. Heidelberg: C.F.Müller.

Nicodemus, Gerd R. (1998): Reale Optionswerte in der Umweltökonomie: eine Analyse der umweltökonomischen Implikationen von Unsicherheit am Beispiel des Treibhauseffekts. Heidelberg: Physica-Verl..

O'Riordan, Timothy (1996): Umweltwissenschaften und Umweltmanagement. Hrsg. v. Timothy O'Riordan; Übers. v. Armin Stasch. Berlin u.a.: Springer, 1996.

O'Ryan, R.; **Diaz**, M. (2000): Risk-Cost Analysis for the Regulation of Airborne Toxic Substances in Developing Country. In: Environmental and Resource Economics 15 (2), February. Kluwer Academic Publishers. S. 115-134.

OECD Organisation for Economic Co-Operation and Development (1995): OECD Environment Monograph No. 92, Guidance Document for Aquatic Effects Assessment.

OECD Organisation for Economic Co-Operation and Development (1996): Provisional Guidance for the Initial Assessment of Aquatic Effects. In: EXCH/MANUAL/96-4-5.DOC/May 1996 / OECD, Kapitel 4.5.

OECD Organisation for Economic Co-Operation and Development (2000): Framework for Integrating Socio-Economic Analysis in Chemical Risk Management Decision Making. Joint Meeting of the Chemicals Committee and the Working Party on Chemicals, Pesticides and Biotechnology. ENV/JM/MONO(2000)5.

Ogus, Anthony I. (1994): Standard Setting for Environmental Protection: Principles and Processes. In: Environmental Standards in the European Union in an Interdisciplinary Framework / hrsg. v. Michael Faure, J. Vervaele, A. Weale. Antwerpen: Maklu. S. 23-37.

Ostrom, Vincent (1989): Some Developments in the Study of Market Choice, Public Choice, and Institutional Choice. In: Handbook of Public Administration / ed. by Jack Rabin, W. Bartley Hildreth, Gerald J. Miller. New York: Marcel Dekker. S. 861-882. Zitiert in **Ostrom** (1999).

- Ostrom**, Elinor (1999): 2000 Private and Common Property Rights. In: Encyclopedia of Law and Economics / hrsg. v. Boudewijn Bouckaert; Gerrit de Geest. Cheltenham: Edward Elgar Publishing Limited. (Internetausgabe: <http://allserv.rug.ac.be/~gdegeest/>).
- Paustenbach**, Dennis J. (1989): A Survey of Health Risk Assessment. In: The Risk Assessment of environmental hazards / ed. by Dennis J. Paustenbach, NY:Wiley.
- Pearce**, David (1998): Valuing Risk. In: Handbook of Environmental Risk Assessment and Management / ed. by Peter Calow. Oxford: Blackwell, S.345-375.
- Pearce**, David W. (1998a): Environmental Appraisal and Environmental Policy in the European Union. In: Environmental and Resource Economics, 11 (3-4), April-June, Kluwer Academic Publishers. S. 489-501.
- Pearce**, David W. (1999): The limits of cost-benefit analysis as a guide to environmental policy. In: Economics and environment: essays on ecological economics and sustainable development/ David W. Pearce. Northampton: Edward Elgar Publ. S. 55-66.
- Peck**, S. (1996): Managing & protecting our water resources. In: Water, air and soil pollution, Vol. 90, Nos. 1/2, July 1996, S. 11-20.
- Perman**, Roger; **Ma**, Yue; **McGilvray**, James (1996): Natural Resource and Environmental Economics. Essex: Addison Wesley Longman Limited.
- Pommerehne**, W.W.; **Römer**, A.U. (1992): Ansätze zur Erfassung der Präferenzen für öffentliche Güter. In: Jahrbuch für Sozialwissenschaft, Bd. 43, S. 171ff.
- Postel**, Sandra; **Carpenter**, Stephen (1997): Freshwater Ecosystem Services. In: Daily, Gretchen C. (1997): Nature's services / hrsg. v. Gretchen C. Daily. Washington, D.C.: Island Press. S. 195-214.
- Pugh**, Michael D.; **Tarazona**, Jose V. (1998): Regulation for Chemical Safety in Europe: Analysis, Comment and Criticism. Dordrecht: Kluwer Academic Publishers. (Environment & Policy, vol. 15).
- Raiffa**, Howard (1970): Decision Analysis. Introduction Lectures on Choices und Uncertainty. Reading, Mass. u.a.O.: Addison-Wesley Publishing Company. 2. Aufl..
- Rapoport**, Anatol (1989): Decision theory and decision behaviour: normative and descriptive approaches. Dordrecht: Kluwer Academic Publishers.
- RATSC Risk Assessment and Toxicology Steering Committee** (1999): From risk assessment to risk management: Dealing with uncertainty / hrsg. v. Institute for Environment and Health. Leicester: IEH.
- Reiter**, Stanley (1991): Efficient allocation. In: The New Palgrave: A dictionary of economics/ ed. by John Eatwell, Murray Milgate, Peter Newman. Reprinted with corrections 1991. Vol. 2. London: Macmillan Press Limited. S. 107-120.
- Renwick**, A.G. (1993): Data-derived safety factors for the evaluation of food additives and environmental contaminants. In: Food Additives and Contaminants, 10, S. 275-305. Zitiert in Edler et al..
- Renwick**, A.G. (2001): The use of safety and uncertainty factors. Paper prepared for consideration by the Expert Group on Vitamins and Minerals, EVM/01/05/P.

