



GEORG-AUGUST-UNIVERSITÄT
GÖTTINGEN

August 2010

Diskussionspapiere

Discussion Papers

Ökonomische Bewertung von Kindergesundheit in der Umweltpolitik

Aktuelle Ansätze und ihre Grenzen

Christine Niens und Rainer Marggraf



**Forschungsverbund
Agrar- und Ernährungswissenschaften Niedersachsen**



Nr.: 1005

Department für Agrarökonomie und Rurale Entwicklung
Universität Göttingen
D 37073 Göttingen
ISSN 1865-2697

Kontaktadressen:

Dipl.-Sozw. Christine Niens
Abteilung Umwelt- und Ressourcenökonomik
Department für Agrarökonomie und Rurale Entwicklung
Georg-August-Universität Göttingen
Platz der Göttinger Sieben 5
D-37073 Göttingen
E-Mail: cniens@uni-goettingen.de
Tel.: +49 (0)551 - 39 4853
Fax: +49 (0)551 - 39 4812

Prof. Dr. Rainer Marggraf
Abteilung Umwelt- und Ressourcenökonomik
Department für Agrarökonomie und Rurale Entwicklung
Georg-August-Universität Göttingen
Platz der Göttinger Sieben 5
D-37073 Göttingen
E-Mail: rmarggr@uni-goettingen.de
Tel.: +49 (0)551 - 39 4829
Fax: +49 (0)551 - 39 4812

Danksagung

Die Arbeit ist entstanden im Rahmen des dritten Forschungsverbundes Agrar- und Ernährungswissenschaften Niedersachsen (FAEN): „Qualitätsgerechte Pflanzenproduktion unter veränderten Rahmenbedingungen: Mykotoxine im Kontext von Produktion, Qualität und Verarbeitung“. Wir danken dem Niedersächsischen Ministerium für Wissenschaft und Kultur für die finanzielle Förderung des Forschungsvorhabens.

Inhalt

1	Einleitung	1
2	Gründe für den besonderen Schutz von Kindergesundheit	2
2.1	Rechtliche und politische Fundierung	2
2.2	Risikounterschiede zwischen Kindern und Erwachsenen	3
2.2.1	Erhöhte Anfälligkeit von Kindern aufgrund körperlicher Voraussetzungen	3
2.2.2	Erhöhte Anfälligkeit von Kindern aufgrund verstärkter Exposition	3
2.2.3	Kumulative Wirkungszusammenhänge	5
2.3	Zum volkswirtschaftlichen Nutzen des Schutzes von Kindergesundheit	5
3	Ökonomische Bewertungskriterien	6
3.1	Ökonomische Effizienz	7
3.2	Zur Ermittlung von Kosten und Nutzen bei Kindergesundheitsprojekten	9
3.2.1	Vorgehen	9
3.2.2	Schwierigkeiten bei der Erhebung von Zahlungsbereitschaften	10
4	Herausforderungen bei der ökonomischen Bewertung von Kindergesundheit	11
4.1	Die Erhebung von Zahlungsbereitschaften über Stellvertreter	13
4.2	Verzerrungen durch Altruismus	13
4.3	Verzerrungen infolge von Effekten sozialer Erwünschtheit	15
4.4	Die Berücksichtigung familiärer Entscheidungsprozesse	16
5	Aktuelle Entwicklung in der Umwelt- und Gesundheitspolitik	19
6	“Pan-European Programme on Transport, Health and Environment”	20
6.1	Entwicklung und grundlegende Inhalte	21
6.2	Zur Ermittlung verkehrsbedingter Krankheitskosten	21
6.2.1	Die Kostenkalkulation entsprechend des PEPa	22
6.3	Herausforderungen bei der Monetarisierung verkehrsbedingter Erkrankungen	25
6.3.1	Schritt 2: Dokumentationslücken	25
6.3.2	Schritt 3: Unsicherheiten aufgrund fehlender Daten	26
6.3.3	Schritt 3: Die Berücksichtigung von Kindern	27
6.3.4	Schritt 4: Probleme bei der Bewertbarkeit bestimmter Gesundheitseffekte	28
6.3.5	Schritt 4: Latenz	29
6.3.6	Schritt 4: Die Berücksichtigung von Kindern	29
6.4	Abschließende Bemerkung zum PEPa	30
7	“Children´s Health Valuation Handbook”	31
7.1	Entwicklung und grundlegende Inhalte	32

7.2	Vorgehen bei der Nutzenerfassung von Kindergesundheitsprojekten	33
7.3	Risikounterschiede zwischen Kindern und Erwachsenen	34
7.4	Ermittlung des Nutzens über die Zahlungsbereitschaft.....	35
7.4.1	Methoden zur indirekten Bestimmung einer WTP	36
7.4.2	Methoden zur direkten Bestimmung einer WTP.....	38
7.4.3	Zwischenfazit	39
7.5	Ermittlung des Nutzens mittels des Krankheitskostenansatzes.....	40
7.5.1	Zwischenfazit	41
7.6	Bewertungsunterschiede zwischen Kindern und Erwachsenen	42
7.6.1	Die Wahl der Perspektive.....	42
7.6.2	Unterschiede bei WTP und COI zwischen Kindern und Erwachsenen	43
7.6.3	Zwischenfazit	46
7.7	Alternative Ansätze zur Bewertung umweltpolitischer Kindergesundheitsprojekte	47
7.7.1	Kosten-Wirksamkeits-Analysen.....	47
7.7.2	Break Even Analyse	48
7.7.3	Bounding Analysis	49
7.7.4	Risk-Risk- and Health-Health-Analysis.....	49
7.7.5	Zwischenfazit	50
7.8	Benefit Transfer.....	51
7.8.1	Phase 1: Beschreibung des umweltpolitischen Problems	52
7.8.2	Phase 2: Beurteilung der Brauchbarkeit vorhandener Untersuchungen.....	54
7.8.3	Phase 3: Übertragung der Daten.....	57
7.8.4	Phase 4: Qualitative Beschreibung von Unsicherheiten	59
7.8.5	Zwischenfazit	60
7.9	Zur Zusammenarbeit von Risikobewertern und Ökonomen	60
7.10	Abschließende Bemerkung zum „Children´s Health Valuation Handbook“	61
8	Vergleich von PEPa und „Children´s Health Valuation Handbook“	63
9	Abschließende Bemerkung	65
10	Literatur	68

Abkürzungsverzeichnis

Abkürzung	Bedeutung
COI	Costs of Illness
DALYs	Disability-Adjusted Life Years
OECD	Organisation for Economic CO-Operation and Development
PEP	Transport, Health and Environment Pan-European Programme
PEPa	Review methods and development of guidance for the economic valuation of transport-related health effects, with a particular focus on children
QALYs	Quality-Adjusted Life Years
U.S. EPA	U.S. Environmental Protection Agency
VERHI	Valuation of Environment-Related Health Impacts with a Particular Focus on Children
VLYL	Value of Life Years Lost
VSL	Value of Statistical Life
WHO	World Health Organization
WTA	Willingness to Accept
WTP	Willingness to Pay

Abbildungsverzeichnis

Abbildung 1: Komponenten des volkswirtschaftlichen Nutzens von Kindergesundheitsprojekten.....	6
Abbildung 2: Anpassung des Wohlstandsniveaus der aktuellen Erwachsenen- generation an zukünftige Erwachsenen- generationen.....	59
Abbildung 3: Methoden zur Bestimmung des volkswirtschaftlichen Nutzens umweltpolitischer Kinderschutzprojekte.....	66

Tabellenverzeichnis

Tabelle 1: Grundsätzliches Vorgehen zur Ermittlung umweltbedingter Krankheitskosten.....	22
Tabelle 2: Ermittlung des Nutzens von umweltpolitischen Gesundheitsprojekten.....	34
Tabelle 3: Ansätze zur Ermittlung einer Zahlungsbereitschaft.....	36
Tabelle 4: Phasen des Benefit Transfers	52

1 Einleitung

Seit dem Ende der 1980er Jahre wird dem Zusammenhang von Umwelt und menschlicher Gesundheit zunehmend Aufmerksamkeit geschenkt. Die Tatsache, dass Umweltbelastungen zu gesundheitlichen Problemen führen können, wurde erkannt und man begann auf politischer Ebene Maßnahmen zur Risikoreduktion zu entwickeln. Parallel dazu setzte sich auch die Wissenschaft vermehrt mit den Wechselwirkungen zwischen Umwelt und menschlicher Gesundheit auseinander. Hierbei zeigte sich, dass bestimmte Bevölkerungsgruppen besonders sensibel auf negative Umweltreize reagieren. Zu diesen Risikogruppen gehören in erster Linie Kinder, welche aufgrund ihrer Physiologie und ihrer spezifischen Verhaltensweisen oft gefährdeter sind als Erwachsene¹.

Inzwischen existiert eine Vielzahl politischer Programme, die sich mit dem Thema „Umwelt und Gesundheit“ und insbesondere der Gefährdung von Kindern beschäftigen. Aktuell wird zunehmend eine stärkere Kooperation zwischen Politik und Wissenschaft angestrebt, unter anderem um die Wirksamkeit politischer Maßnahmen ökonomisch bewerten zu können.

Vor diesem Hintergrund wird im Folgenden auf die ökonomische Bewertung von Kindergesundheit eingegangen. Hierzu wird gezeigt, wie Kosten und Nutzen einer Verringerung umweltbedingter Gesundheitsrisiken für Kinder gemessen werden können. In diesem Zusammenhang wird dargelegt, welche Rolle ökonomische Bewertungsmodelle in der aktuellen Umwelt- und Gesundheitspolitik spielen und welche Probleme mit der Durchführung solcher Wirtschaftlichkeitsuntersuchungen verbunden sind. Schließlich werden Grenzen der zurzeit in der Politik angewandten, ökonomischen Bewertungsansätze offen gelegt.

Beginnen wird dieser Beitrag mit einer Darstellung der grundlegenden Aspekte, die den besonderen Schutz von Kindergesundheit dringend erforderlich erscheinen lassen. Danach wird auf die Notwendigkeit der Durchführung von Wirtschaftlichkeitsuntersuchungen in der Politik und auf die Kosten-Nutzen-Analyse als ein mögliches Verfahren zur ökonomischen Bewertung von Kindergesundheit eingegangen. Anschließend folgt ein Überblick über Empfehlungen zur praktischen Durchführung ökonomischer Bewertungen im umwelt- und gesundheitspolitischen Kontext mit einer besonderen Ausrichtung auf Kinder. Daran schließt sich eine vergleichende Bewertung dieser Ansätze an.

¹ Als Kinder werden in diesem Beitrags alle Personen bezeichnet, die das 18. Lebensjahr noch nicht vollendet haben.

2 Gründe für den besonderen Schutz von Kindergesundheit

Es gibt vielfältige Gründe dafür, die Gesundheit von Kindern in besonderem Maße vor umweltbedingten Risikofaktoren zu schützen. Zum einen begründen sich die gesteigerten Bemühungen um den Schutz von Kindergesundheit mit rechtlichen Vereinbarungen. Zum anderen bewirkt eine erhöhte Anfälligkeit von Kindern gegenüber umweltbedingten Gesundheitsgefahren ein verstärktes Engagement entsprechende Risiken zu verringern. Schließlich ist die Sicherstellung eines guten gesundheitlichen Zustands der Kinder auch aus gesamtgesellschaftlicher Sicht vorteilhaft.

In diesem Abschnitt werden die Argumente für die besondere Schutzwürdigkeit von Kindergesundheit dargestellt

2.1 Rechtliche und politische Fundierung

Die UN Kinderrechtskonvention (Convention on the Rights of the Child) bildet eine internationale Rechtsgrundlage für den besonderen Schutz des Kindes. Sie wurde 1989 von der UN Generalversammlung angenommen und trat im Jahr 1990 in Kraft. Mit dieser Erklärung wurde zum ersten Mal in der Geschichte ein völkerrechtlich verpflichtendes Dokument für Kinder und Jugendliche auf internationaler Ebene vereinbart.

Insgesamt haben 193 Staaten, jedoch nicht die USA und Somalia, der Erklärung zugestimmt (United Nations Treaty Collection). Die Vertragsstaaten verpflichten sich damit, die in dem Dokument genannten Kinderrechte im Rahmen ihrer nationalen Gesetze zu verwirklichen.

Mit der Ratifizierung gehen die Vertragspartner auch verschiedene Pflichten hinsichtlich der Gesundheit von Kindern ein. So wird in Artikel 24 Abs.1 der Kinderrechtskonvention das Recht des Kindes auf ein „erreichbares Höchstmaß an Gesundheit“ anerkannt. Folglich muss dieses Recht des Kindes bei der Entwicklung umwelt- und gesundheitspolitischer Maßnahmen berücksichtigt werden.

Annähernd zeitgleich wurde im Jahr 1989 die erste Europäische Ministerkonferenz „Umwelt und Gesundheit“ in Frankfurt durchgeführt, bei der die „Europäische Charta Umwelt und Gesundheit“ verabschiedet wurde. In diesem Abkommen heißt es: „Jeder Mensch hat Anspruch auf eine Umwelt, die ein höchstmögliches Maß an Gesundheit und Wohlbefinden ermöglicht“ (Weltgesundheitsorganisation, Büro für Europa). Die Charta markiert den Beginn der vermehrten Auseinandersetzung mit dem Zusammenspiel von Umweltkontaminationen und daraus resultierenden Gesundheitseffekten.

Die UN Kinderrechtskonvention und die „Europäische Charta Umwelt und Gesundheit“ bilden damit gemeinsam den Ausgangspunkt für die Auseinandersetzung mit den Thema „Umwelt und Kindergesundheit“ auf politischer Ebene in Europa.

2.2 Risikounterschiede zwischen Kindern und Erwachsenen

Die Gesundheit von Kindern ist im besonderen Maße von der Umweltsituation abhängig. In der Literatur gibt es zahlreiche Hinweise darauf, dass Kindergesundheit stärker als die von Erwachsenen durch Umweltgefahren bedroht ist (TAMBURLINI, 2006: 37ff; BOESCH et al., 2008: 12; Umweltbundesamt). Diese Risikounterschiede beziehen sich zum einen auf die Anfälligkeit und zum anderen auf die Exposition gegenüber bestimmten Umweltgefahren. Dies führt dazu, dass die Gesundheitseffekte von Kindern in quantitativer und qualitativer Hinsicht von denen eines Erwachsenen abweichen können.

2.2.1 Erhöhte Anfälligkeit von Kindern aufgrund körperlicher Voraussetzungen

Die erhöhte Anfälligkeit von Kindern gegenüber negativen Umwelteinflüssen resultiert vor allem aus abweichenden physischen Grundvoraussetzungen. Dieses kann sich sowohl auf die Schwere als auch auf die Häufigkeit gesundheitlicher Beeinträchtigungen auswirken. Die qualitativen Differenzen in Bezug auf bestimmte gesundheitliche Folgen beruhen auf der Tatsache, dass sich Kinder in einem dynamischen Wachstumsprozess befinden, in dem lebenswichtige Organe noch nicht vollständig entwickelt sind. In dieser Phase reagiert der Körper besonders sensibel auf bestimmte Umweltgifte. Dadurch kann es zu erheblichen Organ- und Entwicklungsschäden bei Kindern kommen, die bei Erwachsenen nicht zu erwarten sind (TAMBURLINI, 2006: 40).

Des Weiteren unterscheidet sich der Stoffwechsel eines Kindes von dem eines Erwachsenen. Daher können zum Beispiel bestimmte Pestizide von Kindern nicht ausreichend abgebaut werden (CHAMLEY und PUTZRATH, 2001). Infolgedessen kommt es bei Kindern vergleichsweise häufiger zu Erkrankungen durch diese Umweltgifte (TAMBURLINI, 2006: 39f).

2.2.2 Erhöhte Anfälligkeit von Kindern aufgrund verstärkter Exposition

Die Expositionsunterschiede zwischen Kindern und Erwachsenen beziehen sich in erster Linie auf die gesteigerte Anzahl von Erkrankungen durch gesundheitsgefährdende Umwelteinflüsse (TAMBURLINI, 2006: 41). Diese Differenzen hinsichtlich der Belastungshäufigkeit werden einerseits durch biologische Faktoren hervorgerufen, welche charakteristisch für die menschliche Wachstumsphase sind. Andererseits führen bestimmte, für

Kinder typische, Verhaltensweisen in der Phase der geistigen Entwicklung zu einer erhöhten Gefährdung durch die Umwelt.

Das besondere, biologische begründete Risiko von Kindern beruht auf einer im Vergleich zu Erwachsenen höhere Aufnahmemenge von Nahrung, Wasser und Luft pro Kilogramm Körpergewicht. Außerdem haben Kinder häufig spezifische Ernährungsmuster, bei denen bestimmte Lebensmittel überdurchschnittlich stark konsumiert werden (BANASIAK et al., 2005). Sind diese Lebensmittel mit schädlichen Stoffen belastet, erhöht dies die Wahrscheinlichkeit einer Gesundheitsschädigung (TAMBURLINI, 2006: 42).

Des Weiteren kann eine verstärkte Exposition auch auf einer gesteigerten Absorptionsfähigkeit von Kindern in der Phase der körperlichen Entwicklung beruhen. So sind Kinder beispielsweise in der Lage, mehr Blei über den Organismus aufzunehmen als Erwachsene (ROYCE, 1992). Dadurch ist bei Kindern mit einer vermehrten quantitativen Belastung durch Bleirückstände in der Umwelt zu rechnen.

Ein weiterer wichtiger Grund für eine erhöhte Gefährdung von Kindergesundheit durch Umweltrisiken ist die längere verbleibende Lebensspanne junger Menschen im Vergleich zu Älteren. Dadurch sind Kinder vergleichsweise länger einer Belastung mit gesundheitsschädlichen Stoffen ausgesetzt und es steht mehr Zeit zur Verfügung, um Krankheiten zu entwickeln (TAMBURLINI, 2006: 42). Dieser Aspekt ist besonders für Umweltrisiken relevant, die sich verzögert auf die Gesundheit auswirken.

Die auf spezifischen Verhaltensweisen beruhende erhöhte Gefährdung von Kindern entsteht häufig aufgrund abweichender Handlungsmuster in Risikosituationen. HARBAUGH et al. (2002) weisen experimentell nach, dass Kinder und Jugendliche dazu neigen, kleine Wahrscheinlichkeiten zu unter- und große Wahrscheinlichkeiten zu überschätzen. Das führt dazu, dass Kinder in Situationen, in denen mit geringen Wahrscheinlichkeiten große Verluste zu erwarten sind, risikobereiter handeln als Erwachsene (HARBAUGH et al., 2002: 73). Dieser Befund ist für den Bereich „Umwelt und Gesundheit“ besonders interessant, da man es hier häufig mit geringen Eintrittswahrscheinlichkeiten für schwerwiegende Erkrankungen zu tun hat. Demnach scheinen sich Kinder den umweltbedingten Gesundheitsgefahren oft nicht in dem Maße bewusst zu sein wie Erwachsene, was dazu führen kann, dass sie mit Risiken nicht in gleicher Weise umgehen.

Weiterhin unterscheiden sich besonders Kleinkinder von Erwachsenen erheblich hinsichtlich ihrer alltäglichen Verhaltensweisen. So nehmen Kleinkinder durch das Krabbeln am Boden oder während der oralen Phase bestimmte bodennahe Umweltgifte auf, denen Erwachsene in wesentlich geringerem Maße ausgesetzt sind (TAMBURLINI, 2006: 42). Zusätzlich halten sich

Kinder aufgrund ihrer geringeren Körpergröße näher am Boden auf und atmen dadurch beispielsweise vermehrt Autoabgase ein (BOESCH et al., 2008: 12).

Aus der Gesamtheit dieser besonderen Verhaltensmuster ergibt sich ein spezifisches Expositionsprofil für Kinder. Dieses führt dazu, dass ihre Gesundheit häufiger durch schädliche Umwelteinflüsse bedroht ist als die von Erwachsenen.

2.2.3 Kumulative Wirkungszusammenhänge

Eine weitere Verschärfung der Risikounterschiede zwischen Kindern und Erwachsenen ist zu erwarten, wenn erhöhte Anfälligkeit und vermehrte Exposition in Kombination auftreten. Dies ist zum Beispiel bei organophosphaten Pestiziden oder Blei der Fall (TAMBURLINI, 2006: 44). Zum einen reagieren Kinder besonders sensibel auf diese Umweltgifte. Zum anderen sind sie diesen Stoffen besonders stark ausgesetzt. Diese kumulative Wirkung bestimmter Umweltgefahren kann sich sowohl auf die Anzahl der betroffenen Kinder als auch auf die Schwere der resultierenden Gesundheitseffekte auswirken.

2.3 Zum volkswirtschaftlichen Nutzen des Schutzes von Kindergesundheit

Die Vermeidung umweltbedingter Erkrankungen bei Kindern hat einen vielfältigeren Nutzen, als es auf den ersten Blick der Fall zu sein scheint. Zunächst tragen die Bemühungen, umweltbedingte Gesundheitsgefahren zu reduzieren dazu bei, gesundheitliche Beeinträchtigungen von Kindern in qualitativer und quantitativer Hinsicht zu verringern. An diesen Effekt sind aber noch eine Reihe weiterer Nutzenaspekte geknüpft. So ergibt sich der volkswirtschaftliche Gesamtnutzen des Schutzes von Kindergesundheit einerseits aus dem materiellen Nutzen, welcher sich weiter in direkte und indirekte materielle Größen aufgliedern lässt. Andererseits besitzen wirksame Regelungen zum Schutz von Kindergesundheit auch eine immaterielle Komponente, welche einen beachtlichen Anteil des volkswirtschaftlichen Gesamtnutzens ausmachen kann.

Direkter materieller Nutzen von Kindergesundheitsprojekten ergibt aus den Einsparungen durch eine Verminderung der Ausgaben für ambulante oder stationäre Behandlungen (GREINER, 2007: 53). Ein weiterer positiver Effekt besteht darin, dass berufstätige Eltern ihre Kinder seltener beaufsichtigen müssen, wenn diese seltener erkranken, wodurch sich die Anzahl der Fehltage am Arbeitsplatz verringert. Dies wiederum hat zur Folge, dass Produktionsverluste vermieden werden, was dem indirekten materiellen Nutzen gleichkommt. Andere indirekte materielle Nutzenaspekte bestehen darin, dass gesunde Kinder bessere Bildungschancen besitzen und dadurch verstärkt in der Lage sind, einen positiven Beitrag

zum Humankapital zu leisten (HOFFMANN, 2007: 218f). Somit ist ein guter gesundheitlicher Zustand der Kinder einer Gesellschaft auch aus wirtschaftlicher Sicht von Interesse.

Immaterieller Nutzen von Kindergesundheitsprojekten entsteht, weil Einschränkungen der Lebensqualität von Kindern und Eltern vermieden werden. Konkret ergeben sich positive immaterielle Effekte für Kinder, da Minderungen des persönlichen Wohlergehens durch Krankheit ausbleiben. Infolge dessen müssen sich Eltern weniger Sorgen um ihr erkranktes Kind machen. Fehlen hingegen besondere Maßnahmen zum Schutz vor negativen Umwelteinflüssen, kann die Wahrnehmung eines erhöhten Gesundheitsrisikos für Kinder zu Ängsten in der Bevölkerung und insbesondere unter Eltern führen. Durch geeignete Interventionen kann dieses Unsicherheitsgefühl verringert werden, woraus immaterieller Nutzen resultiert.

Somit haben Maßnahmen zum Schutz von Kindergesundheit, welche eigentlich in erster Linie auf die Verringerung physischer Effekte ausgerichtet sind, auch Auswirkungen auf das psychische Wohlbefinden. In Abbildung 1 sind die unterschiedlichen Komponenten des volkswirtschaftlichen Nutzens von Kindergesundheitsprojekten dargestellt.