- Renwick, A.G.; Lazarus, N.R.** (1998): Human variability and non-cancer risk assessment – an analysis of the default uncertainty factor. In: *Regulatory Toxicology and Pharmacology* 31, S. 286-296.
- Richtlinie 2000/60/EG des Europäischen Parlament und des Rates** (2000): Richtlinie 2000/60/EG des Europäischen Parlament und des Rates zur Schaffung eines Ordnungsrahmens für Maßnahmen der Gemeinschaft im Bereich der Wasserpolitik. In: *ABl. L* 327/1 vom 22.12.2000.
- Rocker, Werner** (1997): Die Rolle der Qualitätsziele im Gewässerschutz. In: *Lebensraum Gewässer - nachhaltiger Gewässerschutz im 21. Jahrhundert/ Länderarbeitsgemeinschaft Wasser (LAWA)*. Mannheim: Druckerei Bernd Wiedmann, S.53-61.
- Rodricks, Joseph** (1992): *Calculated Risk: Understanding the Toxicity and Human Health Risk of Chemicals*. Cambridge: Cambridge Univ. Press. 1992.
- Rodricks, Joseph; Taylor, Michael R.** (1983): Application of Risk Assessment to Food Safety Decision Making. In: *Regulatory Toxicology and Pharmacology* 3, 275-307, New York: Academic Press, 1983.
- Roman, G.; Isnard, P.; Jouany, J.-M.** (1999): Critical Analysis of Methods for Assessment of Predicted No-Effect Concentration. In: *Ecotoxicology and Environmental Safety*, Bd. 43, S. 117-125.
- Ross, Stephen A.** (1973): The Economic Theory of Agency: the Principal's Problem. In: *The American Economic Review, Papers and Proceedings*, May 1973, Vol. LXIII, Number 2, p. 134-139.
- Rowe, William D.** (1977): *An Anatomy of Risk*. New York: John Wiley & Sons.
- Royal Society, The** (1992): *Risk: Analysis, Perception and Management / The Royal Society*. London, 1992.
- Salter, Liora; Levy, Edwin; Leiss, William** (1988): *Mandated Science*. Dordrecht: Kluwer Academic Publ..
- Saltzman, Bernard E.** (1987): Environmental Monitoring of Toxic Chemicals. In: *Toxic Chemicals, Health, and the Environment / hrsg. v. Lester B. Lave; Arthur C. Upton.*: Baltimore: John Hopkins University Press. S. 71-94.
- Savage, Leonard** (1954): *The Foundations of Statistics*. New York: John Wiley & Sons.
- Schaich, Eberhard** (1982a): Die theoretischen Grundlagen der statistischen Hypothesenprüfung und ihre Konsequenzen für die Anwendungen. In: *WiSt*, Heft 5, Mai 1982, S. 212-219.
- Schaich, Eberhard** (1982b): Die besondere Problematik des Einsatzes statistischer Testverfahren in der Ökonometrie. In: *WiSt*, Heft 6, Juni 1982, S. 271-275.
- Scholles, Frank** (1990): Umweltqualitätsziele und –standards: Begriffsdefinitionen. *UVP-Report* 4 (3); S.35-37.
- Schweizer, Urs** (1999): *Vertragstheorie*. Tübingen: Mohr Siebeck.
- Schwing, Richard C.; Albers, Walter A.** (1980): Societal risk assessment. Proceedings of an international symposium held Oct. 8-9, 1979 at the General Motors Research Laboratories, Warren, Mich. / hrsg. v. Richard C. Schwing, Walter A. Albers. New York: Plenum Press.