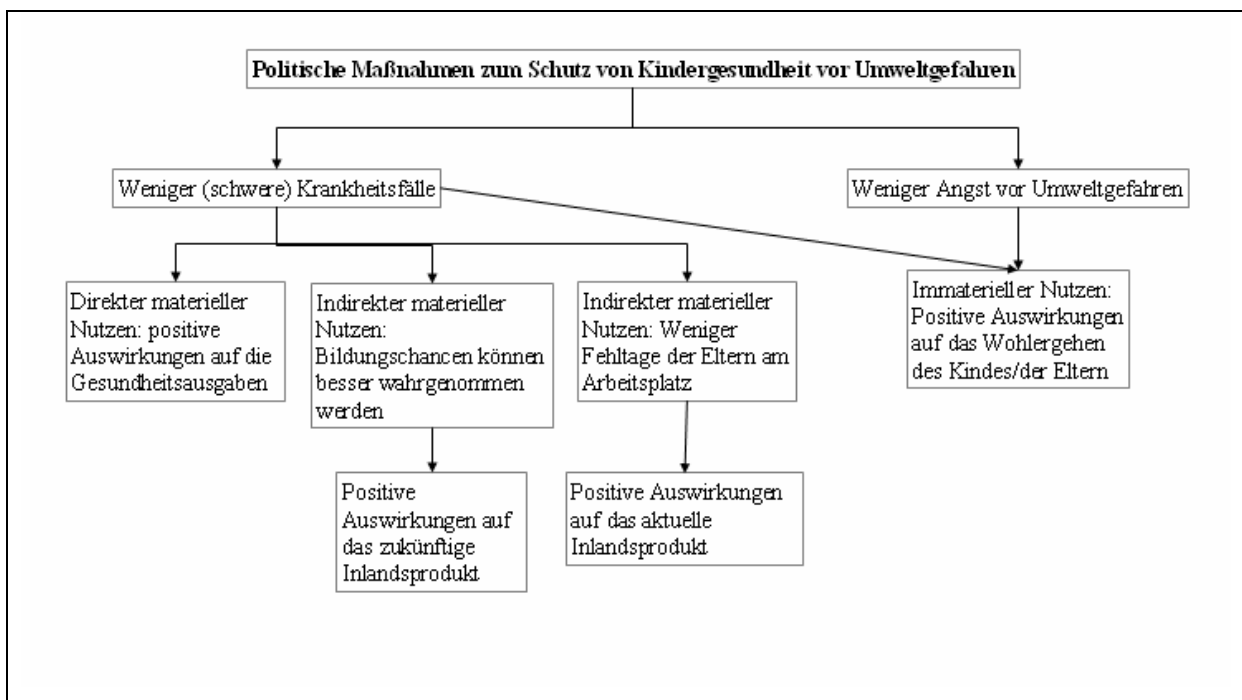


Abbildung 1: Komponenten des volkswirtschaftlichen Nutzens von Kindergesundheitsprojekten

3 Ökonomische Bewertungskriterien

Obwohl der Gesundheitsschutz von Kindern hohe Priorität besitzt, können angesichts knapper finanzieller Mittel nicht alle denkbaren umweltpolitischen Maßnahmen durchgeführt werden. Die Politik steht somit vor einem Auswahlproblem und benötigt zusätzliche Informationen auf deren Grundlage entschieden wird, ob ein Programm umgesetzt werden soll, oder nicht.

Um Fehlinvestitionen in unzweckmäßige Projekte zu verhindern, kann es hilfreich sein, die Wirkungsweise potentiell geeigneter Maßnahmen zu prüfen. Grundsätzlich eignen sich hierzu ökonomische Bewertungsansätze. Diese ermöglichen es, die Auswirkung politischer Maßnahmen ex ante und ex post zu überprüfen.

3.1 Ökonomische Effizienz

Zur Beantwortung der Frage, ob die Realisierung einer politischen Maßnahme sinnvoll ist, wird ein geeigneter Maßstab benötigt. Im Fall einer volkswirtschaftlichen Betrachtung wäre dies, die „ökonomische Effizienz“. Eine Maßnahme wird als „ökonomisch effizient“ bezeichnet, wenn ihr volkswirtschaftlicher Nutzen die mit ihr verbundenen volkswirtschaftlichen Kosten übersteigt. Unter dem volkswirtschaftlichen Nutzen versteht man den Wert, den eine bestimmte Projektalternative für die Betroffenen besitzt. Die volkswirtschaftlichen Kosten entsprechen den Opportunitätskosten die entstehen, sollte es zur Umsetzung der Maßnahme kommen. Damit kennzeichnen die volkswirtschaftlichen Kosten einer bestimmten Handlungsalternative den Wert des Verzichts auf die Realisierung.

Hinter dem ökonomischen Effizienzkriterium verbürgt sich das Pareto-Prinzip². Danach ist eine Maßnahme einzuführen, wenn mindestens eine Person besser, aber keine andere schlechter gestellt wird. Weil diesem Konzept in der Realität aber nur schwer entsprochen werden kann, da Entscheidungen für eine Alternative in der Regel mit Gewinner- und Verliererpositionen einhergehen, wurde das so genannte Kompensationskriterium eingeführt³. Hiernach dürfen Maßnahmen, bei denen es Bevorteilte und Benachteiligte gibt durchaus umgesetzt werden. Voraussetzung ist jedoch, dass die Gewinner die Verlierer aus ihrem Zugewinn ausreichend entschädigen können, um das ursprüngliche Nutzenniveau wieder herzustellen. Es kommt dabei nicht darauf an, ob diese Entschädigung tatsächlich vorgenommen wird. Sie muss nur theoretisch möglich sein.

Entsprechend dieser Entscheidungsregel, muss für eine effizienzorientierte Bewertung eines Umweltprojekts geprüft werden, ob die Befürworter der Maßnahme auch dann noch ein höheres Nutzenniveau erreichen, wenn sie die Gegner so weit entschädigen, dass diese sich nach der Umsetzung des Programms auf dem gleichen Nutzenniveau befinden wie davor. Ist dies der Fall, resultiert aus der Realisierung des Programms eine potentielle Pareto-Verbesserung.

² Geht zurück auf Vilfredo Pareto, einen Soziologen des 19. Jahrhunderts.

³ Geht auf Nicholas Kaldor zurück, der das Konzept 1939 entwickelte; John R. Hicks schloss sich ihm später an.

Die besondere Bedeutung der ökonomischen Effizienz als Entscheidungshilfe für die Politik lässt sich wie folgt erklären: Wird eine effiziente Maßnahme umgesetzt, ist die Möglichkeit gegeben, dass es keinem Gesellschaftsmitglied schlechter, sondern mindestens einem Teil besser geht als vorher. Schließlich können die Gegner eines Projekts in vollem Umfang aus dem erzielten Nutzen entschädigt werden und deren ursprüngliches Nutzenniveau bleibt erhalten. Der verbleibende Nutzen kommt den Befürwortern der Maßnahme zugute, infolge dessen sich deren Nutzenniveau erhöht. Wird also auch auf Basis von Effizienzüberlegungen über die Umsetzung politischer Programme entschieden, trägt dies dazu bei, das gesellschaftliche Wohlergehen zu steigern. Damit handelt es sich bei der ökonomischen Effizienz um ein normativ begründetes Kriterium. Wird unter dem Gesichtspunkt der Effizienz keine optimale Verteilung der Ressourcen angestrebt, bleiben Potentiale zur Wohlfahrtssteigerung ungenutzt.

Mittels einer Kosten-Nutzen-Analyse kann die ökonomische Effizienz umweltpolitischer Projekte ermittelt werden. Hauptkennzeichen einer Kosten-Nutzen-Analyse ist, dass sämtliche Kosten und der gesamte Nutzen – auch die immateriellen Effekte – einer politischen Maßnahme in Geldeinheiten bewertet werden (SCHÖFFSKI, 2007: 81f). Dadurch werden Kosten und Nutzen eines Projekts in der gleichen Einheit angegeben und können direkt miteinander verglichen werden.

Dies bedeutet, dass der volkswirtschaftliche Nutzen eines umweltpolitischen Programms in Geldeinheiten überführt werden muss. Erreicht werden kann dies, indem die maximale Zahlungsbereitschaft eines Betroffenen für die Umsetzung eines bestimmten umweltpolitischen Vorhabens ermittelt wird. Die Höhe der individuellen Zahlungsbereitschaft ist dann zum einen von den Präferenzen der Person und zum anderen von den Lebensumständen, insbesondere dem Einkommen, abhängig (MARGGRAF, 2005: 65). Je größer das Interesse einer Person an einem umweltpolitischen Vorhaben ist, je mehr wird sie unter Berücksichtigung der persönlichen Einkommenssituation bereit sein, dafür zu zahlen. Auf diese Weise kann der relative Wert eines umweltpolitischen Programms in monetären Größen gemessen werden⁴. Da umweltpolitische Programme aber nicht nur ein einzelnes Individuum betreffen, sondern gesamtgesellschaftliche Auswirkungen haben, kann der

⁴ Zu beachten ist bei dem Verständnis von volkswirtschaftlichem Nutzen allerdings, dass der Geldbetrag, den eine Person zu zahlen bereit ist lediglich als Vergleichsmaßstab dient, um die Präferenzen nachvollziehbar zu machen. Wenn eine Person fünfzig Euro für die Reduzierung umweltbedingter Gesundheitsrisiken zahlt, heißt das nicht, dass sie einem politischen Gesundheitsprojekt den konkreten Wert eines fünfzig Euro Scheins zuschreibt. Vielmehr vergleicht sie den Wert der Maßnahme mit den anderen Verwendungsmöglichkeiten dieser fünfzig Euro. Eine Zahlungsbereitschaft von fünfzig Euro lässt also darauf schließen, dass einer Person die Reduzierung umweltbedingter Gesundheitsrisiken genauso viel wert ist, wie die beste alternative Verwendung dieser fünfzig Euro.

volkswirtschaftliche Nutzen definiert werden als die „Summe der maximale Zahlungsbereitschaften der Projektbefürworter“ (MARGGRAF, 2005: 78ff).

Nun ist es aber denkbar, dass nicht alle Bürger die gleiche umweltpolitische Maßnahme präferieren, da bestimmte Folgen für einige Gesellschaftsmitglieder nachteilig sind. Diese Personen werden keine Zahlungsbereitschaft für die Durchführung der fraglichen Maßnahme haben. Stattdessen werden sie eine Ausgleichszahlung verlangen, um die entstandenen Verluste zu kompensieren. Vor diesem Hintergrund wird unter den volkswirtschaftlichen Kosten einer umweltpolitischen Maßnahme, die „Summe der minimalen Entschädigungsforderungen der Projektgegner“ verstanden (MARGGRAF, 2005: 78ff).

3.2 Zur Ermittlung von Kosten und Nutzen bei Kindergesundheitsprojekten

Die empirische Ermittlung der materiellen Kosten- und Nutzenkomponenten erfolgt durch eine Schattenpreisanalyse der relevanten wirtschaftlichen beziehungsweise finanziellen Größen. Dies ist nicht immer einfach, aber mit noch größeren Schwierigkeiten ist die empirische Bestimmung der immateriellen Komponente behaftet. Diese erfolgt mit Hilfe der so genannten Zahlungsbereitschaftsanalyse⁵.

3.2.1 Vorgehen

Die Erhebung des immateriellen Nutzens von Kindergesundheitsprojekten muss, wie dargestellt, über die Erfassung der individuellen WTP realisiert werden. Grundsätzlich kommen hierzu zwei Ansätze in Betracht. Entweder es wird versucht, durch Beobachtungen die individuellen Präferenzen aufzudecken, oder man bittet Personen, fiktive Bewertungen für Güter oder für bestimmte Eigenschaften eines Gutes abzugeben (SCHÖFFSKI, 2007: 372). Bei der ersten Alternative spricht man von „Revealed Preferences Studies“. Der zweite Ansatz wird als „Stated Preferences Studies“ bezeichnet, welche sich wiederum in „Contingent Valuation“ und „Conjoint Analyses“ aufteilen lassen. Während bei der „Contingent Valuation“ das Gut als Ganzes bewertet wird, sollen bei „Conjoint Analyses“ bestimmte Produkteigenschaften betrachtet werden.

Wie bei allen Gesundheitsprojekten lässt sich der Nutzen von politischen Maßnahmen zur Erhaltung von Kindergesundheit nicht an Marktreaktionen ablesen. Schließlich handelt es sich bei der Gesundheit um ein Gut, das auf keinem Markt gehandelt wird. Daher muss die Erhebung der WTP für den Schutz von Kindergesundheit über die „Stated Preferences“ Methode erfolgen. Durch die Ermittlung der WTP mithilfe von Befragungen wird auch die

⁵ Nachstehend bezeichnet der Begriff „Zahlungsbereitschaftsanalyse“ nur noch die Erhebung der individuellen WTP und dient der Erfassung der immateriellen Komponente.

Investitionsbereitschaft eines Individuums in die öffentliche Gesundheitsvorsorge berücksichtigt. Mittels der „Revealed Preferences Studies“ lässt sich hingegen nur die WTP für private Maßnahmen zur Vermeidung gesundheitlicher Beeinträchtigungen bestimmen (U.S. EPA et al., 2003: 4-2ff). Somit muss die Bestimmung der WTP für die Reduzierung umweltbedingter Gesundheitsrisiken über den „Stated Preferences“-Ansatz erfolgen.

Wird von der „Stated Preferences“-Methode und speziell der „Contingent Valuation“ als Mittel zur Feststellung der individuellen WTP ausgegangen, kann beispielsweise direkt danach gefragt werden, wie viel Geld eine Person bereit wäre für die Reduzierung der Symptome einer bestimmten Krankheit zu zahlen. Auf diese Weise wird der Verbesserung eines Gesundheitszustandes ein bestimmter Geldwert zugeordnet. Denkbar ist auch, die Befragten zu bitten ihre WTP für die Reduzierung eines Gesundheitsrisikos, wie beispielsweise Straßenverkehrslärm oder Luftverschmutzung zu äußern. Der geäußerte Wert stellt dann ein Synonym für den Nutzen dar, den ein Befragter dieser Intervention beimisst.

Besteht ein Rechtsanspruch auf die Reduzierung eines Gesundheitsrisikos, wird diesem aber nicht nachgekommen, muss nach dem Kompensationsbetrag gefragt werden (MARGGRAF, 2005: 71ff). In einem solchen Fall spricht man von der „Willingness to accept“ (WTA), der „Kompensationsforderung“ (MARGGRAF, 2005) oder der „Akzeptanzbereitschaft“ (SCHÖFFSKI, 2007: 378).

Werden die WTA und die WTP empirisch erhoben, zeigen sich allerdings erhebliche Abweichungen zwischen den Werten (KLOSE, 1999: 110). Die Differenzen zwischen WTP und WTA werden umso größer, je weniger für das zu bewertende Gut ein tatsächlicher Markt vorhanden ist. Die WTA ist dabei zwei- bis fünfmal höher als die individuelle WTP (DUBORG et al., 1994). Handelt es sich bei dem Bewertungsobjekt indes um ein Gut, für das ein echter Marktpreis vorhanden ist, nähern sich WTP und WTA wieder an. Da es sich bei der menschlichen Gesundheit aber um einen Gegenstand handelt, welcher auf keinem Markt gehandelt wird, ist damit zurechenbar, dass WTP und WTA stark differieren. Folglich ist die „Willingness to pay“-Methode prinzipiell dem „Willingness to accept“-Ansatz vorzuziehen, um Überschätzungen des immateriellen Effekts zu vermeiden, sofern dies nicht im Widerspruch zu formalen Restriktionen steht.

3.2.2 Schwierigkeiten bei der Erhebung von Zahlungsbereitschaften

Die Erhebung der individuellen WTP kann wie oben dargelegt, mittels unterschiedlicher Verfahren erfolgen. Allerdings ist die Ermittlung der WTP in Abhängigkeit von der

gewählten Methode mit verschiedenen Problemen behaftet, die die Zuverlässigkeit der Ergebnisse einschränken können⁶.

Es gibt darüber hinaus aber auch noch weitere Nachteile der Zahlungsbereitschaftsanalyse, welche methodenübergreifend von Bedeutung sind. Das schwerwiegendste Problem besteht in der Abhängigkeit der WTP von der persönlichen Einkommenssituation der Befragten. Personen mit höherem Einkommen werden tendenziell auch bereit sein einen höheren Betrag für die Vermeidung eines Gesundheitsrisikos zu zahlen. Dagegen verfügen geringere Verdienende eventuell gar nicht über einen zusätzlichen Geldbetrag, den sie für eine Verbesserung einsetzen könnten. Folglich fallen Zahlungsbereitschaft und Zahlungsfähigkeit auseinander (SCHÖFFSKI, 2008: 381). Die individuelle Bewertung des Nutzens einer bestimmten Alternative erfolgt also immer auch in Abhängigkeit von der finanziellen Situation des Befragten. Inwieweit ein Geldbetrag dann noch als ein akzeptables Maß für den jeweiligen Nutzen eines Gutes angesehen kann, ist fraglich. Eine Entschärfung dieses Problems kann erreicht werden, wenn anstelle eines absoluten Geldbetrags der prozentuale Anteil des Haushalteinkommens für die Verringerung eines Gesundheitsrisikos abgefragt wird (SCHÖFFSKI, 2008: 382).

Eine weitere Schwierigkeit bei der Erhebung der WTP besteht darin, dass Personen kleine Wahrscheinlichkeiten kaum konsistent bewerten können (BREYER und ZWEIFEL, 1999: 43). BLOMQUIST (1981: 32ff) zeigt zudem anhand verschiedener empirischer Untersuchungen, dass Befragte bei geringfügigen Wahrscheinlichkeitsänderungen (Reduzierung des Krankheitsrisikos von 1 zu einer Million auf 1 zu 10 Millionen) kaum zwischen den Alternativen unterscheiden können. Die zuverlässige Zuordnung eines Geldbetrags für eine sehr kleine Änderung der Eintrittswahrscheinlichkeit eines bestimmten Ereignisses ist daher kaum möglich. Gerade bei gesundheitlichen Beeinträchtigungen durch negative Umwelteinflüsse hat man es aber häufiger mit geringen Eintrittswahrscheinlichkeiten für Erkrankungen zu tun. Vor diesem Hintergrund wird weitere Forschung benötigt, um fundierte Aussagen darüber treffen zu können, wie kleine Wahrscheinlichkeiten verständlich kommuniziert werden können.

4 Herausforderungen bei der ökonomischen Bewertung von Kindergesundheit

Grundsätzlich basieren ökonomische Betrachtungen auf dem Grundsatz der „Konsumentensouveränität“. Der Begriff „Konsumentensouveränität“ bezeichnet die

⁶ Zu den genauen methodischen Problemen der einzelnen Erhebungsverfahren sei auf SCHÖFFSKI (2008: 331ff) verwiesen.

Prämisse, dass jedes Individuum „sein eigener Richter darüber ist, was ihm gut tut oder schadet“ (BRANDES et al., 2001: 170). Hieraus ergibt sich die Notwendigkeit, Präferenzen für eine Risikoreduktion direkt innerhalb der betroffenen Bevölkerungsgruppe zu erheben.

Der normative Ansatz der „Konsumentensouveränität“ beruht auf der Annahme, dass Personen über die Fähigkeit verfügen, informierte und rationale Entscheidungen zu treffen.

Im Bereich der Medizin oder auch bei Fragen des Verbraucherschutzes hat sich diesbezüglich das Konzept der „informierten Einwilligung“ (informed consent) durchgesetzt. Zu einer informierten Einwilligung gehören fünf zentrale Elemente: (1) Aufklärung über Alternativen und die dazugehörigen Konsequenzen, (2) Verständnis der bereitgestellten Informationen, (3) Freiwilligkeit, (4) Kompetenz, die Alternativen zu bewerten und gegeneinander abzuwägen, (5) Zustimmung (FADEN und BEAUCHAMP, 1996).

In Bezug auf die Ermittlung von Daten für eine Reduzierung des Gesundheitsrisikos von Kindern ist es fragwürdig, ob eine „informierte Einwilligung“ entsprechend des Grundsatzes der „Konsumentensouveränität“ von den Betroffenen selbst erwartet werden kann. Vielmehr besteht auf wissenschaftlicher Seite die Tendenz, Kinder aufgrund ihres kognitiven Entwicklungsstandes als unzuverlässige Entscheidungsträger anzusehen (WORKING PARTY ON NATIONAL ENVIRONMENTAL POLICY, 2005: 9). So wird argumentiert, dass Kinder Defizite hinsichtlich relevanter Erfahrungen und kognitiver Verarbeitungsmechanismen besäßen, welche ein eingeschränktes Urteilsvermögen bedingten (HOFFMANN, 2007: 221).

Im Hinblick auf die Erhebung der WTP für eine Reduzierung eines Gesundheitsrisikos kommen zu den oben genannten Bedenken hinsichtlich des Urteilsvermögens von Kindern zwei weitere Aspekte hinzu. Zum einen sind Kinder den Umgang mit Geld kaum gewohnt. Besonders kleine Kinder haben nur ein begrenztes Verständnis für Tauschgeschäfte, wie beispielsweise zwischen Geld und Gesundheit. Zum anderen verfügen Kinder gar nicht über eigene finanzielle Mittel, welche sie zur Risikoreduktion einsetzen könnten.

Folglich wird es als zielführender angesehen, Kinder nicht direkt zu befragen, sondern die WTP für die Reduzierung eines Gesundheitsrisikos über Stellvertreter zu ermitteln. In der Regel sind dies die Eltern oder ein anderer Erziehungsberechtigter (WORKING PARTY ON NATIONAL ENVIRONMENTAL POLICY, 2005: 9; SCAPECCHI, 2007: 24)⁷.

⁷ Als weitere Perspektive, aus denen die Bewertung von Kindergesundheit erfolgen kann, kommen die soziale Perspektive und die Erwachsene-als-Kinder Perspektive in Betracht. Bei der sozialen Perspektive werden alle erwachsenen Mitglieder einer Gesellschaft nach ihrer WTP für die Reduzierung eines Gesundheitsrisikos für Kinder befragt. Bei der Kinder-als-Erwachsene Perspektive werden die befragten Personen gebeten, sich in ihre Kindheit zurück zu versetzen und rückblickend ihr „kindliche“ WTP anzugeben, allerdings unter Einbeziehung ihrer Fähigkeit rationale Entscheidungen treffen zu können.

Die besondere Eignung der Eltern als Stellvertreter ergibt sich zum einen aus ihrer Nähe zu der Risikogruppe „Kind“. Aufgrund dessen scheinen sie am ehesten in der Lage zu sein, die Präferenzen ihrer Kinder zutreffend wiederzugeben. Zum anderen wird angenommen, dass die Gefahr von Fehleinschätzungen der WTP bei einer Befragung der Eltern geringer ist, als bei Befragungen der Gesamtpopulation. Begründet wird dies damit, dass Eltern von einer Reduzierung des Gesundheitsrisikos ihrer Kinder ebenfalls direkt betroffen seien (WORKING PARTY ON NATIONAL ENVIRONMENTAL POLICY, 2005: 9, 13).

4.1 Die Erhebung von Zahlungsbereitschaften über Stellvertreter

Auch wenn es nahe liegend erscheint, Kinder nicht direkt zu befragen, ist eine Erhebung der Zahlungsbereitschaft über Stellvertreter nicht unproblematisch. Zum einen widerspricht diese Vorgehensweise dem oben dargestellten Grundsatz der „Konsumentensouveränität“. Zum anderen kann es durch die Datenerhebung über Dritte zu Verzerrungen infolge von Altruismus oder Effekten sozialer Erwünschtheit kommen (HOFFMANN, 2007: 231; SCAPECCHI, 2007: 23). Des Weiteren führt diese mittelbare Feststellung der Zahlungsbereitschaftswerte dazu, dass der Prozess der familiären Entscheidungsstrukturen berücksichtigt werden muss (WORKING PARTY ON NATIONAL ENVIRONMENTAL POLICY, 2005: 11ff). Nachstehend werden diese spezifischen Bewertungsprobleme jeweils detaillierter erläutert.

4.2 Verzerrungen durch Altruismus

Ganz allgemein wird unter dem Begriff „Altruismus“ die Sorge um das Wohlergehen anderer verstanden. Altruistische Handlungen müssen nicht zwingend auf idealistischen oder normativen Einstellungen beruhen, sondern können auch durch eine besondere emotionale Nähe begründet sein. Ein Beispiel dafür wäre die Mutter-Kind-Beziehung.

Ökonomen unterscheiden zwischen zwei Formen des Altruismus: dem „elterlichen“ und dem „nicht-elterlichem Altruismus“. „Elterlicher Altruismus“ resultiert aus den Bemühungen um das Wohlergehen des Kindes unabhängig von dessen eigentlichen Präferenzen. Somit umschreibt „elterlicher Altruismus“ die Handlungsgrundlage dafür, was Eltern glauben, was gut für ein Kind sei. Ein klassisches Beispiel für eine Verhaltensweise, welche durch „elterlichen Altruismus“ motiviert ist, ist die folgende Aussage: „Iss deinen Spinat, es interessiert mich nicht, ob du ihn magst oder nicht. Spinat ist gut für Dich“ (HOFFMANN, 2007: 218f).

Hingegen bezeichnet „nicht-elterlicher Altruismus“ das Interesse der Eltern an den Wünschen des Kindes. Beispiele hierfür sind alle Handlungen, die dazu dienen, das Kind zufrieden zu stellen. Bezogen auf die Ernährung kann dies die Zubereitung der Lieblingsspeise des Kindes sein unabhängig davon, ob Eltern diese für gesund halten oder nicht.

Während „elterlicher Altruismus“ also eher die Präferenzen der Eltern widerspiegelt, werden durch „nicht- elterlichen Altruismus“ die Wünsche des Kindes erfasst.

Es ist davon auszugehen, dass die Erhebung von Zahlungsbereitschaften von Eltern für eine Risikoreduktion des Kindes durch beide Formen des Altruismus beeinflusst wird. Jedoch besteht in der Wissenschaft Uneinigkeit darüber, inwieweit diese Beeinflussung zu Verzerrungen der Werte führt. Zum Teil wird unterstellt, dass der Einfluss von „elterlichem,, und „nicht-elterlichem Altruismus“ Doppelzählungen bedinge, da der Nutzen einer Intervention zweimal berücksichtigt werde: einmal in der Nutzenfunktion des Kindes und ein weiteres Mal in der Nutzenfunktion der Eltern (BERGSTROM, 1982: 16ff). Dies führe schließlich zu einer Überschätzung des Nutzens, beziehungsweise zu einer Verzerrung der Zahlungsbereitschaft nach oben. Vor diesem Hintergrund gab es in der Vergangenheit Versuche, den Einfluss von „nicht-elterlichem Altruismus“ zu isolieren und aus ökonomischen Nutzenbetrachtungen auszuschließen (HOFFMANN, 2007: 217f).

In einem anderen Teil der Literatur wird das Argument der Doppelzählungen damit entkräftet, dass eine Reduzierung des Gesundheitsrisikos von Kindern im Grunde auch beide Nutzenfunktionen beeinflusse. Die der Eltern, indem sie beispielsweise weniger Angst vor einer Erkrankung ihres Kindes haben müssten. Und die des Kindes, indem es effektiv weniger gefährdet sei. Bedenkt man, dass die elterlichen Präferenzen und damit auch ihre Nutzenfunktion eher durch den „elterlichen Altruismus“ repräsentiert werden, während sich die Interessen der Kinder in „nicht-elterlichem Altruismus“ ausdrücken, dürfte der oben dargelegten Argumentation von Doppelzählungen nicht zugestimmt werden. Vielmehr sei es sogar notwendig beide Formen des Altruismus in eine Betrachtung mit einzubeziehen. Zu Doppelzählungen käme es nur dann, wenn die Präferenzen der Kinder zusätzlich erhoben würden (HOFFMANN, 2007: 230).

Die Gefahr von Doppelzählungen und Überschätzungen der Zahlungsbereitschaft steigt jedoch generell, wenn nicht nur Eltern, sondern die gesamte Bevölkerung befragt wird. Aufgrund generell altruistischer Haltungen gegenüber Kindern kann es dazu kommen, dass der Nutzen eines Kindes mehrmals berücksichtigt wird, obwohl die Auswirkungen einer Intervention tatsächlich nur einmal zur Beeinflussung der Nutzenfunktion dieses Kindes beitragen. Dementsprechend geht man davon aus, dass die gesamtgesellschaftliche

Zahlungsbereitschaft für die Reduzierung des Gesundheitsrisikos von Kindern höher ist, als die elterliche (U.S. EPA, 2009: 14).

Ein Lösungsansatz bezüglich der Messung des wohlfahrtsökonomischen Nutzens einer Reduzierung des Gesundheitsrisikos von Kindern wird darin gesehen, die elterliche Zahlungsbereitschaft als unterste Grenze eines bestimmten Intervalls anzusehen, in dem sich der tatsächliche Wert bewegt. Wird die Zahlungsbereitschaft der übrigen (erwachsenen) Gesellschaftsmitglieder dazu addiert, könnte dies als die oberste Grenze dieses Intervalls verstanden werden (HOFFMANN, 2007: 231).

4.3 Verzerrungen infolge von Effekten sozialer Erwünschtheit

Der Begriff „sozialer Erwünschtheit“ bezeichnet eine Fehlerquelle im Rahmen sozialwissenschaftlicher Befragungen. Die befragten Personen beantworten Fragen dabei nicht entsprechend ihrer persönlichen Meinung, sondern geben Antworten von denen sie glauben, dass diese gesellschaftlich akzeptiert – oder anders gesagt „sozial erwünscht“ sein. Dieser Effekt tritt meist bei Fragen auf, die Werte und Normen der Gesellschaft berühren.

Grundsätzlich können zwei Arten sozialer Erwünschtheit unterschieden werden: „kulturelle soziale Erwünschtheit“ und „situative soziale Erwünschtheit“. „Kulturelle soziale Erwünschtheit“ beruht auf internalisierten allgemeinen Verhaltenserwartungen z. B. aufgrund traditioneller Geschlechterrollen. Dagegen resultiert „situative soziale Erwünschtheit“ aus konkreten Stimuli in der Befragungssituation, wie zum Beispiel der Hautfarbe des Interviewers (ESSER, 1986: 317; SCHNELL et al., 1999: 331f). Gemein ist beiden Formen „sozialer Erwünschtheit“, dass sie zu Antwortverzerrungen und damit zu Einschränkungen der Reliabilität der erhobenen Daten führen. Vor diesem Hintergrund gehört es zu den allgemeinen methodischen Herausforderungen sozialwissenschaftlicher Untersuchungen, Befragungen so zu gestalten, dass die Teilnehmer ihre wahren Einstellungen offen legen und ihre Antworten nicht anhand sozial erwünschter Kriterien „editieren“.

Im Hinblick auf die Erhebung einer Zahlungsbereitschaft für eine Reduzierung des Gesundheitsrisikos von Kindern ist besonders mit Effekten „kultureller sozialer Erwünschtheit“ zu rechnen. Diese könnten aus der gesellschaftlichen Erwartung resultieren, dass Eltern das Wohlergehen eines Kindes über das eigene stellen sollten. Dieser Anspruch kann dazu führen, dass Eltern die Zahlungsbereitschaft für die Reduzierung des Gesundheitsrisikos des Kindes aufgrund der wahrgenommenen moralischen Verpflichtung grundsätzlich höher angeben, als für die Reduzierung des eigenen Gesundheitsrisikos (WORKING PARTY ON NATIONAL ENVIRONMENTAL POLICY, 2005: 9). Verringert werden kann

dieser Effekt, indem die Zahlungsbereitschaften für die Reduzierung des eigenen Gesundheitsrisikos und die des Kindes getrennt voneinander, in separaten Befragungen, erhoben werden.

4.4 Die Berücksichtigung familiärer Entscheidungsprozesse

Wird die Zahlungsbereitschaft für die Reduzierung des Gesundheitsrisikos von Kindern nicht direkt von den Betroffenen selbst, sondern über deren Eltern erhoben, verschiebt sich der Bewertungskontext von der individuellen auf eine haushaltsbezogene Ebene. Dieser Umstand erschwert die Messung der Zahlungsbereitschaft. Es geht dann nicht mehr ausschließlich um die Erfassung individueller Einstellungen, sondern es müssen kollektive (familiäre) Einstellungs- und Handlungszusammenhänge in die Betrachtung einbezogen werden (WORKING PARTY ON NATIONAL ENVIRONMENTAL POLICY, 2005: 11).

Diese notwendige Berücksichtigung familiärer Entscheidungsstrukturen kann über die Integration eines privaten Haushaltsmodells erfolgen. Diese Modelle beschreiben die Beziehungen innerhalb eines Haushalts und sollen darüber hinaus die Regeln der Ressourcenverteilung zwischen den Mitgliedern offen legen. Grundsätzlich unterscheidet man in der Ökonomie zwischen zwei Arten von privaten Haushaltsmodellen: dem (1) „Modell gemeinsamer Präferenzen“ (Unitary Model) und dem (2) „Kooperativen Haushaltsmodell“ (Collective Model).

Im Rahmen des „Unitary Model“ werden die finanziellen Ressourcen (Income pooling) und auch die Entscheidungskompetenzen eines Haushalt zu einer Einheit zusammengefasst, wobei Kinder eine passive und Eltern eine aktive Position einnehmen. Das „Unitary Model“ legt eine einheitliche Nutzenfunktion für die gesamte Familie zugrunde. Die meisten ökonomischen Studien zur Bewertung von Kindergesundheit gehen von diesem einheitlichen Ansatz aus (DICKIE und GERKING, 2006: 124).

Das „Collective Model“ berücksichtigt dagegen individuelle Unterschiede hinsichtlich der Einstellungen und Präferenzen einzelner Haushaltsmitglieder. Es geht nicht von grundsätzlichen Übereinstimmungen zwischen den Individuen aus, stattdessen bilden die einzelnen Meinungen eine gemeinschaftliche Entscheidungsgrundlage. Die Entscheidungen eines Haushalts sind dann das Ergebnis kooperativer oder auch nicht-kooperativer Verhandlungsprozesse (WORKING PARTY ON NATIONAL ENVIRONMENTAL POLICY, 2005: 12). Das „Collective Model“ unterstellt somit individuelle Nutzenfunktionen für jedes einzelne Familienmitglied.

Weiterhin ist im „Collective Models“ auch implizit die Möglichkeit enthalten, dass einzelne Haushaltsmitglieder spezifische Verantwortungsbereiche besitzen, innerhalb derer ihnen die alleinige Entscheidungskompetenz obliegt (DICKIE und GERKING, 2003: 12).

Damit unterscheiden sich beide Ansätze vor allem dadurch, dass das „Collective Model“ die einzelnen Familienmitglieder als Individuen betrachtet, wodurch auch Kinder zu unabhängigen Entscheidungsträgern mit eigenen Nutzenfunktionen werden. Hingegen wird die Familie im „Unitary Model“ als eine Einheit verstanden, welche nach Maximierung einer einzigen gemeinsamen Nutzenfunktion strebt.

In Anbetracht der Existenz verschiedener Haushaltsmodelle stellt sich die Frage, welcher Ansatz die Charakteristik familiärer Entscheidungen zutreffend beschreiben kann.

Diese Frage kann nicht allgemeingültig beantwortet werden. Die Wahl des passenden Haushaltsmodells wird stark vom jeweiligen Untersuchungsgegenstand beeinflusst. Ist eine Familie kollektiv und in gleicher Weise von einem Ereignis betroffen, kann das „Unitary Model“ durchaus die geeignete Basis für die Untersuchung familiärer Interaktion darstellen. Können die Auswirkungen eines bestimmten Ereignisses jedoch durch individuelles Abwehrverhalten gemindert werden, oder sind einzelne Haushaltsmitglieder stärker betroffen als andere, stellt das „Unitary Model“ nicht mehr die adäquate Betrachtungsgrundlage dar. Schließlich werden die Nutzenfunktionen der Familienmitglieder durch ein solches Ereignis verschieden stark beeinflusst, was dazu führt, dass auch die darauf folgenden Reaktionen unterschiedlich ausfallen werden. Das gleiche gilt, wenn die Nutzenfunktion eines Haushaltsmitglieds durch das Verhalten eines anderen beeinflusst wird. So ist es denkbar, dass bestimmte Handlungen zur Maximierung der Nutzenfunktion eines Familienmitglieds beitragen, während die Nutzenfunktion eines anderen Haushaltsmitglieds dadurch negativ beeinflusst wird (WORKING PARTY ON NATIONAL ENVIRONMENTAL POLICY, 2005: 12f). Ein Beispiel hierfür wäre das Rauchen in Anwesenheit von Kindern.

Somit zeigt sich, dass die Präferenzen und Nutzenwerte innerhalb einer Familie keinesfalls immer einheitlich sind. Folglich können auch die Zahlungsbereitschaften für die Reduzierung eines Risikos innerhalb eines Haushalts differieren. Wird dann trotzdem von dem „Unitary Model“ ausgegangen und der Wert eines Familienmitglieds als gültiger Wert für den gesamten Haushalt angenommen, kommt es zu Messfehlern. Für die Qualität der erhobenen Daten ist die Wahl des zutreffenden Haushaltsmodells daher von entscheidender Bedeutung.

In der Praxis empirischer Forschung verschwimmt oft die Unterscheidung zwischen individuellen und haushaltsbezogenen Bewertungszusammenhängen (BATEMAN und MUNRO, 2006: 1). Im Rahmen von Untersuchungen zur Ermittlung der Zahlungsbereitschaft mittels

der „Stated Preferences“ Methode wird meist nicht berücksichtigt, ob die dargelegten Präferenzen auf individuellen Nutzenabwägungen oder Überlegungen des gesamten Haushalts beruhen. Vielmehr wird häufig pauschal davon ausgegangen, dass Deckungsgleichheit zwischen den Werten, die von einem Haushaltsmitglied erhoben werden und den Werten des Gesamthaushalts besteht. Dementsprechend wird implizit, meist ohne nähere Prüfung der Richtigkeit dieser Annahme, das „Unitary Model“ unterstellt.

Im Rahmen der aktuellen Forschung wird diese Vorgehensweise jedoch zunehmend kritisch diskutiert. BATEMAN und MUNRO (2006) untersuchten, inwieweit sich die individuell erhobene Zahlungsbereitschaft von dem kollektiven Wert eines Zwei-Personen-Haushalts quantitativ unterscheidet. Dazu führten sie ein Experiment durch, bei dem die Zahlungsbereitschaft zusammenlebender Paare für fettreduzierte und für pestizidfreie Lebensmittel ermittelt wurde. Es wurden insgesamt 121 verheiratete und unverheiratete Paare befragt. Die teilnehmenden Paare wurden per Zufallsauswahl in zwei Gruppen aufgeteilt. In der ersten Gruppe wurden beide Partner zusammen interviewt und gebeten, gemeinsam die Auswahlentscheidungen zu treffen (Treatment 1). Auf diese Weise wurde eine haushaltsbezogene Zahlungsbereitschaft für beide Produktattribute erhoben. Aus den Paaren der zweiten Gruppe wurde jeweils ein Partner zufällig ausgewählt, welcher allein die Bewertungsaufgabe vornahm (Treatment 2).

Es zeigt sich, dass die gemeinschaftlich erhobenen Zahlungsbereitschaftswerte signifikant von den individuellen Werten abweichen (BATEMAN und MUNRO, 2006: 16ff). Folgt man dem „Unitary Model“ müsste die im Einzelinterview ermittelte Zahlungsbereitschaft (Treatment 2) jedoch den kollektiven Werten entsprechen. Somit liefern BATEMAN und MUNRO (2006) einen empirischen Beweis für die Unangemessenheit einer generellen Unterstellung des „Unitary Model“. Folglich dürfen individuell erhobene Zahlungsbereitschaften in haushaltsbezogenen Untersuchungszusammenhängen nicht einfach mit dem kollektiven Wert des Gesamthaushalts gleichgesetzt werden. Andernfalls kann es zu erheblichen Messfehlern bei der Erhebung der haushaltsbezogenen Zahlungsbereitschaften kommen.

Auch SCAPECCHI (2003) entkräftet die allgemeine Gültigkeit des „Unitary Models“. Legt man diesen Ansatz zugrunde, sollte die Zahlungsbereitschaft beider Partner für den gleichen Bewertungsgegenstand identisch sein. SCAPECCHI (2005) weist jedoch darauf hin, dass Frauen hinsichtlich der Gesundheit ihrer Kinder risikoaverser verhalten als Männer. Daher seien auch die Zahlungsbereitschaften der Mütter für eine Reduzierung des Gesundheitsrisikos ihrer Kinder höher als die der Väter.

Soll die Zahlungsbereitschaft eines Haushalts zuverlässig erhoben werden, reicht es also nicht aus, eine zufällig ausgewählte Person dieses Haushalts zu befragen. Alle Haushaltsmitglieder im Rahmen einer Untersuchung zu interviewen, ist in der Praxis jedoch oft nicht möglich. Als Alternative zur zufälligen Auswahl schlagen daher BATEMAN und MUNRO (2006) vor, einen Verantwortlichen für den Bewertungsgegenstand mittels verschiedener Kontrollfragen zu identifizieren. Dieser soll dann anstelle des zufällig ausgewählten Haushaltsmitglieds befragt werden. Wird so vorgegangen, verringert sich die Differenz zwischen den im Gruppeninterview erhobenen Zahlungsbereitschaften und den individuellen Werten. Trotzdem, so stellen BATEMAN und MUNRO (2006) im Rahmen der statistischen Analyse fest, verschwindet dieser Effekt nicht. Die Unterschiede zwischen individueller und haushaltsbezogener Zahlungsbereitschaft bleiben nach wie vor signifikant (BATEMAN und MUNRO, 2006: 16ff).

5 Aktuelle Entwicklung in der Umwelt- und Gesundheitspolitik

In den letzten Jahren ist die Durchführung von Wirtschaftlichkeitsuntersuchungen zur Bewertung umweltpolitischer Projekte in Anbetracht knapper finanzieller Ressourcen immer populärer geworden. Speziell in Bezug auf den Schutz von Kindergesundheit wird im Rahmen umweltpolitischer Programme immer häufiger die Durchführung von Wirtschaftlichkeitsuntersuchungen gefordert. So ist es ein wesentliches Ziel der „Europäischen Strategie für Umwelt und Gesundheit 2004-2010“ die Forschungsgrundlage zur Durchführung ökonomischer Bewertungen, insbesondere im Bereich „Umwelt und Kindergesundheit“ zu verbessern. Exemplarisch für das verstärkte Interesse an ökonomischen Bewertungsmethoden ist auch das dreijährige Projekt der OECD „Valuation of Environment-Related Health Impacts with a particular Focus on Children“ (VERHI 2006-2008) oder das Projekt „Economic Valuation of transport-related health effects“ (PEP 2003-2008).

In den USA ist die Durchführung von Wirtschaftlichkeitsuntersuchungen in Verbindung mit umweltpolitischen Interventionen zur Reduzierung von Gesundheitsgefahren für Kinder seit dem Jahr 1997 sogar gesetzlich vorgeschrieben (Executive Order (E.O.) 13045). Dort wird verstärkt auf die Kosten-Nutzen-Analyse als ökonomisches Bewertungsinstrument zurückgegriffen (U.S. EPA et al., 2003). Auch in Großbritannien und den skandinavischen Ländern werden immer häufiger Kosten-Nutzen-Analysen im Gesundheitssektor zur Realisierung ökonomischer Evaluationen eingesetzt (SCHÖFFSKI, 2007: 82).

Vor dem Hintergrund der internationalen Entwicklung ist davon auszugehen, dass ökonomische Bewertungsansätze und speziell die Kosten-Nutzen-Analysen im

Zusammenhang mit umweltpolitischen Maßnahmen zum Schutz von Kindergesundheit zukünftig auch in Deutschland vermehrt zur Anwendung kommen werden. Folglich muss es darum gehen, bestehende Probleme bei der Durchführung der Kosten-Nutzen-Analyse zu lösen, um ein zuverlässiges Instrument zu politischen Entscheidungsunterstützung bereitzustellen.

Obwohl die Durchführung von Kosten-Nutzen-Analysen in vielen Bereichen der Umwelt- und Gesundheitspolitik Europas noch nicht obligatorisch ist, konnte in den letzten Jahren ein steigendes Interesse an ökonomischen Bewertungsansätzen zur Entscheidungsunterstützung verzeichnet werden. Vor diesem Hintergrund gibt es Bestrebungen standardisierte Modelle für die Anwendung in der Umwelt- und Gesundheitspolitik zu entwickeln. Durch eine Formulierung einheitlicher Leitlinien soll die Durchführung von Wirtschaftlichkeitsuntersuchungen erleichtert und verbessert werden. Außerdem ist es Ziel die Einbeziehung ökonomischer Kriterien in politische Entscheidungsprozesse voranzutreiben.

In den folgenden Ausführungen werden zwei Ansätze beschrieben, auf deren Grundlage eine ökonomische Bewertung umweltpolitischer Gesundheitsprojekte erfolgen kann. Es handelt sich dabei um Beiträge, die explizit die besondere Rolle von Kindern berücksichtigen. Zuerst wird in Kapitel 6 auf ein europäisches Modell zur ökonomischen Bewertung verkehrsbedingter Erkrankungen und dem dahinter stehenden umweltpolitischen Programm eingegangen. Anschließend wird in Kapitel 7 ein Bewertungsansatz zur Beurteilung der Effizienz umweltpolitischer Maßnahmen zum Schutz von Kindergesundheit in den USA vorgestellt.

6 “Pan-European Programme on Transport, Health and Environment”

Im Rahmen der dritten Ministerkonferenz „Umwelt und Gesundheit“ der WHO wurde im Jahr 1999 die „Charta für Verkehr, Umwelt und Gesundheit“ verabschiedet, aus der 2002 das “Transport, Health and Environment Pan-European Programme” (PEP) entstanden ist. Dieses Vorhaben hatte das Ziel, umwelt- und gesundheitsbezogene Aspekte in die Verkehrspolitik von Europa zu integrieren. Unter anderem sollte ein Modell erarbeitet werden, mit dem verkehrsbedingte Erkrankungen ökonomisch bewertet werden können. Besonderer Wert wurde dabei auf die Berücksichtigung von Kindern und deren spezifische Risikosituation gelegt. Im Folgenden wird auf das PEP und die Entwicklung eines Bewertungsleitfadens näher eingegangen.

6.1 Entwicklung und grundlegende Inhalte

Im Kontext des PEP wurde ein Ansatz zur ökonomischen Bewertung verkehrsbedingter Gesundheitseffekte mit einem besonderen Fokus auf Kinder entwickelt. In die Betrachtung einbezogen wurden ausschließlich die gesundheitsschädlichen Auswirkungen des Straßenverkehrs. Die besondere Berücksichtigung von Kindern begründet sich mit einer erhöhten Anfälligkeit für verkehrsspezifische Gefahrenquellen und Umweltkontaminationen. Im Jahr 2007 wurde ein Nachfolgeprogramm des PEP initiiert mit dem Titel: „Review methods and development of guidance for the economic valuation of transport-related health effects, with a particular focus on children“ (PEPa). Ziel war es, den im PEP entwickelten Bewertungsansatz mithilfe neu erschienener wissenschaftlicher Literatur zu aktualisieren und zu verbessern. Dazu wurde eine Vielzahl epidemiologischer Arbeiten sowie neuer Studien zur ökonomischen Bewertung menschlicher Gesundheit aufgearbeitet. Von besonderem Interesse waren die Unterschiede zwischen Kindern und Erwachsenen. Es wurde zum einen der Frage nachgegangen, ob das Risiko sowie die Art und Schwere der gesundheitlichen Beeinträchtigungen zwischen Kindern und Erwachsenen differieren. Zum anderen wurde geprüft, ob zwischenzeitlich neue methodische Ansätze entwickelt worden sind, welche zu einer Verbesserung der monetären Bewertung umweltbedingter Gesundheitsprobleme in der Praxis beitragen können (BOESCH et al., 2008: 17ff).