- Seidel**, Wolfgang (1998): Die geplante Wasserrahmenrichtlinie der Europäischen Gemeinschaft. In: UPR 1998/11-12. S. 430-436.
- Sen**, Amartya (1991): Rational behaviour. In: The New Palgrave: A dictionary of economics/ ed. by John Eatwell, Murray Milgate, Peter Newman. Reprinted with corrections 1991. Vol. 4. London: Macmillan Press Limited. S. 68-74.
- Shrader-Frechette**, Kristin (1996): Methodological rules for four classes of scientific uncertainty. In: Scientific uncertainty and environmental problem solving / hrsg. v. John Lemons. Cambridge: Blackwell, 1996. S.12-39.
- Siebert**, Horst (1987): Umweltschäden als Problem der Unsicherheitsbewältigung: Prävention und Risikoallokation. In: Gesellschaft und Unsicherheit / hrsg. Bayerische Rückversicherung. Karlsruhe: Verlag Versicherungswirtschaft e.V.. S. 173-185.
- Siebert**, Horst (1988): Haftung ex post versus Anreize ex ante: Einige Gedanken zur Umweltpolitik bei Unsicherheit. In: Prävention im Umweltrecht: Risikovorsorge, Grenzwerte, Haftung / hrsg. v. Fritz Nicklisch. Heidelberg: C.F.Müller. S. 111-132.
- Simon**, Herbert A. (1976): From Substantive to Procedural Rationality. In: Method and Appraisal in Economics / ed. by Spiro J. Latsis. Cambridge: Univ. Press. S. 130-148.
- Simon**, Herbert A. (1978): Rationality as a Process and as a Product of Thought. In: American Economic Review, May 1978, Vol. 68, No.2, S. 1-16.
- Sinn**, Hans-Werner (1980): Entscheidungen bei Ungewißheit. Tübingen: Mohr, 1980.
- Smith**, Eric (2002): Uncertainty Analysis. In: Encyclopedia of Environmetrics / hrsg. v. Abdel H. El-Shaarawi; Walter W. Piegorsch. Chichester: John Wiley & Sons, Ltd. Bd. 4, S. 2283-2297.
- Smrcek**, Jerry C.; **Zeeman**, Maurice G. (1998): Assessing Risks to Ecological Systems from Chemicals. In: Handbook of Environmental Risk Assessment and Management/ hrsg. v. Peter Calow. Blackwell Science Ltd.: Oxford u.a.. Chapter 3, S. 24-90.
- Söllner**, F. (1993): Neoklassik und Umweltökonomie, in: Zeitschrift für Umweltpolitik und Umweltrecht 16, S. 431-460.
- Solomon**, Keith R. (1996): Overview of Recent Developments in Ecotoxicological Risk Assessment. In: Risk Analysis, Vol. 16, No. 5, S. 627-633.
- Solomon**, Keith R.; **Sibley**, Paul (2001): New concepts in ecological risk assessment. Where do we go from here?. In: Marine Pollution Bulletin. Elsevier.
- Spannowsky**, **Walter** (1995): Die Grenzwertkonzeption im Wandel. In: NVwZ 1995, Heft 9, S.845-851.
- Spash**, C. L.; **Hanley**, N. D. (1995): Preferences, Information, and Biodiversity Preservation. In: Ecological Economics, 12, S. 191-208.
- SRU Rat von Sachverständigen für Umweltfragen** (1993): Stellungnahme des Umweltrates zum Verordnungsentwurf nach § 40 Abs.2 Bundes-Immissionsschutzgesetz (BImSchG). In: Umweltgutachten 1994. Stuttgart: Metzler-Poeschel.
- SRU Rat von Sachverständigen für Umweltfragen** (1996): Umweltgutachten 1996. Stuttgart: Metzler-Poeschel.