Der Focus des PEPa lag erneut ausschließlich auf den gesundheitsschädlichen Auswirkungen des Straßenverkehrs in Europa. Die in der Untersuchung berücksichtigten Gesundheitsprobleme resultierten aus verschiedenen verkehrsspezifischen Quellen. Dazu gehören Luftverschmutzung, Straßenverkehrslärm, Verkehrsunfälle und mangelnde körperliche Aktivität. Berücksichtigt wurden neben direkten gesundheitlichen Konsequenzen auch weniger offensichtliche Folgen, wie soziale Isolation und verminderte Lebensqualität in Gegenden mit besonders hohem Verkehrsaufkommen (BOESCH et al., 2008: 9).

6.2 Zur Ermittlung verkehrsbedingter Krankheitskosten

Der überarbeitete Bewertungsleitfaden des PEPa liefert eine Anleitung zur praktischen Durchführung einer ökonomischen Betrachtung verkehrsbedingter Erkrankungen. Mithilfe eines vierstufigen Ansatzes können die gesamten Auswirkungen des Straßenverkehrs auf die menschliche Gesundheit quantifiziert werden.

Grundsätzlich erfolgt die ökonomische Bewertung der Kosten für umweltbedingte Erkrankungen durch Straßenverkehrslärm, Luftverschmutzung und Verkehrsunfälle nach dem gleichen System (BOESCH et al., 2008: 26). Für die gesundheitlichen Auswirkungen

unzureichender körperlicher Aktivität als Folge des motorisierten Straßenverkehrs kann noch kein abschließendes Modell konstruiert werden. Hierfür fehlten zum Zeitpunkt der Projektdurchführung die entsprechenden Daten. Es ist zwar nachgewiesen, dass die Nutzung privater oder öffentlicher Verkehrsmittel immer häufiger dem Fahrrad fahren oder zu Fuß gehen vorgezogen wird. Dazu, wie sich diese Entwicklung qualitativ und quantitativ auf den Gesundheitszustand einer Gesellschaft auswirkt, waren jedoch noch keine zuverlässigen Ergebnisse verfügbar (BOESCH et al., 2008: 65 ff). Aus diesem Grund ist das nachstehend beschriebene Modell zur Ermittlung der Krankheitskosten vorbehaltlos nur für die ökonomische Bewertung verkehrsbedingter Gesundheitseffekte durch Straßenverkehrslärm, Luftverschmutzung und Verkehrsunfälle einsetzbar.

6.2.1 Die Kostenkalkulation entsprechend des PEPa

Die Ermittlung verkehrsbedingter Krankheitskosten erfolgt prinzipiell in vier Schritten. Diese sind in Tabelle 1 dargestellt und werden anschließend ausführlich erläutert.

Schritt 1	Festlegung der Verkehrsform und Identifikation der dazugehörigen Umwelteffekte
Schritt 2	Schätzung der Emissionsstärke und des Expositionsgrades der betrachteten Population
Schritt 3	Erstellung einer Expositions-Reaktions-Funktion
Schritt 4	Monetarisierung der ermittelten Gesundheitseffekte

Tabelle 1: Grundsätzliches Vorgehen zur Ermittlung umweltbedingter Krankheitskosten

Zunächst ist in einem ersten Schritt festzulegen, für welche Verkehrsform (Straßen- oder Schienenverkehr) die entstandenen Krankheitskosten kalkuliert werden sollen. Basierend auf dieser Entscheidung sind die dazu gehörigen Fahrzeugtypen (PKW, Busse etc.) und die darauf zurückzuführenden Umwelteffekte (Luftverschmutzung, Verkehrsunfälle etc.) zu identifizieren.

In einem zweiten Schritt sind das Ausmaß der Emissionen, sowie die Stärke der Exposition für die Bevölkerung zu ermitteln. Diese Informationen können für Verkehrsunfälle aus den entsprechenden Opferstatistiken entnommen werden. Die Belastungen durch Straßenverkehrslärm und Luftverschmutzung können mithilfe von Emissionstabellen für jede Verkehrsart und jeden Fahrzeugtyp kalkuliert werden.

Im Rahmen des dritten Schrittes ist eine Expositions-Reaktions-Funktion für eine ausgewählte Population zu erstellen. Die Konstruktion der Expositions-Reaktions-Funktion erfolgt

prinzipiell durch die Kombination des Expositionsgrades mit der Anzahl resultierender Krankheits- oder Todesfälle. Die Bestimmung belastungstypischer Gesundheitseffekte kann unter Bezugnahme epidemiologischer Studien umgesetzt werden. Mithilfe dieser Expositions-Reaktions-Funktion können Aussagen darüber getroffen werden, inwiefern eine spezifische Gefahrenquelle das Vorkommen einer bestimmten Erkrankung innerhalb der untersuchten Population beeinflusst (BOESCH et al., 2008: 27).

Die Erstellung einer Expositions-Reaktions-Funktion kann auf unterschiedliche Art erfolgen. In Betracht kommt die Life-table Methode, die vereinfacht dargestellt auf einem Vergleich zwischen einer bestimmten Grundsituation (im Hinblick auf eine spezifische Belastung) und einer Veränderung dieser Situation (durch Beseitigung der Belastung) beruht. Der Effekt einer spezifischen Exposition ergibt sich dann aus der Differenz der Todes- oder Krankheitsfälle zwischen den beiden Szenarien⁸.

In einem letzten Schritt (Schritt 4) werden die ermittelten Gesundheitseffekte ökonomisch bewertet. Hierbei werden einerseits die direkten und indirekten materiellen Kosten jeder einzelnen verkehrsbedingten Erkrankung berechnet. Dazu zählen beispielsweise Behandlungs- und Verwaltungskosten sowie Produktionsverluste infolge der gesundheitlichen Beeinträchtigungen der Bevölkerung. Andererseits sind aber auch die immateriellen Kosten zu bewerten, welche durch Schmerzen oder eine allgemein verminderte Lebensqualität verursacht werden können. Somit setzen sich die Gesamtkosten verkehrsbedingter Erkrankungen aus drei unterschiedlichen Kostenarten zusammen. Aus der Summe aller Kosten ergeben sich spezifische Kennzahlen für die einzelnen verkehrsbedingten Erkrankungen. Diese Kennzahlen können dann entweder die Kosten für jeden einzelnen Fall einer bestimmten Krankheit angeben, oder sie können sich auf die gesamte Fallzahl beziehen. Die Bestimmung der materiellen Kosten erfolgt entsprechend des PEPa Ansatzes durch die Ermittlung aller finanziellen Aufwendungen und Einbußen, die durch verkehrsbedingte Gesundheitsprobleme entstehen. Diese können unter Verwendung verschiedener Ansätze errechnet werden. Hierzu zählen die „Krankheitskosten“ oder englisch „Costs-of-Illness“ (COI), der „Wert des statistischen Lebens“ in englisch „Value of Statistical Life“ (VSL), und die „Kosten für verlorene Lebensjahre“ beziehungsweise die englische Bezeichnung „Value of Life Years lost“ (VLYL). Welche Methode letztlich die zur Kostenberechnung geeignete ist, hängt von der Art der zu erwartenden Gesundheitseffekte (tödlich oder nicht tödlich) ab. Prinzipiell werden der Krankheitskostenansatz für nicht tödliche Erkrankungen und die

⁸ Zur genauen Vorgehensweise bei der Erstellung einer Expositions-Reaktions-Funktion siehe BOESCH et al. (2008, : 27).

„Kosten für verlorene Lebensjahre“ für tödliche Ausgänge empfohlen (BOESCH et al., 2008: 10).

Zur Feststellung der immateriellen Kosten wird die Zahlungsbereitschaftsanalyse vorgeschlagen. Durch die Erhebung der WTP wird auch die Einbeziehung von Ausgaben für Medikamente oder individuelle privatfinanzierte Präventionsmaßnahmen erreicht.

Zur endgültigen Berechnung der gesamten verkehrsbedingten Krankheitskosten müssen die jeweiligen Kosten aller auf den Verkehr zurückzuführenden Krankheiten aufsummiert werden (BOESCH et al., 2008: 10). Wurden die Kosten einer Krankheit pro Fall erhoben, müssen zunächst alle Krankheitsfälle infolge der verschiedenen Gefahrenquellen addiert und mit den entsprechenden monetären Kennzahlen multipliziert werden (BOESCH et al., 2008: 10).

Die erforderlichen Daten zur Berechnung der verkehrsbedingten Krankheitskosten können im Idealfall aus aktuellen epidemiologischen oder ökonomischen Studien übernommen werden.

Schließlich gilt für jeden der vier beschriebenen Schritte, dass fehlende Daten für ein bestimmtes Untersuchungsgebiet durch entsprechende Werte aus vergleichbaren Regionen ersetzt werden können. Eine solche Übertragung von Werten stellt jedoch grundsätzlich nur die zweitbeste Alternative dar, weil hierdurch die Genauigkeit der Ergebnisse beeinträchtigt werden kann. Darüber hinaus sollten alle notwendigen Daten zur Berechnung der verkehrsbedingten Krankheitskosten möglichst zeitgleich erhoben werden, damit die einzelnen Werte kompatibel sind und zu einem Gesamtergebnis zusammengefasst werden können (BOESCH et al., 2008: 72).

Zur Prüfung der Genauigkeit der ermittelten verkehrsbedingten Krankheitskosten wird die Durchführung eines statistischen Sensitivtests empfohlen (BOESCH et al., 2008: 32, 34). Am sichersten kann dies mit einer Monte Carlo Simulation erfolgen (BOESCH et al., 2008: 32), einem wahrscheinlichkeitstheoretischen Verfahren zur quantitativen Risikoschätzung⁹. Mittels dieses Tests kann für unsichere Parameter das 95%-Konfidenzintervall bestimmt werden, welches den Bereich kennzeichnet, in dem mit 95%-iger Wahrscheinlichkeit der wahre Wert zu finden ist. Die errechneten Krankheitskosten können dann mit diesem Intervall abgeglichen werden. Basierend auf diesem Vergleich können Aussagen darüber getroffen werden, wie genau die ermittelten Werte die tatsächliche Kostenhöhe abbilden können.

⁹ Zur Durchführung und Interpretation von Monte Carlo Simulationen siehe Ecoplan, Infrac (2008).

6.3 Herausforderungen bei der Monetarisierung verkehrsbedingter Erkrankungen

Während der Entwicklung des Leitfadens zur Berechnung verkehrsbedingter Gesundheitskosten im Rahmen des PEPa wurden auch Grenzen bei der ökonomischen Bewertung verkehrsbedingter Erkrankungen deutlich. Diese beziehen sich auf die Schritte zwei bis vier des Bewertungsschemas. Hinsichtlich der Schritte zwei und drei resultieren Probleme aus einem Mangel an Daten sowie Erkenntnissen zum Zusammenspiel von verkehrsbedingten Umweltrisiken und den entstehenden Gesundheitseffekten, vor allem in Bezug auf Kinder (BOESCH et al., 2008: 42, 47). Bei Schritt vier erschweren methodische Defizite die Messung der krankheitsbedingten Kosten. Diese methodischen Schwierigkeiten beziehen sich zum einen auf die monetäre Bewertbarkeit bestimmter Gesundheitseffekte, wie beispielsweise psychosozialer Folgen. Zum anderen bestehen Bewertungsprobleme bei bestimmten Bevölkerungsgruppen. Auch hier zeigen sich Schwierigkeiten insbesondere bei der zutreffenden Berücksichtigung von Kindern, da bei ihnen aufgrund der Differenzen hinsichtlich der Häufigkeit und Schwere gesundheitlicher Beeinträchtigungen oft andere Werte als bei Erwachsenen zugrunde gelegt werden müssen (BOESCH et al., 2008: 9, 23).

Aus den genannten Bewertungsschwierigkeiten ergeben sich verschiedene Unsicherheiten, welche die Genauigkeit der Ergebnisse einschränken können. Dadurch kann es sowohl zu Über- als auch zu Unterschätzungen der verkehrsbedingten Krankheitskosten kommen. Nachstehend werden diese Unsicherheitsfaktoren und deren Einfluss auf die Zuverlässigkeit der Ergebnisse genauer beschrieben und kommentiert.

6.3.1 Schritt 2: Dokumentationslücken

Eine Verzerrung der tatsächlichen verkehrsbedingten Krankheitskosten kann auch aufgrund einer unvollständigen statistischen Erfassung der gesundheitlichen Beeinträchtigungen erfolgen. Gerade bei vergleichsweise harmlosen Verkehrsunfällen, werden leichte Verletzungen häufig nicht polizeilich gemeldet und entsprechend registriert. Daher ist gerade in diesem Bereich mit einer hohen Dunkelziffer zu rechnen. Um erheblichen Unterschätzungen der entstehenden Krankheitskosten entgegenzuwirken, muss das tatsächliche Ausmaß der Verkehrsunfälle mit Personenschaden geschätzt werden (BOESCH et al., 2008: 36). Allerdings sind auch diese Schätzungen oft nur Annäherungen an den wahren Wert und dadurch ebenfalls mit Fehlern belastet. Werden die Kosten auf der Basis dieser Daten kalkuliert, sind sowohl Über- als auch Unterschätzungen des tatsächlichen Werts nicht auszuschließen.

6.3.2 Schritt 3: Unsicherheiten aufgrund fehlender Daten

Ist nicht ausreichend untersucht, ob und inwieweit eine bestimmte Erkrankung auf eine verkehrsspezifische Belastung zurückzuführen ist, kann trotz eines vermuteten kausalen Zusammenhangs keine Expositions-Reaktion-Funktion erstellt werden. Die Gesundheitseffekte, bei denen der Entstehungshintergrund nicht eindeutig geklärt ist, werden also nicht in die Kalkulation der Krankheitskosten einbezogen, obwohl anzunehmen ist, dass diese durch eine verkehrsspezifische Gefahrenquelle ausgelöst werden. Diese Vorgehensweise stellt zwar sicher, dass nur Gesundheitseffekte ökonomisch bewertet werden, bei denen ein bewiesener Zusammenhang zwischen auslösender Umweltkontamination und resultierender Erkrankung besteht. Andererseits bedingt die Vernachlässigung noch nicht abschließend untersuchter Wirkungsbeziehungen vermutlich eine Unterschätzung der tatsächlichen Kosten (BOESCH et al., 2008: 63).

Aus Unklarheiten hinsichtlich der Entstehungszusammenhänge bestimmter verkehrsbedingter Erkrankungen können sich aber auch Verzerrungen in entgegengesetzter Richtung ergeben. Im Fall von Überschneidungen in den Wirkungszusammenhängen kann es zu einer Überschätzung der verkehrsbedingten Krankheitskosten kommen. So sind bestimmte Gesundheitseffekte nicht immer eindeutig einer spezifischen Gefahrenquelle zuzuordnen. Beispielsweise können Herz-Kreislauf-Erkrankungen sowohl durch verkehrsbedingte Luftverschmutzung als auch durch Straßenverkehrslärm sowie der häufig auftretenden Kombination aus beidem ausgelöst werden. Folglich ist es notwendig festzustellen, auf welche Exposition ein Gesundheitseffekt zurückzuführen ist, beziehungsweise zu welchen Anteilen ein gesundheitliches Problem durch eine bestimmte Exposition verursacht wird. Geschieht dies nicht, sondern wird die Erkrankung einer Person in vollem Umfang beiden Belastungsquellen zugeordnet, kommt es zu Doppelzählungen und infolgedessen zu einer Überschätzung der verkehrsbedingten Krankheitskosten.

Der derzeitige Wissensstand ermöglicht jedoch nicht immer die anteilige Aufschlüsselung der Ursache-Wirkungs-Beziehungen. Im Fall einer Herz-Kreislauf-Erkrankung ist es beispielsweise nicht möglich anzugeben, zu welchem Anteil diese auf Luftverschmutzung oder Straßenverkehrslärm beruht. Dieses Defizit stellt eine mögliche Fehlerquelle bei der Ermittlung der Krankheitskosten dar und sollte daher Gegenstand zukünftiger Forschung sein (BOESCH et al., 2008: 71f).

Weitere Überschätzungen der tatsächlichen verkehrsbedingten Krankheitskosten können entstehen, wenn der nivellierende Effekt von Ausgleichs- oder Ersatzhandlungen nicht bedacht wird. So ist es zwar nachgewiesen, dass die Nutzung von privaten PKWs oder

öffentlichen Verkehrsmitteln immer häufiger dem Fahrrad fahren und dem zu Fuß gehen vorgezogen wird. Bedacht wird dabei aber häufig nicht, dass allein die Tatsache, dass weniger Fahrrad gefahren oder zu Fuß gegangen wird, nicht automatisch auch zu einem Rückgang der körperlichen Aktivität im Ganzen führt. Es ist zum Beispiel vorstellbar, dass zwar weniger Fahrrad gefahren, dafür aber immer häufiger gejoggt wird. Das Joggen stellte in diesem Fall ein Substitut für das Fahrrad fahren dar, welches den Einfluss einer geringeren Fahrradmobilität auf die körperliche Aktivität insgesamt ausgleichen kann (BOESCH et al., 2008: 64).

6.3.3 Schritt 3: Die Berücksichtigung von Kindern

Zu Verzerrungen der ermittelten Krankheitskosten kann es auch kommen, wenn Kinder als besonders gefährdete Risikogruppe bei der Kalkulation wie Erwachsene behandelt werden. Sind keine epidemiologischen Daten speziell für Kinder verfügbar, muss die gleiche Expositions-Reaktions-Funktion zugrunde gelegt werden, die auch für Erwachsenen verwendet wird. Die Tatsache, dass Kinder eine erhöhte Anfälligkeit für verkehrsbedingte Erkrankungen besitzen und sich ihre gesundheitlichen Beeinträchtigungen hinsichtlich Art und Schwere von denen eines Erwachsenen unterscheiden können, wird damit ignoriert. Ein Beispiel hierfür stellt die Ermittlung der Krankheitskosten durch verkehrsbedingten Lärm dar. Obwohl es in der epidemiologischen Literatur Hinweise gibt, dass Lärmbelastigungen die Entwicklung von Kindern negativ beeinflussen, kann noch keine spezifische Expositions-Reaktions-Funktion erstellt werden. Dementsprechend kann auch die besondere Gefährdungslage von Kindern im Rahmen der ökonomischen Bewertung nicht angemessen berücksichtigt werden (BOESCH et al., 2008: 47). Aus der Vernachlässigung des erhöhten Gefährdungsgrades von Kindern, kann eine Unterschätzung der tatsächlichen Krankheitskosten resultieren.

Ähnliches gilt, wenn die besondere gesundheitliche Situation von Kindern nur für eine spezielle Altersgruppe hinreichend untersucht ist. Im Bereich der Luftverschmutzung beispielsweise stehen genug Informationen für Kinder bis zu einem Jahr zur Verfügung, um eine spezifische Expositions-Reaktions-Funktion konstruieren zu können. Somit ist es möglich, die Krankheitskosten infolge verkehrsbedingter Luftverschmutzungen für diese Altersgruppe gesondert zu berechnen (BOESCH et al., 2008: 58ff). Jedoch fehlt für Kinder und junge Erwachsene bis zum dreißigsten Lebensjahr die notwendige Datengrundlage, um auch für sie eine eigene Expositions-Reaktions-Funktionen erstellen zu können. Daher wurden Personen zwischen einem und neunundzwanzig Jahren aus der Ermittlung der Krankheitskosten durch Luftverschmutzungen ausgeschlossen. Durch diese Konzentration auf

Altersgruppen, für die die Ursache-Wirkungs-Beziehungen eindeutig geklärt sind, ist jedoch mit einer Unterschätzung der wahren Kosten zu rechnen (BOESCH et al., 2008: 63).

6.3.4 Schritt 4: Probleme bei der Bewertbarkeit bestimmter Gesundheitseffekte

Zur Kalkulation der gesamten verkehrsbedingten Krankheitskosten sind nicht nur die entstehenden materiellen Aufwendungen zu berechnen, sondern es müssen auch die immateriellen Kosten der Betroffenen bewertet werden. Die Ermittlung der immateriellen Kosten, welche beispielsweise durch verminderte Lebensqualität infolge chronischer Erkrankungen entstehen können, erfolgt im Rahmen des PEPa durch die Erhebung der individuellen WTP. Die Einbeziehung von Zahlungsbereitschaftswerten ist jedoch mit verschiedenen Schwierigkeiten behaftet. Zum einen variiert die WTP für die Reduzierung eines spezifischen Risikos in Abhängigkeit von der Erhebungsmethode beziehungsweise der jeweiligen Interviewsituation. Zum anderen beeinflussen Alter und Einkommen der Befragten die individuelle Zahlungsbereitschaft.

Schließlich ist die WTP von dem zu bewertenden Risiko und dem resultierenden Gesundheitseffekt abhängig. Verschiedene Studien belegen, dass sich die Werte für die Reduzierung eines akuten Sterberisikos deutlich von denen eines vorzeitigen Todes infolge von Langzeitexpositionen unterscheiden (BOESCH et al., 2008: 32). Dieser Sachverhalt ist vor allem deshalb problematisch, da bestimmte Gefahrenquellen wie die Luftverschmutzung sowohl zu einem plötzlichen Versterben als auch zu einem schleichenden Tod führen können (BOESCH et al., 2008: 56).

Zusammenfassend lässt sich schlussfolgern, dass beispielsweise nicht einfach eine generelle Zahlungsbereitschaft für die Verringerung des Straßenverkehrslärms zugrunde gelegt werden dürfte. Vielmehr müssten die WTP für alle möglichen gesundheitlichen Beeinträchtigungen jeweils einzeln abgefragt werden. Auf diese Weise erhielte man spezifische Werte für jeden zu erwartenden Gesundheitseffekt einer bestimmten verkehrsbedingten Gefahrenquelle. Um Überschätzungen der wahren Zahlungsbereitschaft auszuschließen, wird empfohlen für die ökonomische Bewertung der verkehrsbedingten Gesundheitseffekte durch Luftverschmutzung entweder ausschließlich die kurz- oder die langfristigen Folgen in die Betrachtung einzubeziehen (BOESCH et al., 2008: 54). Dieser Ansatz kann jedoch nicht als zufrieden stellend angesehen werden, da die Ausklammerung bestimmter Gesundheitseffekte wiederum eine Unterschätzung der tatsächlichen WTP zur Folge haben kann.

6.3.5 Schritt 4: Latenz

Bestimmte gesundheitliche Folgen verkehrsspezifischer Umweltkontaminationen treten nicht unmittelbar auf, sondern werden erst einige Jahre später offensichtlich. Besonders bei verkehrsbedingten Luftverschmutzungen ist mit einer solchen verzögerten Wirkung zu rechnen. Aufgrund dessen führt eine Verbesserung der Luftqualität nicht umgehend auch zu einem Rückgang der belastungstypischen Erkrankungen. Diese Latenzzeit zwischen Exposition und Reaktion des menschlichen Körpers muss bei der Kalkulation der Krankheitskosten beachtet werden (BOESCH et al., 2008: 57). Dazu müssen die ermittelten Kosten für zukünftige Gesundheitseffekte diskontiert werden. Hierfür wurde beispielsweise für die Schweiz eine Diskontierungsrate von 1% pro Jahr zugrunde gelegt¹⁰. Die kalkulierten Kosten für die Langezeiteffekte verkehrsbedingter Luftverschmutzungen sind dann entsprechend zu korrigieren (BOESCH et al., 2008: 61).

Aber auch wenn die verzögerte Wirkung bestimmter Belastungen bei der Ermittlung der Krankheitskosten berücksichtigt wird, kann die Latenz zu Ungenauigkeiten führen. Die zukünftig steigende Lebenserwartung der Bevölkerung erhöht die Anzahl der verlorenen Lebensjahre. Damit steigen auch die Kosten für einen vorzeitigen Tod infolge einer Erkrankung durch verkehrsbedingte Luftverschmutzungen. Diesem Effekt kann durch die Diskontierung nicht Rechnung getragen werden kann. Folglich ist eine Unterschätzung der Krankheitskosten sehr wahrscheinlich (BOESCH et al., 2008: 63).