- SRU Rat von Sachverständigen für Umweltfragen** (1996a): Ein Mehrstufenmodell zur Festlegung von Umweltstandards: zur Umsetzung einer dauerhaft-umweltgerechten Entwicklung. In: Zeitschrift für angewandte Umweltforschung, Jg. 9, 1996, H. 2, S.166ff.
- SRU Rat von Sachverständigen für Umweltfragen** (1998): Umweltgutachten 1998. Stuttgart: Metzler-Poeschel.
- SRU Rat von Sachverständigen für Umweltfragen** (1998a): Flächendeckend wirksamer Grundwasserschutz. Ein Schritt zur dauerhaft umweltgerechten Entwicklung. Sondergutachten. Stuttgart: Metzler-Poeschel.
- SRU Rat von Sachverständigen für Umweltfragen** (1998b): Grundlagen der umweltpolitischen Entscheidungsfindung. In: Zeitschrift für angewandte Umweltforschung, Jg. 11, (1998), H. 1, S. 27-42.
- SRU Rat von Sachverständigen für Umweltfragen** (1999): Umwelt und Gesundheit: Risiken richtig einschätzen. Sondergutachten. Stuttgart: Metzler-Poeschel.
- Starmer**, Chris V. (1998): The Economics of Risk. In: Handbook of Environmental Risk Assessment and Management / ed. by Peter Calow. Oxford: Blackwell, S. 319-345.
- Starr**, Chauncey (1969): Social Benefit versus Technological Risk. In: Science, Vol. 165, Sept. 1969, S. 1232-1238.
- Steinberg**, Christian; **Klein**, Joachim; **Brüggemann**, Rainer (Hrsg) (1995): Ökotoxikologische Testverfahren. Landsberg/Lech: ecomed.
- Steinhäuser**, Klaus G. (1996): Prüfung und Bewertung wassergefährdender Stoffe. In: Zeitschrift für Umweltchemie und Ökotoxikologie UWSF, Bd. 8, Nr.1, S.22-33. Landsberg: Verlagsgesellschaft AG & Co.KG.
- Stephan**, C.E.; **Mount**, D.I.; **Hansen**, D.J.; **Gentile**, J.H.; **Chapman**, G.A.; **Brungs**, W.A. (1985): Guidelines for Deriving Numerical National Water Quality Criteria for the Protection of Aquatic Organisms and Their Uses (US EPA Office of Research and Development, Duluth MN) PB85-227049. Zitiert in: Fawell/Hedgecote (1996).
- Streffler**, Christian et al. (2000): Umweltstandards: kombinierte Expositionen und ihre Auswirkungen auf den Menschen und seine Umwelt / C. Streffler, J. Bückler, A. Cansier, D. Cansier, C.F. Gethmann, R. Guderian, G. Hanekamp, D. Henschler, G. Pösch, E. Rehbinder, O. Renn, M. Slesina, K. Wuttke. Berlin u.a.O.: Springer.
- Strubelt**, Otfried (1996): Gifte in Natur und Umwelt: Pestizide und Schwermetalle, Arzneimittel und Drogen. Heidelberg u.a.O.: Spektrum, Akadem. Verl.
- Sumner**, David (2000): The limits and assumptions of science. In: Science and Environmental Decision Making / Mark Huxham; David Sumner, Hrsg. Essex: Pearson Education Limited. S. 33-61.
- Suter II**, Glenn W.; **Barnthouse**, Lawrence W. (Hrsg), (1993): Ecological risk assessment. Chelsea: Lewis Publ..
- Swanson**, Timothy M.; **Lloyd**, Richard (1994): The regulation of chemicals in agricultural productions. In: Environmental Toxicology, Economics and Institutions – The Atrazine Case Study/ hrsg. v. Lars Bergmann u. D. Michael Pugh. Dordrecht: Kluwer Academic Publishers. S. 15-38.