6.3.6 Schritt 4: Die Berücksichtigung von Kindern

Prinzipiell ist das ökonomische Bewertungsmodell des PEPa auf Erwachsene und Kinder gleichermaßen anwendbar. Die Berechnung der kinderspezifischen materiellen Kosten erfolgt im Rahmen des PEPa Ansatzes durch die Berücksichtigung der höheren Anzahl verbleibender Lebensjahre (BOESCH et al., 2008: 37). Die vergleichsweise höhere Lebenserwartung von Kindern beeinflusst die Anzahl entgangener Lebensjahre infolge verkehrsbedingter Gesundheitseffekte. Da jedem Lebensjahr mittels des Value of Life Years Lost (VLYL) ein bestimmter monetärer Wert zugeordnet werden kann, ergeben sich für Kinder höhere Kosten als für Erwachsene. Dies muss bei der Kalkulation berücksichtigt werden, um Unterschätzungen der Krankheitskosten entgegenzuwirken.

Hinzu kommt, dass es in der Literatur zahlreiche Hinweise auf die Alterabhängigkeit des Werts des statistischen Lebens (VSL) gibt. So belegen verschiedene Studien für das Leben eines Kindes einen höheren oder mindestens identischen Wert, wie für das eines Erwachsenen

¹⁰ Zur Berechnung der Diskontierungsrate siehe BOESCH et al. (2008: 61).

(BLOMQUIST, 2003; MOUNT et. al., 2000). Dagegen zeigen andere Untersuchungen, dass der VSL eines Erwachsenen den eines Kindes deutlich übertrifft (JENKINS et al., 2001). ALBERINI und CHIABAI (2006) gehen indessen von einem individuellen VSL aus, wobei sie tendenziell für jüngere Personen höhere Werte nachweisen als für Ältere.

Die Ermittlung der kinderspezifischen immateriellen Kosten verkehrsbedingter Gesundheitsschäden stellt eine weitere Herausforderung dar. Es müsste hierzu die individuelle Zahlungsbereitschaften der Betroffenen erhoben werden. Gegenwärtig gibt es jedoch, wie angesprochen, keine Methode mit der die WTP von Kindern zuverlässig gemessen werden kann (BOESCH et al., 2008: 23). Daher werden für Kinder momentan noch die gleichen Werte wie für Erwachsene angenommen, um die Krankheitskosten zumindest annähernd ermitteln zu können (BOESCH et al., 2008: 33, 47).

Es gibt allerdings empirische Befunde, die darauf hindeuten, dass die Zahlungsbereitschaft für die Reduzierung eines Gesundheitsrisikos in Abhängigkeit vom Alter der Betroffenen variiert. Die Ergebnisse zur Bestimmung der Richtung des Zusammenhangs sind jedoch, ähnlich wie die des VSL, sehr heterogen. Während einige Autoren von einer negativen Beziehung zwischen dem Alter und der individuellen WTP ausgehen (HAMMITT und GRAHAM, 1999; LIU et al., 2000; DICKIE und GERKING, 2005), weisen andere Studien einen Anstieg der WTP bis zu einem bestimmten Alter nach (JOHANNESSON und JOHANSSON, 1996; JOHANNESSON und JOHANSSON, 1997).

Auch wenn bisher nicht abschließend geklärt ist, wie die WTP und der VSL durch das Alter beeinflusst werden, ist jedoch sicher, dass ein Zusammenhang besteht. Werden für Kinder trotz der Alterunterschiede pauschal die gleichen Werte wie für Erwachsene zugrunde gelegt, kann es zu erheblichen Verzerrungen der Gesamtkosten kommen.

6.4 Abschließende Bemerkung zum PEPa

Der Bewertungsleitfaden des PEPa ist ein brauchbarer Ansatz zur Ermittlung der Kostenkomponente, da neben den direkten und indirekten Kosten auch die immateriellen Effekte berücksichtigt werden. Damit entspricht das PEPa den Empfehlungen der gesundheitsökonomischen Literatur¹¹.

Jedoch weist die im PEPa beschriebene Vorgehensweise zur Kostenberechnung verschiedene Schwachpunkte auf. So kann es bei der praktischen Durchführung ökonomischer Analysen entsprechend des im PEPa dargestellten Ansatzes zu Schwierigkeiten kommen. Diese können einerseits aus methodischen Problemen bei der ökonomischen Bewertung des Gutes

¹¹ Siehe hierzu GREINER (2007: 49ff)

„Gesundheit“ resultieren. Andererseits kann aber auch das Fehlen relevanter epidemiologischer Daten, Probleme bei der Kostenkalkulation bedingen. Besonders die Ermittlung der verkehrsbedingten Krankheitskosten von Kindern ist noch mit vielen Unsicherheiten behaftet sowohl im medizinischen als auch im ökonomischen Bereich. Für die spezifischen Bewertungsprobleme im Zusammenhang mit der Berechnung kinderspezifischer Kosten kann letztlich auch das PEPA keine innovativen Lösungsansätze bieten. So kann der Rückgriff auf WTP- Werte oder die Expositions-Reaktions-Funktion eines Erwachsenen zur Berechnung der verkehrsbedingten Krankheitskosten von Kindern, aufgrund der identifizierten Risikounterschiede, keine befriedigende Lösung darstellen. Um die Genauigkeit der ermittelten Werte und damit die Qualität der Endergebnisse zu verbessern, wird weitere Forschungsarbeit zur WTP, zum VSL und VLYL für Kinder aber auch auf medizinischer Seite notwendig sein.

Darüber hinaus ist es in Bezug auf die Bestimmung der immateriellen Kosten fraglich, ob die Zahlungsbereitschaftsanalyse überhaupt die angemessene Erfassungsmethode darstellt. Schließlich räumt Artikel 24 Abs.1 der Kinderrechtskonvention jedem Kind das Recht auf ein „erreichbares Höchstmaß an Gesundheit“ ein. Auch in der „Europäischen Charta Umwelt und Gesundheit“ wird jedem Menschen der Anspruch auf eine „Umwelt, die ein höchstmögliches Maß an Gesundheit und Wohlbefinden ermöglicht“ zugestanden. Vor diesem Hintergrund wäre zu prüfen, ob die immateriellen Kosten nicht über die Kompensationsforderung für eine verkehrsbedingte Gesundheitsgefährdung ermittelt werden müssten. Diese generelle Fragestellung wird im PEPA jedoch ausgeklammert. Da die Kompensationsforderung in der Regel höher liegt als die WTP, kann die Erfassung der immateriellen Kosten mittels der Zahlungsbereitschaftsanalyse zu Unterschätzungen der verkehrsbedingten Krankheitskosten führen.

Positiv hervorzuheben ist indes, dass im PEPA zahlreiche Schwierigkeiten offen gelegt werden, welche mit der ökonomischen Bewertung von Kindergesundheit verbunden sind. Diese bieten einen Anhaltspunkt für zukünftige Forschungsbemühungen im Bereich Umweltökonomie und Kindergesundheit.

7 “Children’s Health Valuation Handbook”

Das amerikanische “Children’s Health Valuation Handbook” ist ein weiterer Beitrag zur Umsetzung ökonomischer Bewertungen von Kindergesundheit. In den USA ist die Durchführung von Wirtschaftlichkeitsuntersuchungen für den Bereich „Umwelt und Kindergesundheit“ bereits seit dem Ende der 1990er Jahre gesetzlich verankert und damit

fester Bestandteil der politischen Entscheidungsfindung. Die Executive Order (E.O.) 13045 „Protection of Children from Environmental Health Risks and Safety Risks“ fordert unter anderem die Bewertung neuer umweltpolitischer Maßnahmen bezüglich ihrer ökonomischen Effizienz und des Nutzens für die Gesundheit von Kindern.

Vor diesem Hintergrund hat die „National Agenda to Protect Children’s Health from Environmental Threats“ die U.S. Environmental Protection Agency (U.S. EPA) im Jahr 2000 den „Guidelines for Preparing Economic Analyses“ entwickelt. Dieses Dokument stellt einen Leitfaden zur Durchführung allgemeiner ökonomischer Bewertungen politischer Programme dar. Ergänzend dazu ist das „Children’s Health Valuation Handbook“ entstanden, welches die ökonomische Bewertung von Kindergesundheit und umweltbedingten Gesundheitsrisiken explizit thematisiert. Die spezifischen Herausforderungen, die mit der ökonomischen Bewertung von Kindergesundheit verbunden sind, werden im „Guidelines for Preparing Economic Analyses“ nicht in vollem Umfang berücksichtigt. Daher ist erweiternd das „Children’s Health Valuation Handbook“ formuliert worden. Beide Dokumente sollen von Analytikern kombiniert genutzt werden, um neue umweltpolitische Maßnahmen hinsichtlich ihrer Auswirkungen auf die Gesundheit von Kindern zu beurteilen¹².

7.1 Entwicklung und grundlegende Inhalte

Das „Children’s Health Valuation Handbook“ wurde von dem „National Center for Environmental Economics“ in Zusammenarbeit mit dem „Office of Children’s Health Protection“ im Jahr 2003 entwickelt. Das Handbook bezieht sich auf die Realisierung von Kosten-Nutzen-Analysen zur Bewertung umweltpolitischer Maßnahmen zum Schutz von Kindergesundheit (U.S. EPA et al., 2003: 1-1). Es hat im Vergleich zum PEPa jedoch eher einen informativen Charakter und stellt weniger eine konkrete Durchführungsanweisung zur Umsetzung von Kosten-Nutzen-Analysen dar. Darüber hinaus steht im „Children’s Health Valuation Handbook“ insbesondere die Bestimmung des Nutzen umweltpolitischer Maßnahmen zum Schutz von Kindergesundheit im Mittelpunkt. Diese Nutzenermittlung soll entsprechend des Handbooks über die Erhebung von WTP und ausnahmsweise über COI erfolgen (U.S. EPA et al., 2003: 2-5; 4-1; U.S. EPA, 2000: 60f). Zur Effizienzbeurteilung werden dem geschätzten Nutzen die zu erwartenden Kosten einer umweltpolitischen Maßnahme gegenübergestellt.

¹² In den folgenden Ausführungen wird nur das „Children’s Health Valuation Handbook“ vorgestellt, da es im Rahmen dieses Beitrags nicht um nicht um eine generelle Diskussion ökonomischer Bewertungsansätze geht, sondern gezielt auf die Bewertung von Kindergesundheit eingegangen wird.

Das Handbook stellt ausschließlich die ökonomische Bewertung von zeitnahen Gesundheitsgefahren für Kinder in den Vordergrund und bezieht sich nicht auf die Risiken für zukünftige Generationen (U.S. EPA et al., 2003: 1-2). Weiterhin zielt das „Children’s Health Valuation Handbook“ auf die ex ante Bewertung von Gesundheitseffekten beziehungsweise deren Vermeidung ab. Diese ex ante Bewertung ist der ex post Betrachtung grundsätzlich vorzuziehen, wenn die Effizienz als Umsetzungsvoraussetzung für politische Maßnahmen gilt (U.S. EPA et al., 2003: 2-5).

7.2 Vorgehen bei der Nutzenerfassung von Kindergesundheitsprojekten

Die Evaluierung des Nutzens eines umweltpolitischen Kindergesundheitsprojekts umfasst nach Vorgabe des Handbooks sechs einzelne Schritte (U.S. EPA et al., 2003: 1-4). Diese werden in der Tabelle 2 dargestellt. Während die ersten vier Schritte in den Zuständigkeitsbereich von Risikobewertern fallen, ist die Umsetzung der beiden letztgenannten Aufgabe der Ökonomen. Darüber hinaus werden im „Children’s Health Valuation Handbook“ die spezifischen Herausforderungen der ökonomischen Bewertung politischer Programme zum Schutz von Kindergesundheit aufgezeigt. Dabei stehen die Aspekte, welche im Zusammenhang mit den Schritten fünf und sechs der grundsätzlichen Bewertungsschemas zu erwarten sind, im Vordergrund.

Arbeitsschritte	Ziele
1. Identifizierung schädlicher Gesundheitseffekte	Zusammenstellung der möglichen gesundheitlichen Beeinträchtigungen, die bei Kindern aufgrund des zu bewerteten Umweltproblems zu erwarten sind
2. Feststellung der Dosis-Wirkungs-Beziehungen	Beschreibung der Wahrscheinlichkeit und des Ausmaßes gesundheitlicher Beeinträchtigungen in Abhängigkeit von der Belastungsstärke
3. Abschätzung der Expositionsstärke	Messung oder Schätzung der Belastung von Kindern durch Umweltkontaminationen hinsichtlich des Ausmaßes, der Häufigkeit, der Dauer sowie der Verteilung innerhalb der Population
4. Risikocharakterisierung	Abschätzung der Wahrscheinlichkeit, dass negative Gesundheitseffekte bei Kindern aufgrund der betrachteten Umweltgefahr auftreten können. Hierzu gehört auch eine Erläuterung der statistischen und medizinischen Unsicherheiten, welche mit der Schätzung verbunden sein können
5. Bestimmung der Wohlfahrtseffekte	Präzisierung, welche Auswirkungen die Änderungen des Gesundheitsstatus eines Kindes auf die Wohlfahrt hat. Relevante Größen sind hier beispielsweise Einschränkungen der Lebensqualität durch Schmerzen, Ausgaben für medizinische Behandlungen und Fehltagen der Kinder in der Schule
6. Monetarisierung der Wohlfahrtseffekte	Monetarisierung der zu erwartenden Wohlfahrtseffekte mittels geeigneter ökonomischer Methoden

Tabelle 2: Ermittlung des Nutzens von umweltpolitischen Gesundheitsprojekten

7.3 Risikounterschiede zwischen Kindern und Erwachsenen

Bedeutsam für die Bestimmung von Wohlfahrtseffekten sind Risikounterschiede zwischen Kindern und Erwachsenen. Die Identifizierung potentieller Risikounterschiede betrifft die „Risikocharakterisierung“ (Schritt 4) und fällt häufig in das Forschungsgebiet der Medizin. Da im „Children’s Health Valuation Handbook“ die Monetarisierung von Kindergesundheit betrachtet wird, werden diese Risikounterschiede nur kurz thematisiert.

Grundsätzlich ist jedoch zu beachten, dass viele Umwelteinflüsse für Kinder nicht die gleiche Gefahr darstellen wie für Erwachsene¹³. Allerdings liegen spezielle toxikologische Daten für Kinder häufig nicht vor. Eine Ausnahme stellen nur die zahlreichen epidemiologischen Untersuchungen zu den Auswirkungen erhöhter Luftverschmutzung auf die Gesundheit von Kindern dar. Sind solche altersspezifische Daten verfügbar, wird grundsätzlich deren Verwendung empfohlen (U.S. EPA et al., 2003: 2-3). In allen anderen Fällen müssen Ergebnisse aus erwachsenenbezogenen Studien oder auch aus Tierversuchen übernommen und näherungsweise an die neue Population angepasst werden. Es ist jedoch davon auszugehen, dass der Mangel an altersspezifischen epidemiologischen Daten bei der Abschätzung des konkreten Risikos für Kinder zu Ungenauigkeiten führt. Folglich sind Aussagen zu Wahrscheinlichkeiten möglicher gesundheitlicher Beeinträchtigungen meist mit Unsicherheiten behaftet.

7.4 Ermittlung des Nutzens über die Zahlungsbereitschaft

Zur Ermittlung von Wohlfahrtseffekten messen Ökonomen den Nutzen eines Projekts auf Basis der WTP. Im „Children’s Health Valuation Handbook“ werden unterschiedliche Erhebungsmethoden zur Ermittlung kinderspezifischer WTP vorgestellt und deren Potential zur Messung des Nutzen von Kindergesundheitsprojekten diskutiert. Die Erhebungsverfahren lassen sich in direkte und indirekte Methoden gliedern. Zu den indirekten Ansätzen gehören die „Hedonic Method“ und der „Averting Behavior Approach“. Die „Stated Preferences Method“ beschreibt hingegen eine direkte Methode zur Bestimmung der WTP. In Tabelle 4 werden die genannten Verfahren überblickartig dargestellt.

¹³ Wie es zu diesen Risikounterschieden im Einzelnen kommt, wurde in Kapitel 2.2 bereits erläutert.

Methode	Vorgehen
Hedonic Method (Hedonischer Ansatz)	Über Eigentumspreise, die mit dem Schutz von Kindergesundheit in Verbindung stehen oder Lohndifferenzen, wird auf die WTP geschlossen
Averting Behavior Approach (Vermeidungskostenansatz)	Über die Realisierung von Abwehrreaktionen (z.B. Kaufentscheidungen) zur Reduzierung von Gesundheitsgefahren wird die WTP für Kindergesundheit abgeleitet
Stated Preferences Method (Befragungen)	Abfrage der WTP oder WTA für ein bestimmtes Gesundheitsrisiko über Items zum Beispiel im Rahmen einer kontingenten Bewertungsstudie

Tabelle 3: Ansätze zur Ermittlung einer Zahlungsbereitschaft

7.4.1 Methoden zur indirekten Bestimmung einer WTP

Im Folgenden werden die indirekten Verfahren zur Bestimmung einer WTP erläutert. Diese umfassen im „Children’s Health Valuation Handbook“ die „Hedonic Method“ und den „Averting Behavior Approach“. In diesem Zusammenhang wird weiter aufgezeigt, ob sich die einzelnen Methoden zur Ermittlung einer kinderbezogenen WTP eignen.

7.4.1.1 Die „Hedonic Method“

Bei der „Hedonic Method“ wird die WTP mittels einer Analyse von Marktpreisdivergenzen indirekt erfasst. Dem Verfahren liegt die Annahme zugrunde, dass ein Gut mehrere objektiv messbare Eigenschaften besitzt, die einen bestimmten Nutzen stiften. Durch Zerlegung des Marktpreises eines Gutes wird den jeweiligen nutzenstiftenden Eigenschaften ein Preis zugeordnet. So kommt es aufgrund von Qualitätsunterschieden in den Umweltattributen bei ansonsten gleichwertigen Gütern zu einer Preisdifferenz, die als „hedonischer Preis“ bezeichnet wird.

Verdeutlicht werden kann diese Vorgehensweise am Beispiel von Immobilienpreisen: Um die WTP für das Gut „Luftqualität“ zu erfassen, wird der Preis eines Wohnhauses in zwei lokal getrennten Regionen miteinander verglichen. Der auftretende Unterschied der Luftqualität kann dann, unter der Annahme ansonsten gleichwertiger nutzenstiftender Merkmale (zum Beispiel die Größe des Hauses, Aufteilung des Hauses), als Preisdifferenz der Wohnhäuser interpretiert werden.

Eine weitere Möglichkeit besteht darin, über Lohndifferenzen die Wertschätzung des Gutes „Gesundheit“ zu ermitteln. Tätigkeiten mit ähnlichem Anforderungsprofil können sich hinsichtlich ihres Risikos für bestimmte Verletzungen unterscheiden. Die Lohndifferenzen können bei sonst gleichen Tätigkeitsmerkmalen als WTP für die Vermeidung eines erhöhten Verletzungsrisikos auslegt werden.

Ein bedeutender Nachteil der „Hedonic Method“ besteht darin, dass besonders kleine Kinder noch nicht über eigene Einkünfte aus einer beruflichen Tätigkeit verfügen. Folglich kann die kindliche WTP für die Reduzierung von Gesundheitsrisiken auch nicht über Lohndifferenzen ermittelt werden.

Eine Erfassung der WTP über den hedonischen Preis wäre zwar grundsätzlich möglich. Allerdings führt dieses Vorgehen nur zur Feststellung der haushaltsbezogenen anstelle einer personenbezogenen WTP. In der haushaltsbezogenen WTP ist der Nutzeneffekt des Kindes zwar enthalten. Eine isolierte Betrachtung der WTP zum Schutz von Kindergesundheit vor schädlichen Umwelteinflüssen ist aber nicht möglich. Hinzu kommt, dass die „Hedonic Method“ nur die gesundheitsrelevanten Handlungen privater Haushalte berücksichtigt. Die positiven Auswirkungen von kollektiven Maßnahmen zum Schutz von Kindergesundheit vor Umweltrisiken werden hingegen nicht einbezogen. Folglich ist die Messung der WTP mittels der „Hedonic Method“ unvollständig, sofern auch öffentliche Güter zur Vermeidung umweltbedingter Erkrankungen von Kindern beitragen (U.S. EPA et al., 2003: 4-2f).

7.4.1.2 Der „Averting Behavior Approach“

Bei der Bestimmung der WTP für den Schutz von Kindergesundheit über den „Averting Behavior Approach“ wird wie bei der „Hedonic Method“ auf bereits existierendes Datenmaterial zurückgegriffen. Damit beschreibt auch der „Averting Behavior Approach“ eine indirekte Methode zur Ermittlung der WTP für den Schutz von Kindergesundheit.

Ausgangspunkt der Betrachtung ist eine substitutive Beziehung zwischen öffentlichen Gütern wie der Umweltqualität und privaten Aufwendungen. Dementsprechend können Individuen private Mittel aufwenden, um umweltbedingte Erkrankungen zu vermeiden. Folglich kann beispielsweise aus der Nachfrage nach gesundheitsfördernden Gütern auf die WTP für die Reduzierung eines Gesundheitsrisikos geschlossen werden (U.S. EPA et al., 2003: 4-3). Da von Kindern aufgrund ihres kognitiven Entwicklungsstandes aber keine rationalen Entscheidungen hinsichtlich ihrer Gesundheit erwartet werden können, muss auf die Vermeidungsstrategien der Schutzbeauftragten zurückgegriffen werden, wenn die kinderspezifische WTP ermittelt werden soll. Daher kann die Erfassung der WTP mittels

„Averting Behavior Approach“ nur aus der elterlichen Perspektive erfolgen (U.S. EPA et al., 2003: 4-3).

Entscheidungen über Investitionen in die Gesundheit von Kindern, wie der Kauf eines Wasserfilters zur Aufwertung verschmutzten Trinkwassers, sind in der Regel aber keine individuellen sondern haushaltsbezogene Entscheidungen. Zum einen weil auch andere Familienmitglieder von der Maßnahme profitieren und zum anderen weil die Entscheidung in Abstimmung mit anderen Familienmitgliedern getroffen wird. Daher ist der „Averting Behavior Approach“ nur begrenzt geeignet, die ausschließlich kinderbezogene WTP für die Reduzierung von umweltbedingten Gesundheitsgefahren wiederzugeben (U.S. EPA et al., 2003: 4-5). Mit der Einbeziehung des familiären Kontextes stellt sich schließlich die Frage, welches Haushaltsallokationsmodell zugrunde gelegt werden muss. So hängt die Wahl des Allokationsmodells davon ab, ob eine bestimmte Vermeidungshandlung nur Auswirkungen auf das Wohlfahrtsniveau eines Kindes oder auf das des gesamten Haushalts hat.

Hinzu kommt, dass Konstellationen denkbar sind, in denen mit einer Vermeidungshandlung gleich mehrere umweltbedingte Erkrankungen verhindert werden können. Ein Beispiel hierfür wäre die Einnahme von Medikamenten zur Stärkung der Immunabwehr. Aus der Nachfrage nach einem solchen Präparat kann kaum die WTP für eine bestimmte umweltbedingte Erkrankung abgelesen werden.

Ein weiteres Problem besteht darin, dass Kaufentscheidungen eher situative als kontinuierliche Handlungsmuster repräsentieren (U.S. EPA, 2000: 1). Die Tatsache, ob Eltern einen Fahrradhelm für ihre Kinder kaufen oder nicht, sagt dementsprechend nicht unmittelbar etwas über ihre generelle Einstellung bezüglich des Schutzes von Kindergesundheit aus. Wird allein aus dem Kaufverhalten die WTP für die Reduzierung von Gesundheitsrisiken für Kinder abgeleitet, kann dies zu Unterschätzungen der wahren Werte führen. Angemessen ist es hingegen, die mittels „Averting Behavior Approach“ erhobene WTP als untere Grenze eines WTP-Intervalls zu interpretieren (U.S. EPA, 2000: 80).

7.4.2 Methoden zur direkten Bestimmung einer WTP

Soll die WTP direkt gemessen werden, kann dies über die „Stated Preferences Method“, beispielsweise im Rahmen einer kontingenten Bewertungsstudie erfolgen. Bei der kontingenten Bewertung wird die WTP einer Person für ein nicht-handelbares Gut über Items direkt erfragt.

Der große Vorteil einer direkten Abfrage der WTP besteht in der Flexibilität der Methode. Durch eine bestimmte Itemformulierung kann die Aufmerksamkeit des Befragten gezielt auf den Untersuchungsgegenstand, beispielsweise einer Gesundheitsgefährdung von Kindern

durch Pestizidrückstände in Lebensmitteln, gelenkt werden. Darüber hinaus können die Befragten einleitend über das zu bewertende Gesundheitsrisiko aufgeklärt werden, um sicher zu stellen, dass die Untersuchungsteilnehmer informierte Entscheidungen treffen können. Im Rahmen der Befragung von Eltern nach ihrer WTP für die Reduzierung eines bestimmten umweltbedingten Gesundheitsrisikos für ihre Kinder ist eine solche Aufklärung zu empfehlen. Eltern haben in der Regel kaum eigene Erfahrungen mit umweltbedingten Erkrankungen und können dadurch die Gefährdung der Kinder häufig nicht richtig einschätzen (U.S. EPA et al, 2003: 4-6).

Die Bestimmung des Nutzens eines Kindergesundheitsprojektes mittels Befragungen ermöglicht, anders als die indirekten Erfassungsmethoden, die Erhebung einer rein kinderbezogenen WTP (U.S. EPA et al., 2003: 4-1). Die Abfrage der WTP für die Reduzierung umweltbedingter Gesundheitsgefahren von Kindern kann grundsätzlich aus der Erwachsene-als-Kinder oder der elterlichen Perspektive erfolgen. Da die Erwachsene-als-Kinder Perspektive jedoch kognitiv sehr anspruchsvoll für die Befragten ist, ist die Reliabilität der geäußerten WTP tendenziell gering (U.S. EPA et al., 2003: 4-7). Daher ist die elterliche Perspektive vorzuziehen, wenn die kinderspezifische WTP für die Reduzierung von Gesundheitsgefahren erhoben werden soll.

Generell stellt sich jedoch die Frage, ab welchem Alter Kinder in den Bewertungsprozess miteinbezogen werden müssen. Entsprechend ökonomischer Theorien müsste die Meinung von Minderjährigen dann berücksichtigt werden, wenn diese in der Lage sind, rationale Entscheidungen zu treffen. Die schrittweise Entwicklung eines Kindes zu einem Erwachsenen erschwert jedoch die Wahl des richtigen Zeitpunkts. So gibt es unsichere Phasen, in der Jugendliche in einigen Bereichen rationales Verhalten zeigen können in anderen jedoch nicht. Die Definition einer allgemeingültigen Altersgrenze erscheint darüber hinaus schwierig, da der kognitive Reifeprozess eines Heranwachsenden von vielen Faktoren abhängig ist. Grundsätzlich sollte jedoch geprüft werden, inwieweit die untersuchte Population bereits Merkmale rationaler Entscheidungsfindung aufweist. Kann davon ausgegangen werden, dass Minderjährige bereits als souveräne Konsumenten in den Markt eingetreten sind, muss ihre Wertschätzung des Guts Gesundheit zumindest in die Zahlungsbereitschaftsanalyse mit einfließen (U.S. EPA et al., 2003: 4-7).

7.4.3 Zwischenfazit

Während im Rahmen der „Hedonic Method“ und des „Averting Behavior Approach“ eine indirekte Erfassung der WTP über bereits vorhandene Marktdaten erfolgt, wird bei der „Stated Preferences Method“ die WTP direkt vom Individuum erfragt. Außerdem führt die

Ermittlung der WTP für die Reduzierung von Gesundheitsgefahren für Kinder über die indirekten Methoden immer zu haushaltsbezogenen Werten. Hingegen soll die „Stated Preferences Method“ die Erhebung einer ausschließlich kinderbezogenen WTP ermöglichen. Bezüglich der Bewertungsperspektive ergeben sich weitere Unterschiede zwischen den drei Erhebungsmethoden. So erfolgt die Ermittlung der WTP mittels „Hedonic Method“ und „Averting Behavior Approach“ immer aus der elterlichen Perspektive. Bei der direkten Anfrage der WTP kann zusätzlich auf die Erwachsene-als-Kinder Perspektive zurückgegriffen werden.

Neben den bereits angeführten Unterschieden weisen die Erhebungsverfahren jeweils spezifische Vor- und Nachteile hinsichtlich ihrer Eignung zur Messung kinderspezifischer Nutzeneffekte auf. Die Nachteile der „Hedonic Method“ und des „Averting Behavior Approach“ bestehen in erster Linie in der Unvollständigkeit der Nutzenmessung. Beide Verfahren können nicht die gesamte Wertschätzung des Guts Kindergesundheit erfassen. So berücksichtigen die indirekten Methoden nur die privaten Ausgaben zum Gesundheitsschutz. Die Bereitschaft, zusätzlich in öffentliche Maßnahmen zu investieren, wird hingegen vernachlässigt.

Die Kritik an dem „Stated Preferences“ Konzept und speziell an der kontingenten Bewertungsmethode bezieht sich vor allem auf die praktischen Probleme bei der Datenerhebung. So stellt sich die Frage, ob Eltern ausreichend über die gesundheitsschädliche Wirkung bestimmter Umwelteinflüsse informiert sind, um eine Reduzierung des Risikos reliabel zu bewerten. Problematisch ist diesbezüglich, dass die Bereitstellung von Informationen zum Bewertungsgegenstand zu Einschränkungen der Objektivität der Nutzenmessung führen. Zudem ist bisher unklar, ab welchem Alter Kinder direkt nach einer Zahlungsbereitschaft befragt werden können.

Schließlich kann die Erhebung von Zahlungsbereitschaften über Befragungen immer zu Messfehlern führen. Insbesondere können die Itemformulierungen Ungenauigkeiten bedingen, wenn den Gütekriterien Objektivität, Reliabilität und Validität nicht entsprochen wird.

7.5 Ermittlung des Nutzens mittels des Krankheitskostenansatzes

Alternativ zur Zahlungsbereitschaftsanalyse kann der Nutzen einer Maßnahme zur Reduzierung umweltbedingter Gesundheitsrisiken für Kinder entsprechend des „Children’s Health Valuation Handbook“ auch über die Ermittlung der eingesparten COI erfolgen. Die COI umfassen in der Regel die direkten und indirekten Kosten, die durch eine Erkrankung entstehen. Ein Beispiel für direkte Kosten wäre Ausgaben für stationäre und medizinische

Behandlungen¹⁴. Für die indirekten Kosten ist eine verminderte Produktivität am Arbeitsplatz relevant.

Bei der Kalkulation von Behandlungskosten ist entsprechend des „Children´s Health Valuation Handbooks“ darauf zu achten, dass die verwendeten Werte auf aktuellen Daten beruhen, da die Behandlungskosten aufgrund des schnellen medizinischen Fortschritts einem ständigen Wandel unterliegen. Des Weiteren ist sicherzustellen, dass das zugrunde gelegte Datenmaterial eventuelle Kostenunterschiede bei der Behandlung von Erwachsenen und Kinder berücksichtigt, wenn kinderspezifische Nutzeneffekt ermittelt werden sollen (U.S. EPA et al., 2003: 4-7).

Eine Schwierigkeit besteht darin, die Zeitverluste durch die Erkrankung eines Kindes zu erfassen. Ist ein Kind erkrankt, „kostet“ dies nicht nur die Zeit des Kindes selbst, sondern auch die des Erwachsenen die es beaufsichtigen müssen. Die Zeitverluste des Erwachsenen lassen sich über die Produktivitätsverluste am Arbeitsplatz monetär bewerten. Probleme bereitet hingegen die ökonomische Bewertung der durch Krankheit verlorenen Zeit des Kindes. Chronische Erkrankungen können zu einer erheblichen Anzahl von Fehltagen in der Schule oder einer verkürzten Lebenserwartung führen. Diese Kosten des Kindes müssen bei der Ermittlung der COI berücksichtigt werden und zwar durch die diskontierten Einkommensverluste des Kindes im späteren Erwachsenenalter. Als Anhaltspunkt für die zu erwartenden Einkommensverluste, kann das Verhältnis von Intelligenzquotient und der damit zu prognostizierenden Einkommenshöhe dienen (U.S. EPA et al., 2003: 4-8).

Der entscheidende Nachteil des COI-Ansatzes besteht in der Vernachlässigung der immateriellen Kosten. Aufgrund dessen eignet sich die Ermittlung der COI nicht zur Messung von Wohlfahrtsänderungen (U.S. EPA et al., 2003: 4-10).

Wichtig ist es auch darauf hinzuweisen, dass es sich bei dem COI-Ansatz um eine ex post und nicht um eine ex ante Messung des Nutzens einer Reduzierung von Gesundheitsrisiken handelt. Ein Vorteil der COI-Ermittlung zur Nutzenerfassung gegenüber der WTP besteht allerdings in der vergleichsweise einfachen Durchführbarkeit und weitgehenden Akzeptanz unter Experten (U.S. EPA et al., 2003: 4-10).

7.5.1 Zwischenfazit

Soll der Nutzen einer politischen Maßnahme zur Reduzierung umweltbedingter Gesundheitsgefahren von Kindern gemessen werden, können grundsätzlich die Zahlungsbereitschaftsanalyse wie auch der COI-Ansatz eingesetzt werden. Möchte man

¹⁴ Die Behandlungskosten lassen sich nochmals in Sach- und Personalkosten aufschlüsseln.

jedoch Aussagen über die ökonomische Effizienz eines Programms treffen und damit Rückschlüsse auf eine potentielle Pareto-Verbesserung ziehen, kommt hierfür nur die Zahlungsbereitschaftsmethode in Betracht. Nur durch die Einbeziehung der WTP sind alle Nutzeneffekte, auch die immateriellen, zu erfassen.

7.6 Bewertungsunterschiede zwischen Kindern und Erwachsenen

Entsprechend des „Children´s Health Valuation Handbooks“ soll die monetäre Bewertung von Kindergesundheit über die Ermittlung der WTP oder ersatzweise über die COI erfolgen (U.S. EPA et al., 2003: 2-5). Allerdings bestehen zwischen Kindern und Erwachsenen erhebliche Bewertungsunterschiede, die auf Altersdifferenzen zwischen Kindern und Erwachsenen beruhen. Im „Children´s Health Valuation Handbook“ wird hierzu einerseits diskutiert, aus welcher Perspektive die Erhebung kinderspezifischer WTP erfolgen soll, wenn Kinder nicht direkt befragt werden können. Andererseits wird dargelegt, wie WTP und COI von Erwachsenen und Kindern differieren und worin diese Unterschiede begründet sind.

7.6.1 Die Wahl der Perspektive

Sollen gesundheitliche Beeinträchtigungen von Kindern monetär bewertet werden, stehen Ökonomen vor dem Problem, die Kinder als unmittelbar Betroffene nicht direkt befragen zu können. Aufgrund ihres kognitiven Entwicklungsstandes entsprechen Kindern nicht der grundlegenden Annahme eines rationalen Entscheidungsträgers¹⁵. Daher stellt sich die Frage, wer anstelle des Kindes nach der WTP befragt werden soll, beziehungsweise aus welcher Perspektive Kindergesundheit angemessen zu bewerten ist. Diesbezüglich werden im „Children´s Health Valuation Handbook“ drei Alternativen gegenübergestellt und anschließend diskutiert.

Zunächst ist die soziale Perspektive zu nennen, bei der alle erwachsenen Mitglieder einer Gesellschaft, also sowohl Eltern als auch kinderlose Erwachsene, nach ihrer WTP für die Reduzierung umweltbedingter Gesundheitsrisiken für Kinder befragt werden. Als weitere Option kommt die Erwachsene-als-Kinder Perspektive in Betracht, bei der Erwachsene gebeten werden, sich in die Rolle eines Kindes zu versetzen und aus dieser Perspektive Gesundheitseffekte zu bewerten. Schließlich besteht eine weitere Möglichkeit darin, die elterliche Perspektive zu wählen. Dabei werden Eltern gebeten eine WTP für die Reduzierung einer Gesundheitsgefahr ihres eigenen Kindes anzugeben (U.S. EPA et al., 2003: 2-7; 2-10).

Bei kritischer Betrachtung zeigt sich, dass mit allen drei genannten Perspektiven bestimmte Vor- und Nachteile verbunden sind. Während es bei der sozialen Perspektive durch

¹⁵ Siehe hierzu auch Kapitel 4.

altruistische Motive zu Verzerrungen, insbesondere zu Überschätzungen der WTP kommen kann, die kaum zu kontrollieren sind, führt die Erwachsene-als-Kinder Perspektive häufig zu kognitiver Überforderung der Befragten und Schwierigkeiten bei der Itementwicklung (U.S. EPA et al., 2003: 2-8). Zudem wird mit der Erwachsene-als-Kinder Perspektive eine ex post Bewertung von Gesundheitsrisiken anstelle der im politischen Kontext angestrebten ex ante Bewertung vorgenommen.

Auch die elterliche Perspektive ist mit spezifischen Nachteilen belastet, welche aus der Einbeziehung Dritter in den Bewertungsprozess resultieren. So kann es einerseits zu Überschätzungen der WTP kommen, wenn Eltern die Gesundheit aufgrund von elterlichem Altruismus höher bewerten als die betroffenen Kinder dieses selbst tun würden. Andererseits können sich Unterschätzungen der WTP ergeben, wenn Eltern in Extremfällen nur ihren individuellen Nutzen, den ein gesundes Kind für sie persönlich mit sich bringt, bewerten (U.S. EPA et al., 2003: 2-9). Des Weiteren können Informationsdefizite der Eltern in Bezug auf die gesundheitlichen Auswirkungen bestimmter Umwelteinflüsse bei Kindern Verzerrungen der WTP bedingen (U.S. EPA et al., 2003: 2-9f).

Schließlich bewerten Eltern die Reduzierung eines Gesundheitsrisikos immer unter Berücksichtigung ihrer persönlichen finanziellen Lage. Allerdings muss davon ausgegangen werden, dass die derzeitigen Kinder im Vergleich zu ihren Eltern ein höherer finanzieller Wohlstand im Erwachsenenalter erwartet. Hierfür können Eltern keine „Vorauszahlung“ leisten. Aufgrund dieser unterschiedlichen finanziellen Voraussetzungen bewerten Eltern die Gesundheit ihres Kindes niedriger, als es das Kind selbst als hypothetischer Erwachsener tun würde (U.S. EPA et al., 2003: 2-10).

Ein entscheidender Vorteil der elterlichen Perspektive gegenüber der gesamtgesellschaftlichen Sichtweise besteht in der engen emotionalen Verbundenheit der Eltern zu ihrem Kind. Aufgrund dessen kann davon ausgegangen werden, dass Eltern den bestmöglichen Gesundheitsschutz für ihre Kinder anstreben, ähnlich wie diese es selbst tun würden. Schließlich berücksichtigt die elterliche Perspektive, dass es sich bei vielen Entscheidungen bezüglich des Gesundheitsschutzes vor schädlichen Umwelteinflüssen nicht um individuelle Entscheidungen handelt. Vielmehr betreffen Investitionen in die Reduzierung von Gesundheitsrisiken meist eine Familie als Ganzes, wenn auch in unterschiedlichem Ausmaß (U.S. EPA et al., 2003: 2-9f).

7.6.2 Unterschiede bei WTP und COI zwischen Kindern und Erwachsenen

Ähnlich wie die Abschätzung des kinderspezifischen Risikos durch negative Umwelteinflüsse aufgrund des Mangels an epidemiologischen Daten erschwert wird, führt auch das Fehlen

kinderspezifischer WTP- und COI-Werte zu Problemen bei der Ermittlung des wohlfahrtökonomischen Nutzens umwelt- und gesundheitspolitischer Interventionen. Analog zur Risikoabschätzung stellt sich daher auch im Bereich der monetären Bewertung die Frage, ob erwachsenenbezogene WTP und COI auf Kinder übertragen werden dürfen (Benefit Transfer).

Zahlreiche Untersuchungen zeigen jedoch, dass sowohl die WTP als auch die COI zum Teil erhebliche altersabhängige Unterschiede aufweisen¹⁶. Verantwortlich dafür sind die folgenden drei Einflussgrößen:

- Risikobereitschaft
- Alters- und Zeiteffekte
- Behandlungskosten

Auf diese drei Faktoren und ihren Einfluss auf die WTP und COI wird im Folgenden näher eingegangen.

7.6.2.1 Risikobereitschaft

Es gibt zahlreiche Hinweise darauf, dass sich Eltern und auch eine Gesellschaft als Ganzes vergleichsweise risikoaverser verhalten, wenn es um die Gesundheit von Kindern geht. Beispiele hierfür sind bestimmte Gesetze, die ausschließlich dem Schutz von Kindergesundheit dienen sollen und keine Gültigkeit für Erwachsene besitzen. Auch die Bemühungen von Eltern, Kinder in besonderem Maße vor Gesundheitsrisiken zu schützen, sind hierfür exemplarisch. Diese geringere Risikobereitschaft gegenüber der Gesundheit von Kindern lässt darauf schließen, dass Kindergesundheit höher bewertet wird als die von Erwachsenen und zwar unabhängig von der gewählten Perspektive (U.S. EPA et al., 2003: 2-12f).

Auch der Grad der Freiwilligkeit, mit der ein Risiko eingegangen wird, hat Einfluss auf die individuelle Risikobereitschaft. Auf wissenschaftlicher Seite wird grundsätzlich davon ausgegangen, dass Personen die Reduzierung eines unfreiwilligen Risikos der Minimierung eines freiwilligen Risikos vorziehen (FISCHHOFF et al., 1978; SLOVIC, 1987). Gerade kleine Kinder, welche von den Entscheidungen ihrer Eltern abhängig sind, sind fast ausschließlich mit unfreiwilligen Risiken konfrontiert. Folglich kann angenommen werden, dass die Bewertung von Gesundheitsrisiken über Stellvertreter dazu führt, dass für Kinder eine höhere WTP angegeben wird als für Erwachsene (U.S. EPA et al., 2003: 2-12f).

¹⁶ Siehe hierzu auch Kapitel 6.3.6.

Des Weiteren hat auch die Unsicherheit, die mit einer bestimmten umweltbezogenen Gesundheitsgefahr für Kinder einhergehen kann, Auswirkungen auf die Höhe der WTP für die Reduzierung des Risikos. Im Allgemeinen versuchen Personen Unsicherheiten zu vermeiden und bevorzugen daher die Abwendung einer Risikosituation mit ungewissem Ausgang gegenüber einer Situation mit relativ sicherem Ausgang (VISCUSI et al., 1991). Viele Umwelteinflüsse sind hinsichtlich ihrer Auswirkungen auf die Gesundheit von Kindern aber stärker mit Unsicherheiten behaftet als bei Erwachsenen. Daher ist anzunehmen, dass die WTP für die Reduzierung eines umweltbezogenen Gesundheitsrisikos für Kinder generell höher ausfällt (U.S. EPA et al., 2003: 2-13).

7.6.2.2 Alters- und Zeiteffekte

Weitere Bewertungsunterschiede können aus den Altersunterschieden zwischen Kindern und Erwachsenen resultieren. Im Einzelnen sind hierfür die nachstehend genannten Einzelaspekte verantwortlich:

- a die größere Anzahl verbleibender Lebensjahre,
- b das zukünftig höhere Wohlstandsniveau der jetzigen Kinder im Erwachsenenalter
- c die Diskontierungsrate, insbesondere bei latent wirksamen Gesundheitseffekten.

Hinsichtlich der Alterunterschiede zwischen Kindern und Erwachsenen ist anzumerken, dass die größere Anzahl verbleibender Lebensjahre bei Kindern aus verschiedenen Gründen zu einer erhöhten WTP führen. Einerseits verlieren Kinder durch einen vorzeitigen Tod infolge negativer Umwelteinflüsse vergleichsweise mehr Lebenszeit. Andererseits verbleibt bei Kindern aufgrund ihres geringeren Lebensalters mehr Zeit, um latent wirkende Krankheiten zu entwickeln oder unter chronischen Erkrankungen zu leiden (U.S. EPA et al., 2003: 2-14). Die längere Krankheitsdauer und die erhöhte Realisierungswahrscheinlichkeit latenter Gesundheitseffekte bewirken darüber hinaus zusätzlich einen Anstieg der COI.

Der zu erwartende höhere Wohlstand der derzeitigen Kinder im späteren Erwachsenenalter beeinflusst ebenfalls die WTP für die Reduzierung eines Gesundheitsrisikos. Der wachsende gesellschaftliche Wohlstand geht mit einem Anstieg des Lohnniveaus einher. Dieser Anstieg bewirkt wiederum eine höhere WTP der zukünftigen Erwachsenen im Vergleich zur aktuellen Erwachsenengeneration (U.S. EPA et al., 2003: 2-14f). Wird die WTP für die Reduzierung von Gesundheitsgefahren für Kinder über Stellvertreter erhoben, muss der Einfluss zukünftig steigender Löhne berücksichtigt werden, um Unterschätzungen der WTP zu vermeiden. Sollen erwachsenenspezifische Daten auf Kinder übertragen werden, sind die Werte entsprechend an den neuen Bewertungskontext anzupassen, um aussagekräftige WTP zu erhalten (U.S. EPA et al., 2003: 2-15).

Die monetäre Bewertung latenter Gesundheitsrisiken erfordert generell eine Anpassung der WTP durch Diskontierung. Werden umweltbedingte Gesundheitsrisiken erst mit einer zeitlichen Verzögerung wirksam, muss diese Zeitspanne durch Abzinsung der WTP in die in die Kosten-Nutzen-Analyse einbezogen werden¹⁷. Ist die Phase zwischen Exposition und Reaktion des menschlichen Körpers so kurz, dass Kinder und Erwachsene in gleicher Weise von einer Gesundheitsschädigung bedroht sind, können sich die jeweiligen Diskontierungsraten trotzdem unterscheiden. So ist es denkbar, dass Eltern für ihre Kinder andere Diskontierungsraten zugrunde legen als für sich selbst (AGEE und Crocker, 1996; TOLLEY und FABIAN, 1999)¹⁸. Diese Fragestellung ist bisher jedoch wenig untersucht und es wird weitere Forschung benötigt, um fundierte Aussagen zur Altersabhängigkeit der Diskontierungsrate treffen zu können.

7.6.2.3 Behandlungskosten

Bei den Krankheitskosten, die durch negative Umwelteinflüsse verursacht werden, ist mit weiteren Unterschieden zwischen Kindern und Erwachsenen zu rechnen. So können die Behandlungskosten für die resultierenden gesundheitlichen Beeinträchtigungen zwischen Kindern und Erwachsenen differieren, sofern sich Art und/oder Dauer der Behandlung unterscheiden. Die Frage, in welche Richtung Abweichungen der COI zu erwarten sind, kann nicht allgemeingültig beantwortet werden. Ob die Kosten für Kinder höher oder niedriger zu kalkulieren sind, ist letztlich vom betrachteten Krankheitsbild abhängig.

Schließlich hat auch die Zeit, die die Erkrankung eines Kindes beansprucht, sowohl Einfluss auf die Höhe der WTP als auch die der COI. In zeitlicher Hinsicht betrifft die Erkrankung eines Kindes nicht nur dieses selbst, sondern auch die Erwachsenen, die das erkrankte Kind betreuen. Dementsprechend müssen sowohl die zeitlichen Verluste der Betreuer und die des Kindes monetär bewertet werden. Aufgrund dieses doppelten Zeiteffekts kann für Kinder von einer höheren WTP zur Vermeidung umweltbedingter Erkrankungen ausgegangen werden als bei Erwachsenen.

7.6.3 Zwischenfazit

Im „Children’s Health Valuation Handbook“ werden zahlreiche Bewertungsunterschiede zwischen Kindern und Erwachsenen offen gelegt. Grundsätzlich gilt, dass das Vorliegen der

¹⁷ Zur Berechnung der Diskontierungsrate siehe auch SCHÖFFSKI et al. (2008: 178ff) und BRANDES et al. (2001).