Taylor, H.C.; Russell, J. T. (1939): The Relationship of Validity Coefficients to the Practical Effectiveness of Test in Selection: Discussion and Tables. In: Journal of Applied Psychology, Iss. 23, S. 565-578.

Teutsch, Georg (1998): Grundwasser. In: Spektrum der Wissenschaft, April 4/1998. Heidelberg: Spektrum der Wissenschaft Verlagsgesellschaft mbH. S. 86-89.

Tietenberg, T.H. (1973): Specific Taxes and the Control of Pollution: A General Equilibrium Analysis. In: Quarterly Journal of Economics, Nov. 1973, 87, S.503-522.

Tietenberg, T.H. (1974): On Taxation and the Control of Externalities: Comment. In: American Economic Review, Vol. 64, No. 3. Nashville?: The American Economic Association. S. 462-466.

Trenck, Karl-Theo v.d. (1997): Prüfwerte und Konzepte – Verunreinigte Böden. In: Zeitschrift für Umweltchemikalienforschung und Ökotoxikologie UWSF, Bd.9, Heft 2, S. 97-106. Landsberg: Verlagsgesellschaft AG & Co.KG.

Umweltbundesamt (UBA) (1993): Verfahren zur Festlegung von Umweltstandards. Texte 55/93. Berlin: Umweltbundesamt.

Umweltbundesamt (UBA) (1996a): Umweltqualitäts- und Umwelthandlungsziele im Gewässerschutz - Sachstandsbericht und Ausblick. Texte 63/96. Berlin: Umweltbundesamt.

Umweltbundesamt (UBA) (1996b): Harmonisierung der Chemikalienbewertung. In: Umwelt Nr. 12 / 1996, S. 442-445.

Umweltbundesamt (UBA) (1999): Umweltqualitäts- und Umwelthandlungsziele im Gewässerschutz - Sachstandsbericht und Ausblick. Texte 91/99. Berlin: Umweltbundesamt.

Upton, A.C. (1992): Perspectives on individual and community risks. In: Environmental toxicants: human exposures and their health effects / ed. by Morton Lippmann. NY: Van Nostrand Reinhold.

Van Leeuwen, C. J. (1997): Ecological Risk Assessment: An Input for Decision-Making. In: Environmental Management, Bd. 21, Nr. 6, S. 812-816. Springer: New York.

Van Leeuwen, C. J.; Hermens, T.L.M. (Hrsg.) (1995): Risk Assessment of Chemicals. Dordrecht: Kluwer Academic Publishers.

Van Straalen, W.M.; Dennemann, C.A.J. (1989): Ecotoxicological evaluation of soil quality criteria. In: Ecotoxicology and Environmental Safety 18, 241-251.

Veerkamp, William; Wolff, Cor (1996): Fate and Exposure Models in Relation to Risk Assessment. In: Environmental Science & Pollution Research ESPR, Bd. 3, Nr. 2, S. 91-95.