¹⁸ Die intergenerationelle Diskontierung muss hier nicht weiter betrachtet werden, da sich das „Children’s Health Valuation Handbook“ auf die ökonomische Bewertung von Gesundheitseffekte der aktuell lebenden Kinder bezieht und nicht auf die zukünftigen Generationen.

angeführten Bewertungsunterschiede eine gesonderte Kosten-Nutzen-Analyse für Kinder notwendig erscheinen lässt.

Von den drei genannten möglichen Bewertungsperspektiven zur Erfassung einer kinderspezifischen WTP sind nur die elterliche Perspektive und eingeschränkt die Erwachsene-als-Kinder Perspektive empfehlenswert. Von der sozialen Perspektive ist hingegen abzuraten, weil die vorgenommenen Bewertungen durch unterschiedliche Formen von Altruismus beeinflusst sein können. Da weder die Art noch das Ausmaß des Einflusses altruistischer Motive quantitativ bestimmbar ist, kann die ermittelte WTP auch nicht um den verzerrenden Effekt bereinigt werden. Als Folge können durch Doppelzählungen erhebliche Überschätzungen der WTP für den Schutz von Kindergesundheit resultieren.

7.7 Alternative Ansätze zur Bewertung umweltpolitischer Kindergesundheitsprojekte

Sind zuverlässige Schätzungen der WTP oder des bestehenden Gesundheitsrisikos für Kinder nicht möglich, kann auf alternative Formen der Wirtschaftlichkeitsuntersuchungen zur Prüfung der Vorteilhaftigkeit einer umweltpolitischen Maßnahme zurückgegriffen werden. Diesbezüglich werden im „Children’s Health Valuation Handbook“ vier unterschiedliche Verfahren vorgestellt. Dies sind im Einzelnen die Kosten-Wirksamkeits-Analyse (Cost-Effectiveness-Analysis), die Break Even Analyse, die Bounding Analysis sowie die Health-Health- und die Risk-Risk-Analysis (U.S. EPA et al., 2003: 5-1ff). Diese Bewertungsmethoden werden in den nächsten Abschnitten beschrieben.

7.7.1 *Kosten-Wirksamkeits-Analysen*

Bei der Kosten-Wirksamkeits-Analyse handelt es sich um ein Instrument zur Prüfung der Wirtschaftlichkeit einer Projektvariante. Die Ermittlung der Kosten erfolgt analog zur Kostenkalkulation in der Kosten-Nutzen-Analyse. Die Nutzenkomponente wird hingegen nicht direkt monetär gemessen, sondern durch die Anzahl der vermiedenen Todes- oder Krankheitsfälle ausgedrückt.

Eine häufig in der Gesundheitsökonomie angewandte Unterform der Kosten-Wirksamkeits-Analyse ist die Kosten-Nutzwert-Analyse (Cost-Utility-Analysis). Bei der Kosten-Nutzwert-Analyse werden die Nutzeneffekte einer umwelt- oder gesundheitspolitischen Maßnahme durch die qualitätskorrigierten Lebensjahre (in englisch: Quality Adjusted Life Years, QALYs) oder die behinderungsbereinigten Lebensjahre (in englisch: Disability Adjusted Life

Years, DALYs) wiedergegeben¹⁹. Bei den DALYs und QALYs handelt es sich um Kennzahlen, die neben der Lebensdauer auch die Lebensqualität berücksichtigen. Ein QALY von eins bedeutet ein Lebensjahr in völliger Gesundheit. Ein QALY von Null repräsentiert hingegen den Tod. Eine Kosten-Nutzwert-Analyse erlaubt damit Aussagen darüber, welche umweltpolitische Maßnahme den größten Nutzen verspricht (U.S. EPA et al., 2003: 5-2). Damit eignet sich die Kosten-Nutzwert-Analyse besonders zur Entscheidung über zwei sich ausschließende Alternativen.

Der große Nachteil der Kosten-Nutzwert-Analyse besteht darin, dass die wirksamste Alternative nicht auch effizient im ökonomischen Sinn sein muss. So sind Konstellationen denkbar, in denen das Verhältnis von Kosten pro QALY bei Alternative A zwar günstiger ausfällt als bei Alternative B. Allerdings sagt die Vorteilhaftigkeit von Alternative A gegenüber B noch nichts über die ökonomische Effizienz von A aus. Um auf den Beitrag der Alternativen zur Wohlfahrtsmaximierung folgern zu können, müssten alle Kosten und der gesamte Nutzen quantifiziert und gegenübergestellt werden. Da die Nutzenmessung im Rahmen der Kosten-Nutzwert-Analyse aber nicht monetär erfolgt, ist der unmittelbare Abgleich von Kosten und Nutzen nicht möglich. Das bedeutet, dass auf der Basis von Kosten-Wirksamkeits-Analysen keine Aussagen über Änderungen der sozialen Wohlfahrt infolge einer Implementierung umweltpolitischer Maßnahmen zum Schutz von Kindergesundheit formuliert werden können.

Eine weitere Schwierigkeit der Kosten-Nutzwert-Analyse ergibt sich aus der präferenzbasierten Erhebung der QALYs und DALYs. Wenn es um die Bewertung von Kindergesundheit geht, stellt sich wie bei der Kosten-Nutzen-Analyse die Frage, aus welcher Perspektive die Nutzenbestimmung erfolgen soll (U.S. EPA et al., 2003: 5-4).

7.7.2 Break Even Analyse

Eine Break Even Analyse kann zur Untersuchung der Wirtschaftlichkeit einer gesundheits- und umweltpolitischen Maßnahme eingesetzt werden, wenn entweder die Anzahl reduzierbarer Krankheitsfälle oder die Wertschätzung des Guts Gesundheit für eine bestimmte Population nicht ermittelt werden kann. Für den Fall, dass Risikodaten nicht vorhanden sind, gibt die Break Even Analyse unter Einbeziehung der WTP für eine Risikoreduzierung Auskunft darüber, wie viel Todes- oder Krankheitsfälle durch eine Schutzmaßnahme bei gegebenen Kosten mindestens reduziert werden müssen, damit die Intervention gewinnbringend ist. Fehlt hingegen die WTP für die Vermeidung gesundheitlicher

¹⁹ Zum Konzept des QALY und DALY sowie zu deren Ermittlung siehe SCHÖFFSKI (2008: 95ff).

Beeinträchtigungen, kann bei Berücksichtigung der Anzahl vermeidbarer Krankheitsfälle schlussgefolgert werden, wie hoch die Wertschätzung des Guts Gesundheit mindestens ausfallen müsste, damit eine Intervention lohnend ist (U.S. EPA et al., 2003: 5-3). Damit zeigt eine Break Even Analyse den Punkt auf, der die Gewinn- von der Verlustzone trennt (Break Even Point).

Die Break Even Analyse ist dann unkompliziert durchführbar, wenn eine umwelt- oder gesundheitspolitische Maßnahme nur auf die Reduzierung eines Gesundheitseffektes abzielt. Sollen mehrere verschiedene Erkrankungen mittels einer Intervention vermieden werden, ergeben sich Probleme bei der Umsetzung. In solchen Fällen erfordert die Betrachtung verschiedener Gesundheitseffekte die Festsetzung einer Break Even Grenze, die eine Variation der reduzierten Fälle pro Erkrankung ermöglicht (U.S. EPA et al., 2003: 5-3).

7.7.3 Bounding Analysis

Die Bounding Analyse stellt ein geeignetes Instrument zur Prüfung der ökonomischen Vorteilhaftigkeit einer umweltpolitischen Schutzmaßnahme für Kinder dar, wenn die WTP für die Vermeidung einer bestimmten Erkrankung nicht feststellbar ist, jedoch Daten für eindeutig schwerwiegendere oder weniger schwere Krankheitsbilder vorliegen. Vor dem Hintergrund, dass die Reduzierung stärkerer gesundheitlicher Beeinträchtigungen im Allgemeinen höher bewertet wird als die Vermeidung weniger schwerer Fälle, sollte der fehlende Wert zwischen diesen beiden WTP-Werten liegen. Somit stellt die WTP für die Vermeidung der schwerwiegenden Erkrankung die oberste Grenze und die WTP der weniger schweren Erkrankung die untere Grenze des Intervalls dar, in dem die unbekannte WTP für zu finden ist. Durch Gegenüberstellung des Intervalls mit den zu erwartenden Kosten, lassen sich Hinweise auf die Effizienz des Programms ableiten.

In Anbetracht der Tatsache, dass nur wenig Daten für die Reduzierung kinderspezifischer Gesundheitsgefahren vorhanden sind, kann es allerdings schwierig sein, einen Bereich zu identifizieren, in dem sich der fehlende WTP-Wert vermutlich befindet (U.S. EPA et al., 2003: 5-4).

7.7.4 Risk-Risk- and Health-Health-Analysis

Im Rahmen von Risk-Risk- und Health-Health-Analysis findet keine Monetarisierung des Nutzens eines politischen Programms statt. Auch die Kosten, welche mit der Umsetzung einer umweltpolitischen Maßnahme zur Reduzierung von Gesundheitsrisiken für Kinder verbunden sind, werden nicht in Geldeinheiten angegeben. Stattdessen wird bei der Risk-Risk-Analysis das Ausmaß anhand einer umweltpolitischen Maßnahme erreichbaren Risikoreduktion und

der unbeabsichtigten Risikoerhöhung infolge der Intervention gegenübergestellt (U.S. EPA et al., 2003: 5-4).

Bei der Health-Health-Analysis wird anstelle der zu erwartenden Variationen der Erkrankungsrisiken die Anzahl der verhinderten beziehungsweise unbeabsichtigt erhöhten Todesfälle miteinander verglichen (U.S. EPA et al., 2003: 5-4).

Hinter diesem Ansatz steht die Überlegung, dass jede Maßnahme zur Reduzierung umweltbedingter Todesfälle mit finanziellen Aufwendungen verbunden ist. Die Finanzierung dieser kollektiven Programme erfolgt über die Privathaushalte. Infolgedessen steht den Individuen eine geringere Geldmenge für private Schutzmaßnahmen zur Verfügung. Der Rückgang privater Bemühung zum Schutz der Gesundheit kann jedoch zu einem unerwünschten Anstieg von Todesfällen führen. Dieser unbeabsichtigte Nebeneffekt muss bei der Prüfung der Wirksamkeit einer politischen Intervention berücksichtigt werden.

Ein schwerwiegender Nachteil der Health-Health-Analysis besteht darin, dass hier nur die Anzahl der Todesfälle in die Betrachtung einbezogen wird. Andere, nicht tödliche Gesundheitseffekte, werden dagegen komplett vernachlässigt. Aufgrund dessen ist die Health-Health-Analysis nur für die Untersuchung von Sachverhalten geeignet, bei der ausschließlich das frühzeitige Versterben infolge negativer Umwelteinflüsse betrachtet werden soll. Sind hingegen auch andere nicht tödliche Gesundheitseffekte für den Bewertungskontext relevant, führt eine Health-Health-Analysis zu fehlerhaften Ergebnissen (U.S. EPA et al., 2003: 5-4f).

7.7.5 Zwischenfazit

Im vorhergehenden Kapitel wurden unterschiedliche Bewertungsverfahren vorgestellt, die Auskunft über die Vorteilhaftigkeit eines Kindergesundheitsprojekts geben können. Diese Bewertungsansätze können angewandt werden, wenn die Durchführung einer Kosten-Nutzen-Analyse aufgrund fehlender Daten nicht möglich ist. Die benannten Verfahren haben den Vorteil, dass sie anders als die Kosten-Nutzen-Analyse entweder nur Daten zur Erkrankungswahrscheinlichkeit von Kindern oder zur WTP benötigen. Ihr Nachteil gegenüber der Kosten-Nutzen-Analyse besteht darin, dass keine direkte Gegenüberstellung von Kosten und (monetarisiertem) Nutzen erfolgt. Daher kann mit keinem der vorgestellten alternativen Bewertungsansätze die ökonomische Effizienz von umweltpolitischen Kindergesundheitsprojekten bestimmt werden.

Zwar liegt der Kosten-Wirksamkeits-Analyse, der Break Even Analyse und der Bounding Analysis teilweise eine Monetarisierung von Aufwand und/oder Ergebnis zugrunde. Die zu erwartenden Kosten und der Nutzen eines Kinderschutzprojektes, werden aber nicht in der gleichen Einheit miteinander verglichen. Im Rahmen der Risk-Risk- und Health-Health-

Analysis erfolgt gar keine Überführung der Komponenten in Geldeinheiten. Folglich können auch keine Aussagen über die Wirtschaftlichkeit einer Projektvariante getroffen werden. Zudem dürfen die Kosten-Wirksamkeits-Analysen, die Break Even Analyse und die Health-Health-Analysis nur eingesetzt werden, wenn lediglich ein ausgewähltes Krankheitsbild betrachtet werden soll. Da die meisten umweltpolitischen Programme zum Schutz von Kindergesundheit jedoch multiple Nutzeneffekte aufweisen, ist der Anwendungsbereich dieser Analyseverfahren stark eingeschränkt (U.S. EPA et al., 2003: 5-4f).

Sollen Aussagen über eine potentielle Pareto-Verbesserung infolge einer umweltpolitischen Maßnahme zum Schutz von Kindergesundheit getroffen werden, eignet sich also keines der dargestellten Verfahren dazu, die Kosten-Nutzen-Analyse zu ersetzen. Ist die Durchführung einer Kosten-Nutzen-Analyse aufgrund von Datenmangel jedoch nicht möglich, sollte aber trotzdem auf die alternativen Bewertungsverfahren zurückgegriffen werden, um Hinweise auf die Wirksamkeit umweltpolitischer Programme zu erhalten.

7.8 Benefit Transfer

Das Fehlen kinderspezifischer Daten erfordert oft die Übertragung (Benefit Transfer) einer WTP aus anderen Bewertungskontexten. Prinzipiell muss bei der Übernahme von Daten danach unterschieden werden, ob Werte von Erwachsenen auf Kinder oder Werte von Kindern auf Kinder übertragen werden. Die Übertragung von erwachsenenbezogenen WTP-Werte auf einen kinderspezifischen Bewertungskontext kann aus verschiedenen Gründen notwendig sein. Zum einen, weil die direkte Ermittlung spezieller Daten für Kinder zu teuer und zu zeitintensiv wäre. Zum anderen, da kinderspezifische Werte, welche übernommen werden könnten, nicht vorhanden sind.

Im Vordergrund der Ausführungen des „Children’s Health Valuation Handbook“ steht der Transfer von erwachsenenbezogenen WTP auf Kinder²⁰. Hierzu wird ein vierstufiges Verfahren vorgeschlagen, welches in Tabelle 4 zusammengefasst ist.

²⁰ Es sind jedoch auch einige Hinweise für die Übertragung von Werte aus kinderspezifischen Studien auf Kinder in anderen Bewertungskontexten enthalten.

Phasen des Wertetransfers	Arbeitsschritte
1. Beschreibung des umweltpolitischen Problems	<ul style="list-style-type: none"> • Identifikation der Gesundheitseffekte • Charakterisierung der Gesundheitseffekte • Bestimmung der Auswirkungen auf das Wohlergehen • Beschreibung der Populationscharakteristika
2. Beurteilung der Brauchbarkeit vorhandener Studien	<ul style="list-style-type: none"> • Prüfung der Studienqualität • Prüfung der Studienähnlichkeit
3. Übertragung der Daten	<ul style="list-style-type: none"> • Transfer von Punktschätzungen oder Nutzenfunktionen • Anpassung der Werte mittels geeigneter Verfahren
4. Qualitative Beschreibung von Unsicherheiten	<ul style="list-style-type: none"> • Qualitative Darstellung der möglicher Fehlerquellen im Rahmen der Datenübertragung, sofern eine Quantifizierung nicht möglich ist

Tabelle 4: Phasen des Benefit Transfers

7.8.1 Phase 1: Beschreibung des umweltpolitischen Problems

Die erste Phase der Datenübertragung dient der Aufschlüsselung des zu untersuchenden umwelt- oder gesundheitspolitischen Problems und ist in vier Teilschritte gegliedert.

7.8.1.1 Teilschritt 1: Identifikation der Gesundheitseffekte

Der erste Teilschritt bezieht sich auf die Erfassung gesundheitlicher Beeinträchtigungen. Konkret geht es um die Klärung der Frage, wie Gesundheits- und Wohlfahrteffekte definiert sind und gemessen werden. Zu beachten ist hier, dass Expositionen gegenüber der gleichen Umweltkontamination nicht nur zu unterschiedlichen Erkrankungen führen können, sondern dass der gleiche physische Effekt abweichende Auswirkungen auf das individuelle Wohlergehen von Kindern und Erwachsenen haben kann²¹. Weiterhin ist zu prüfen, ob die angewandte Methode zur Messung der Wohlfahrteffekte in der erwachsenenbezogenen Originalstudie auch zur Erfassung von Wohlfahrtseffekten bei Kindern geeignet ist. Die Messung von Wohlfahrtseffekten über die Vermeidung von Einkommensverlusten ist für die Ermittlung des kinderspezifischen Nutzens nicht geeignet (U.S. EPA et al., 2003: 3-4).

²¹ Eine erhöhte Bleikonzentration im Blut kann bei Kindern zu kognitiven Entwicklungsschäden führen, bei Erwachsenen hingegen zu Nierenproblemen oder Bluthochdruck.

7.8.1.2 Teilschritt 2: Charakterisierung der Gesundheitseffekte

Im zweiten Teilschritt steht die ausführliche Charakterisierung der möglichen gesundheitlichen Beeinträchtigungen durch eine ausgewählte Umweltkontamination im Vordergrund. Hierbei geht es um die Klärung fünf grundlegender Fragen, die die Risikounterschiede zwischen Kindern und Erwachsenen betreffen. Zunächst muss die Eintrittswahrscheinlichkeit eines Gesundheitseffekts festgestellt werden. Sind die Realisierungschancen einer Erkrankung in der Originalstudie und der geplanten Analyse nicht identisch, müssen die Werte modifiziert werden. Da die WTP bei einer geringen Reduzierung eines Gesundheitsrisikos eine lineare Beziehung zum Ausmaß des Risikos aufweist, können einzelne Werte pro Reduzierungseinheit berechnet werden (beispielsweise 3 Euro pro einprozentiger Reduzierung des Gesundheitsrisikos). Der lineare Zusammenhang zwischen WTP und dem Ausmaß der Risikoreduzierung gilt jedoch nur bei kleinen Wahrscheinlichkeitsänderungen (U.S. EPA et al., 2003: 3-5).

Des Weiteren ist zu klären, ob die durch eine politische Intervention angestrebte Reduzierung des Gesundheitsrisikos hinsichtlich Häufigkeit, Schwere und Dauer der Erkrankungen in gleicher Weise zum Schutz der Gesundheit von Kindern und Erwachsenen beiträgt.

Als nächstes ist zu prüfen, inwieweit die vorliegenden Gesundheitseffekte durch bestimmte Verhaltensweisen der Betroffenen gemindert oder abgewendet werden können. Fraglich ist hier, ob Kindern und Erwachsenen die gleichen oder zumindest ähnliche Abwehrmechanismen zur Verfügung stehen (U.S. EPA et al., 2003: 3-5).

Außerdem können gesundheitliche Beeinträchtigungen isoliert oder in Kombination mit weiteren Erkrankungen auftreten. Wenn ein Krankheitsbild mit weiteren Symptomen einhergeht, stellt sich die Frage, ob Kinder und Erwachsene in gleicher Weise von diesen zusätzlichen Gesundheitseffekten betroffen sind (U.S. EPA et al., 2003: 3-5). Weiterhin ist denkbar, dass eine Erkrankung ausschließlich bei Kindern oder Erwachsenen in Kombination mit weiteren Beeinträchtigungen auftritt. Da bei isoliert auftretenden Erkrankungen mit geringeren WTP zu rechnen ist als bei kombinatorischen, kann eine Vernachlässigung dieses Effekts zu verzerrten Ergebnissen führen (U.S. EPA et al., 2003: 3-5).

Das Vorliegen einer Latenzperiode zwischen Exposition mit einer Umweltkontamination und dem Auftreten einer Erkrankung bedarf weiterer Beachtung. Grundsätzlich wird die Reduzierung unmittelbarer Gesundheitsrisiken höher bewertet als die verzögert wirksam werdender Gesundheitsgefahren. Für den Fall, dass Unterschiede bezüglich der Latenzzeit zwischen Kindern und Erwachsenen bestehen, müssen diese bei der Entscheidung, ob eine

Übertragung der WTP von Erwachsenen auf Kinder möglich ist, berücksichtigt werden (U.S. EPA et al., 2003: 3-5).

7.8.1.3 Teilschritt 3: Bestimmung der Auswirkungen auf das Wohlergehen

Der dritte Teilschritt bezieht sich auf die Beeinflussung des individuellen Wohlergehens durch gesundheitliche Beeinträchtigungen. Eine Erkrankung ist meist mit Schmerzen, einer bestimmten Anzahl an Krankheitstagen und Kosten für medizinische Behandlungen verbunden. Diese Größen bewirken eine Minderung der individuellen und sozialen Wohlfahrt. Sollen erwachsenenspezifische Daten auf Kinder übertragen werden, ist daher zu prüfen, ob diese Einflussfaktoren auch in Fällen einer Erkrankung von Kindern wirksam werden. Auch kann es weitere Faktoren geben, die Wohlfahrtseffekte bedingen. Eine chronische Erkrankung eines Kindes kann zum Beispiel zahlreiche Fehltag in der Schule herbeiführen, so dass sich die Berufsperspektive des betroffenen Kindes verschlechtert. Zusätzlich zu den genannten Einflussgrößen ist bei einer Erkrankung von Kindern noch mit weiteren Einflussgrößen zu rechnen, die sich auf die individuelle und soziale Wohlfahrt auswirken können. Hierzu gehört beispielsweise die Zeit, die Eltern in die Betreuung erkrankter Kinder investieren und die wiederum Fehltag der Eltern am Arbeitsplatz verursachen. Auch das Mitgefühl der Eltern und die Sorge um das erkrankte Kind, muss im Rahmen der Analyse berücksichtigt werden.

7.8.1.4 Teilschritt 4: Beschreibung der Populationscharakteristika

Der letzte Teilschritt der ersten Phase dient der Aufarbeitung des politischen Sachverhalts und beinhaltet eine Diskussion der demographischen Merkmale der betroffenen Population und zwar in der Originalstudie, wie auch in dem neuen Bewertungszusammenhang. Demographische Merkmale wie Alter, Einkommen, Bildung und Gesundheitsstatus der Originalpopulation können die WTP für die Reduzierung eines umweltbedingten Gesundheitsrisikos beeinflussen. Gleiches gilt auch für die Kinder, auf die die Werte der Originalstudien übertragen werden sollen. Auch hier können Gesundheitszustand, Alter und Bildungsstand Auswirkungen auf die WTP für die Reduzierung von Gesundheitsrisiken haben und sind daher offen zu legen (U.S. EPA et al., 2003: 3-6).

7.8.2 Phase 2: Beurteilung der Brauchbarkeit vorhandener Untersuchungen

Für die Frage, ob die Ergebnisse einer bestimmten Untersuchung zur Übertragung auf den neuen Bewertungszusammenhang geeignet sind, sind zwei Aspekte von Bedeutung. Zum einen die Qualität der Originalstudie und zum anderen ihre Ähnlichkeit mit dem neuen Untersuchungsgebiet. Während sich die Studienqualität auf die Zuverlässigkeit der

Bewertungsmethode und Reliabilität der Ergebnisse bezieht, zielt die Studienähnlichkeit auf die Analogien zwischen der Originalstudie und dem neuen Untersuchungszusammenhang ab. Aufgrund der bereits dargestellten Risiko- und Bewertungsunterschiede muss eine Originalstudie, die den erwachsenorientierten Sachverhalt angemessen beschreibt, nicht zwangsläufig auch den kinderspezifischen Fall adäquat abbilden (U.S. EPA et al., 2003: 3-6).