Vercelli, Alessandro (1998): Hard uncertainty and environmental policy. In: Sustainability: dynamics and uncertainty / hrsg. v. Graciela Chichilnisky; Geoffrey Heal; Alessandro Vercelli. Dordrecht: Kluwer Acad. Publ.. S. 191-221.

Verordnung (EG) Nr. 1488/94 der Kommission vom 28. Juni 1994 zur Festlegung von Grundsätzen fuer die Bewertung der von Altstoffen ausgehenden Risiken fuer Mensch und Umwelt gemaess der Verordnung (EWG) Nr. 793/93 des Rates (Text von Bedeutung fuer den EWR)

Vig, Norman J.; Kraft, Michael E. (1990): Environmental Policies in the 90s: toward a new agenda. Congressional Quarterly Inc.: Washington, D.C.

Wagner, R. (1997): Wasser-Kalender 1998: Jahrbuch für das gesamte Wasserfach / hrsg. v. R. Wagner. 32. Jg., Erich Schmidt Verlag: Berlin, 1997.

Warne, Michael StJ (1998): Critical review of methods to derive water quality guidelines for toxicants and a proposal for a new framework. Supervising Scientist Report 135, Supervising Scientist, Canberra.

Wätzold, Frank (1997): Anwendbarkeit und Effizienz umweltökonomischer Konzeptionen bei ökologischer Unsicherheit. In: Neuere Entwicklungen in der Umweltökonomie und -politik/ hrsg. v. Hans-Dieter Feser. Regensburg: Transfer Verl., 1997. S. 59-88.

Webster's new encyclopedic dictionary (1993); Black Dog & Leventhal Publ. Inc.; New York.

Weil, Carol S. (1972): Statistics vs Safety Factors and Scientific Judgment in the Evaluation of Safety for Man. In: Toxicology and Applied Pharmacology 21, New York: Academic Press. S. 454-462.

WHG Wasserhaushaltsgesetz (2002): Bekanntmachung der Neufassung des Wasserhaushaltsgesetzes. In: Bundesgesetzblatt BGBl. I S.3245ff.

WHO World Health Organization (1979): Agreed Terms on Health Effects Evaluation and Risk and Hazard Assessment of Environmental Agents. Internal Report of a Working Group (EHE/EHC/79.19), WHO, Genf. Zitiert in Europäische Kommission (1996), Band I.

WHO World Health Organization (1994): Environmental Health Criteria 170, Assessing Human Health Risks of Chemicals: Derivation of Guidance Values for Health-Based Exposure Limits. Genf: WHO, IPCS.

WHO World Health Organization (1997): Health and Environment in Sustainable Development. Five Years After the Earth Summit. WHO/EHG/97.8. Genf: World Health Organization.

WHO World Health Organization (1998): Guidelines for Drinking Water Quality and Health Risk Assessment of Disinfectants and Disinfection By-products. In: **Water Quality in Latin America/ Hend Galal-Gorchev, WHO (recherierbar über die Homepage der WHO)**. Genf: World Health Organization.

WHO World Health Organization (1999): Environmental Health Criteria 210, Principles for the assessment of risks to human health from exposure to chemicals. Genf: WHO, IPCS.

Whyte, A. V.; Burton, I. (1980): Environmental Risk Assessment. New York: Wiley. S. 10-14. Zitiert in: **Krewski, D.; Birkwood, P. L.** (1987): Risk Assessment and Risk Management: A Survey of Recent Models.

WRRL: siehe Richtlinie 2000/60/EG des Europäischen Parlament und des Rates (2000):

Xepapadeas, Anastasios (1997): Advanced Principles in environmental policy. Cheltenham: Edward Elgar Publishing, Inc.

Young, Robert A.; Haveman, Robert H. (1985): Economics of Water Resources: A Survey/ hrsg. v. A. V. Kneese; J. I. Sweeney. In: Handbook of Natural Resource and Energy Economics, Bd. 11, S. 465-529.