7.8.2.1 Zur Beurteilung der Studienqualität

Zur Beurteilung der Studienqualität kann zunächst auf Kapitel 7 des „Guidlines for Preparing Economic Analyses“ (U.S. EPA, 2000) zurückgegriffen werden. Darüber hinaus werden im „Children´s Health Valuation Handbook“ weitere Aspekte angeführt, welche bedeutsam sind, wenn die Qualität einer Studie getestet wird, deren Daten auf Kinder übertragen werden sollen (U.S. EPA et al., 2003: 3-7). Hierzu gehören folgende Fragestellungen:

1. Folgt die Originalstudie der derzeit besten Forschungspraxis zur Schätzung von gesundheitsbezogenen WTP-Werten (für Kinder)?

Welches methodische Vorgehen die beste Alternative zur Erhebung von kinderspezifischer WTP für die Reduzierung von Gesundheitsrisiken darstellt, ist noch nicht abschließend geklärt. In Abschnitt 7.5 „Guidlines for Preparing Economic Analyses“ (U.S. EPA, 2000) sind jedoch zahlreiche Empfehlungen für die Erhebung erwachsenorientierter WTP zu finden.

2. Wurde die Originaluntersuchung in einem peer-reviewed Journal veröffentlicht und wird sie häufig von Experten zitiert?

Grundsätzlich stellt die Veröffentlichung in einer begutachteten Zeitschrift einen zuverlässigen Anhaltspunkt für die Qualität einer Studie dar. Da die Anzahl kinderspezifischer Untersuchungen bisher aber sehr begrenzt ist, empfiehlt sich auch die Recherche nach Konferenzbeiträgen, Dissertationen oder bisher nicht veröffentlichten Manuskripten. Die Qualität dieses Materials sollte dann jedoch von unabhängigen Experten beurteilt werden.

3. Sind die Untersuchungsergebnisse konsistent mit den Ergebnissen anderer Studien?

Für den Fall, dass kinderspezifische Werte einer Studie erneut auf Kinder übertragen werden sollen, ist die Anzahl von Vergleichsstudien in der Regel gering. Unabhängig davon, ob kinder- oder erwachsenbezogene Werte übertragen werden sollen, muss beim Abgleich der Ergebnisse darauf geachtet werden, dass die Untersuchungen auf die Messung der gleichen Gesundheits- und Wohlfahrtseffekte abzielen. Nur unter dieser Voraussetzung ist auch eine Vergleichbarkeit der Studien gegeben.

4. Sind die Ergebnisse der Originalstudie konform mit relevanten Theoriekonzepten?

Zu prüfen ist hier, ob die theoretische Basis der Originalstudie auf fundierten ökonomischen Konzepten beruht und ob diese korrekt in der Studie umgesetzt worden sind.

7.8.2.2 Zur Beurteilung der Studienähnlichkeit

Die Beurteilung der Kompatibilität unterschiedlicher Bewertungszusammenhänge erfolgt prinzipiell durch den Vergleich der Originalstudie mit den Charakteristika des neuen Untersuchungsgegenstands. Im Einzelnen beinhaltet dieser Vergleich die folgenden Fragestellungen (U.S. EPA et al., 2003: 3-8f):

1. Gibt es Gemeinsamkeiten zwischen der Originalpopulation und der Population des neuen Untersuchungsbereichs?

Zu prüfen ist hier, ob die demographischen Merkmale der Originalpopulation mit denen der neu zu untersuchenden Population übereinstimmen. Von besonderer Bedeutung bei der Übertragung erwachsenenbezogener Werte auf Kinder ist der sozioökonomische Status.

2. Sind die Gesundheitseffekte im neuen Bewertungskontext vergleichbar mit denen, die in der Originalstudie erhoben wurden?

Negative Umwelteinflüsse können bei Kindern und Erwachsenen zu identischen physischen Reaktionen führen, jedoch mit unterschiedlichen Auswirkungen auf die Gesundheit. Daher ist unbedingt sicherzustellen, dass die gesundheitlichen Folgen eines bestimmten physischen Effekts bei Kindern und Erwachsenen zumindest annähernd identisch sind²².

3. Ist die Messung der Wohlfahrtseffekte kompatibel mit der neu angelegten Studie?

Zu klären ist hier, inwieweit die Methode zur Erfassung der Wohlfahrtseffekte in der Originalstudie auch für die Messung von Wohlfahrtseffekten in einem kinderbezogenen Bewertungskontext geeignet ist. Ein verlorener Arbeitstag ist beispielsweise nicht zweckmäßig, um die Auswirkungen einer Erkrankung bei Kindern wieder zu geben.

4. Sind Originalstudie und neuer Bewertungskontext äquivalent hinsichtlich des Grundrisikos und des Ausmaßes der Risikoreduktion?

Im Allgemeinen wird von einem proportionalen Zusammenhang zwischen der WTP und dem Ausmaß der Risikoreduktion ausgegangen. Wenn der Gefährdungsgrad und das Maß der Risikoreduktion deutlich zwischen der Originalpopulation und der neu zu

²² Ein Beispiel hierfür wäre eine erhöhte Bleikonzentration im Blut, die unterschiedliche Auswirkungen auf die Gesundheit von Kindern und Erwachsenen hat.

untersuchenden Population divergieren, muss über den Transfer der Nutzenfunktion die Änderung der WTP abgeleitet werden.

5. Ähneln sich Originalstudie und neuer Untersuchungszusammenhang hinsichtlich der Schwere der zu erwartenden gesundheitlichen Beeinträchtigungen?

Auch wenn die gleichen Erkrankungen bei Kindern und Erwachsenen infolge eines negativen Umwelteinflusses auftreten, können Dauer, Schwere und Häufigkeit der Beeinträchtigungen differieren. Außerdem ist zu beachten, dass Kinder aufgrund der größeren Anzahl verbleibender Lebensjahre länger unter chronischen Effekten leiden als Erwachsene. Mit chronischen Erkrankungen von Kindern können darüber hinaus indirekte Langzeiteffekte wie Bildungsdefizite einhergehen.

6. Stehen der Population in der Originalstudie vergleichbare Abwehrmechanismen zur Reduzierung der Gesundheitsgefahr zur Verfügung wie den Personen im neuen Bewertungskontext?

Problematisch ist hier, dass Erwachsene zwar versuchen können das Verhalten eines Kindes zu kontrollieren, um Gesundheitsrisiken abzuwenden. Die Kinder müssen diese Verhaltensregeln aber auch befolgen und dazu in der Lage sein, sie umzusetzen. Nur dann stünden Kindern die gleichen Möglichkeiten zur Risikoabwendung zur Verfügung wie den Erwachsenen. Sind sich die Sorgeberechtigten bestimmten Gesundheitsgefahren nicht bewusst oder nehmen sie diese falsch wahr, können die erwachsenbezogenen Daten die kinderspezifischen Werte ebenfalls nicht exakt widerspiegeln.

7.8.3 Phase 3: Übertragung der Daten

Jede Art des Nutzentransfers erfordert eine Anpassung der Daten aus der Originalstudie an den neuen Bewertungszusammenhang. Hierzu müssen die Originaldaten an die neue zu untersuchende Population angenähert werden und zwar unter Berücksichtigung der Risiko- und Bewertungsunterschiede. Für den Transfer von Daten auf einen kinderspezifischen Bewertungskontext kommen zwei Verfahren in Betracht: Zum einen die Übertragung von Punktschätzungen und zum anderen der Transfer von Nutzenfunktionen²³ (U.S. EPA et al., 2003: 3-9).

²³ Prinzipiell kommt als dritte Methode auch noch ein metaanalytisches Verfahren in Betracht. Dieses ist als Transferansatz geeignet, wenn Werte aus mehreren Studien zur Verfügung stehen und zusammengeführt werden sollen. Da im Bereich der Bewertung von Kindergesundheit jedoch die Anzahl der Studien sehr begrenzt ist, wird auf die Metaanalyse im „Children’s Health Valuation Handbook“ nicht weiter eingegangen.

7.8.3.1 Zur Übertragung von Punktschätzungen

Wenn Werte aus erwachsenenorientierten Untersuchungen auf Kinder übertragen werden, kommt es selten vor, dass Originalstudie und neuer Bewertungszusammenhang in Bezug auf alle Parameter identisch sind. Daher müssen punktgenaue WTP-Schätzungen an die neue Population angeglichen werden. Diese Anpassung der Werte muss unter Bezugnahme der Bewertungs- und Risikounterschiede zwischen Kindern und Erwachsenen erfolgen. Für die Berücksichtigung des höheren Wohlstandniveaus von Kindern im Vergleich zur jetzigen Erwachseneneneration wird im „Children’s Health Valuation Handbook“ eine Anpassungsmethode beschrieben. Auf dieses Verfahren wird nachstehend eingegangen. Alle weiteren Anpassungen erwachsenenbezogener Werte an die Merkmale der Kinderpopulation bedürfen einer detaillierten Aufschlüsselung und Begründung (U.S. EPA et al., 2003: 3-9f).

7.8.3.2 Zum Transfer von Nutzenfunktionen

Die Übertragung von Nutzenfunktionen ist im Vergleich zur Übernahme von Punktschätzungen komplizierter, bietet aber auch umfassendere Möglichkeiten zur Anpassung der Originaldaten an die neue Population. Wird eine Zahlungsbereitschaftsfunktion übernommen, können spezifische Größen der neuen Population (wie das Ausgangsrisiko für eine Erkrankung) die Originalwerte in der Funktion ersetzen.

Kritisch anzumerken ist jedoch, dass die Reliabilität des Transfers von Nutzenfunktionen auch von der Übereinstimmung der Koeffizienten der jeweiligen Nutzenfunktionen der Originalstudie und den Parametern des neuen Bewertungskontextes abhängt. Aufgrund der bereits angeführten Risiko- und Bewertungsunterschiede zwischen Kindern und Erwachsenen ist eine weitgehende Übereinstimmung jedoch eher unwahrscheinlich. Altruistische Motive beispielsweise können in einen kinderspezifischen Bewertungskontext einen signifikanten Einfluss auf die Höhe der WTP ausüben. Für die Bewertung der Gesundheit eines Erwachsenen ist diese Größe dagegen weniger von Bedeutung. Werden relevante Einflussfaktoren der kinderspezifischen WTP bei der Übertragung von Nutzenfunktionen ignoriert, führt dies zu Verzerrungen (U.S. EPA et al., 2003: 3-10).

7.8.3.3 Annäherung aktueller WTP an ein zukünftiges Wohlstandsniveau

Generell wird davon ausgegangen, dass der gesellschaftliche Wohlstand stetig zunimmt. Im „Children’s Health Valuation Handbook“ wird ein Verfahren beschrieben, mit dem die WTP

aus einer erwachsenenorientierten Originalstudie an das erwartende Wohlstandsniveau der Kinder im späteren Erwachsenenalter angepasst werden kann²⁴.

Abbildung 2 zeigt die Gleichung, mit der die WTP der aktuellen Erwachsenengeneration für die Reduzierung eines Gesundheitsrisikos in eine zukünftige erwachsenorientierte WTP überführt werden kann und zwar unter Berücksichtigung des steigenden Wohlstandsniveaus einer Gesellschaft (U.S. EPA et al., 2003: 3-10f).

$$WTP(f) = [(1+g)^e] * WTP(p)$$

WTP(.) = erwachsenenbezogene WTP für die Reduzierung des eigenen Gesundheitsrisikos

f und p = zukünftige (future) und gegenwärtige (present) Erwachsenengeneration

g = Gesamtzuwachs des Einkommens der zukünftigen Erwachsenengeneration im Vergleich zu gegenwärtigen Erwachsenengeneration

e = Einkommenselastizität

Abbildung 2: Anpassung des Wohlstandsniveaus der aktuellen Erwachsenengeneration an zukünftige Erwachsenengenerationen

Die Anwendung dieser Gleichung auf die erwachsenenbezogenen WTP bewirkt eine Annäherung an den kinderorientierten Bewertungszusammenhang und führt damit zu solideren Schätzungen der ökonomischen Vorteilhaftigkeit politischer Interventionen.

7.8.4 Phase 4: Qualitative Beschreibung von Unsicherheiten

Die Übertragung erwachsenenbezogener WTP auf Kinder ist, wie dargestellt, mit zahlreichen Unsicherheiten verbunden. Die große Anzahl möglicher Fehlerquellen beruht in erster Linie auf den genannten Risiko- und Bewertungsunterschieden zwischen Kindern und Erwachsenen. Aus diesem Grund stellt der Transfer erwachsenenbezogener Daten auf Kinder auch nur eine Annäherung an die „wahre“ WTP für die Reduzierung umweltbedingter Gesundheitsrisiken für Kinder dar. Die übertragenen und gegebenenfalls an den neuen Bewertungskontext angepassten Werte können sowohl nach oben als auch nach unten von den eigentlichen kinderspezifischen WTP abweichen. Wichtig ist jedoch, die möglichen Gründe für Verzerrungen der WTP zu diskutieren und anzugeben, ob eher Über- oder Unterschätzungen der Werte zu erwarten sind. Darüber hinaus sollten auch die

²⁴ Dieses Verfahren muss nur im Rahmen der Werteübertragung von Erwachsenen auf Kinder angewandt werden. Wird die WTP für die Reduzierung eines Gesundheitsrisikos über die Eltern erhoben ist eine Datenanpassung nicht notwendig, da Eltern das steigende Wohlstandsniveau bei der Formulierung der WTP berücksichtigen (U.S. EPA et al., 2003: 3-10).

Übertragungstechnik an sich kritisch betrachtet und eventuelle Grenzen und Fehlerquellen der Methode offen gelegt werden (U.S. EPA et al., 2003: 3-11f).

7.8.5 Zwischenfazit

Die Übertragung von erwachsenenorientierter WTP zur Reduzierung eines umweltbedingten Gesundheitsrisikos auf Kinder ist aufgrund des Mangels an kinderspezifischen Untersuchungen notwendig. Allerdings ist der Transferprozess mit vielen Unsicherheiten verbunden, welche auf Risiko- und Bewertungsunterschieden zwischen Kindern und Erwachsenen beruhen. Wird die Nutzenkomponente im Rahmen einer Kosten-Nutzen-Analyse über Transfermethoden ermittelt, dürfen Aussagen zur Effizienz politischer Maßnahmen nur als grobe Schätzungen interpretiert werden.

In Fällen, wo ungefähre Annäherungen an die Wirksamkeit umwelt- oder gesundheitspolitischer Maßnahmen zum Schutz von Kindergesundheit nicht ausreichen, sollte eine spezifische WTP für Kinder ermittelt werden. Zu beachten ist hier jedoch, dass auch die direkte Erhebung einer WTP für die Reduzierung eines Gesundheitsrisikos für Kinder mit Unsicherheiten und Verzerrungen einhergehen kann. Grundsätzlich kann empfohlen werden, die Unsicherheiten und möglichen Fehlerquellen einer direkten Erhebung kinderspezifischer WTP gegen die eines Nutzentransfers abzuwiegen und auf Basis dieses Vergleichs eine Entscheidung für eine der genannten Vorgehensweisen zu treffen (U.S. EPA et al., 2003: 3-12).

7.9 Zur Zusammenarbeit von Risikobewertern und Ökonomen

Abschließend wird im „Children’s Health Valuation Handbook“ auf die Wichtigkeit einer kontinuierlichen Zusammenarbeit von Risikobewertern und Ökonomen hingewiesen. Die Untersuchung der Wirtschaftlichkeit einer umweltpolitischen Maßnahme zur Reduzierung von Gesundheitsrisiken erfordert die Offenlegung verschiedener Aspekte, die die bestehende Gefährdungssituation kennzeichnen. Diese Risikocharakterisierung wird in der Regel von Risikobewertern übernommen. Ein frühzeitiger Informationsaustausch zwischen den Akteuren soll jedoch gewährleisten, dass im Rahmen der Risikoabschätzung auch die Daten bereitgestellt werden, welche für die ökonomische Analyse politischer Intervention benötigt werden. Diesbezüglich wird im „Children’s Health Valuation Handbook“ erläutert, welche Fragestellungen für eine zielgerichtete Kommunikation zwischen Risikobewertern und Ökonomen von Bedeutung sind. Hierzu gehört einerseits eine Abstimmung über die zu erwartenden umweltbedingten Gesundheitseffekte und deren Erfassung. Andererseits aber

auch der Austausch über Ausmaß der aktuellen Umweltbelastung und eine Prognose über zukünftige Änderungen der Belastungsstärke.

Des Weiteren sollten Ökonomen über die soziodemographischen Merkmale und die Altersverteilung der gefährdeten Population aufgeklärt werden. Schließlich sind die Unsicherheiten, welche mit dem Prozess der Risikoevaluierung verbunden sind, gemeinsam von Risikobewertern und Ökonomen zu diskutieren und wenn möglich zu quantifizieren (U.S. EPA ET AL., 2003: 6-4f). Zusätzlich wird die Einbeziehung externer Experten, beispielsweise aus der Industrie, empfohlen, um eventuell auftretende Unsicherheit bei der Abschätzung von Gesundheitsrisiken und Wohlfahrtseffekten zu beheben (U.S. EPA et al., 2003: 6-3).

7.10 Abschließende Bemerkung zum „Children´s Health Valuation Handbook“

Das „Children´s Health Valuation Handbook“ liefert einen kompakten Überblick über die besonderen Herausforderungen, welche mit der Ermittlung des kinderspezifischen Nutzens umweltpolitischer Maßnahmen zum Schutz von Kindergesundheit verbunden sind. Grundsätzlich sollte die Ermittlung des Nutzens entsprechend des „Children´s Health Valuation Handbook“ über die Bestimmung der WTP erfolgen. Diesbezüglich werden verschiedene Methoden zu Erfassung der WTP dargestellt, wovon letztlich für die Erhebung der kinderspezifischen Präferenzen nur der „Stated Preferences“ Ansatz geeignet erscheint.

Wie eine Befragung zu umweltpolitischen Gesundheitsprojekten für Kinder konkret umgesetzt werden kann, bleibt im „Children´s Health Valuation Handbook“ aber offen. Klar herausgestellt wird indes, dass (kleine) Kinder nicht direkt nach ihren Präferenzen in Bezug auf die Gesundheit befragt werden können. Ergänzende Hinweise auf weiterführende Literatur zur empirischen Erhebung von kinderspezifischer WTP über Stellvertreter sowie die damit verbundenen Herausforderungen werden dennoch nur begrenzt angeführt. Zwar wird auf einige konzeptionelle Probleme eingegangen, welche mit der direkten Erhebung kinderspezifischer WTP einhergehen können, wie beispielsweise die Wahl der Perspektive. Insgesamt sind die Informationen im „Children´s Health Valuation Handbook“ jedoch eher allgemein und für die praktische Umsetzung von Zahlungsbereitschaftsanalysen nur begrenzt hilfreich.

Positiv hervorzuheben ist die ausführliche Darstellung der Risiko- und Bewertungsunterschiede zwischen Kindern und Erwachsenen. Die genannten Unterschiede führen einerseits dazu, dass für die ökonomische Bewertung der Gesundheit von Kindern und Erwachsenen jeweils eigenständige Betrachtungen notwendig sind. Andererseits sind die

genannten Differenzen für die Übertragung von WTP- und zum Teil auch COI-Werten von Erwachsenen auf Kinder (Benefit Transfer) bedeutsam.

Da es aus verschiedenen Gründen oft nicht möglich ist, kinderspezifische Daten zu erheben, sind für die Ermittlung des Nutzens eines umweltpolitischen Gesundheitsprogramms die „Checklisten“ zum Benefit Transfer nützlich. Die detaillierte und klar strukturierte Darstellung ermöglicht eine gute Nachvollziehbarkeit und eine direkte Anwendung in der Praxis. Fraglich ist jedoch, warum der Übertragung von Werten aus anderen Studien so viel Aufmerksamkeit entgegengebracht wird. In Anbetracht der zahlreichen Verzerrungen, welche aus dem Transfer der Werte von Erwachsenen auf Kinder resultieren können, sollte die gesonderte Erfassung kinderspezifischer WTP und COI stärker im Vordergrund stehen.

Unklar ist auch, warum entsprechend des „Children’s Health Valuation Handbook“ der Nutzen eines Gesundheitsprojekts entweder über die WTP- oder die COI-Methode erfolgen soll. Berücksichtigt man auch die gesundheitsökonomische Literatur, müsste sowohl die WTP als auch die COI zur Bestimmung des gesamten Nutzens eines Gesundheitsprojekts ermittelt werden. Zudem ist die COI-Methode zur alleinigen Bestimmung des Nutzens eines umweltpolitischen Gesundheitsprojekts generell ungeeignet, wenn Aussagen über eine potentielle Pareto-Verbesserung getroffen werden sollen. Schließlich können über die Kalkulation der COI keine immateriellen Effekte berücksichtigt werden, so dass auch keine Rückschlüsse auf eine Wohlfahrtsänderung möglich sind.

Insgesamt liefert das „Children’s Health Valuation Handbook“ aber einige nützliche Hinweise und zeigt unterschiedliche Probleme bei der Durchführung ökonomischer Bewertungen umweltpolitischer Programme zum Schutz von Kindergesundheit auf. In Bezug auf konkrete Probleme und eine praktische Umsetzung von Kosten-Nutzen-Analysen zur Bewertung von Kindergesundheit werden jedoch kaum Lösungen präsentiert. Stattdessen wird mehrfach auf die allgemeinen Empfehlungen des „Guidelines for Preparing Economic Analysis“ verwiesen. Zudem wird auf die in der wissenschaftlichen Literatur häufig angeführten konzeptionellen und methodischen Probleme, wie der Einfluss altruistischer Motive, die Auswahl eines Haushaltsmodells oder Effekte sozialer Erwünschtheit, gar nicht oder nur kurz eingegangen. Dadurch bleibt unklar, wie auf diese Herausforderungen zu reagieren ist.

Insgesamt eignet sich das „Children’s Health Valuation Handbook“ als Einstieg in den Themenkomplex „Ökonomische Bewertungen“ in Bezug auf „Kindergesundheit und Umweltgefahren“. Letztlich wird es damit dem Anspruch einen informativen Charakter zu besitzen gerecht, liefert für den informierten Leser aber nur begrenzten Erkenntnisgewinn.

8 Vergleich von PEPA und „Children´s Health Valuation Handbook“

Das „Children´s Health Valuation Handbook“ und das PEPA zeigen Möglichkeiten auf, um umweltpolitische Maßnahmen zum Schutz von Kindergesundheit ökonomisch zu bewerten. In beiden Dokumenten wird die Kosten-Nutzen-Analyse als bevorzugte Bewertungsmethode benannt. Begründet wird diese Empfehlung damit, dass nur die Kosten-Nutzen-Analyse Rückschlüsse auf die ökonomische Effizienz ermöglicht. Das PEPA stellt die Ermittlung der Kosten, die durch verkehrsbedingte Erkrankungen verursacht werden, in den Vordergrund. Das „Children´s Health Valuation Handbook“ konzentriert sich hingegen auf die Erfassung des Nutzens infolge der Reduzierung umweltbedingter Erkrankungen.

Gemäß beiden Dokumenten sollen der (immaterielle) Nutzen /die immateriellen Kosten von Kindergesundheitsprojekten berücksichtigt werden. Zur Messung der WTP wird die „Stated Preferences“ Methode empfohlen in Übereinstimmung mit der aktuellen wissenschaftlichen Literatur. Dabei besteht Einigkeit darüber, dass Kinder nicht selbst sondern deren Eltern nach einer WTP befragt werden müssen. Bezüglich der Frage, ab welchem Alter die Präferenzen von Kindern im Rahmen ökonomischer Evaluationen berücksichtigt werden sollten, werden jedoch keine weiterführenden Empfehlungen formuliert.

Im PEPA wird für die Kalkulation der umweltbedingten direkten Kosten zusätzlich auf den COI-Ansatz verwiesen entsprechend gesundheitsökonomischer Ansätze. Das „Children´s Health Valuation Handbook“ schlägt dagegen vor, die COI alternativ zu bestimmen, wenn die Erhebung der WTP nicht möglich ist. Dadurch würden jedoch die immateriellen Effekte nicht erfasst, was zu einer Unterschätzung des volkswirtschaftlichen Nutzens eines Kindergesundheitsprojekts führen würde.

Aus beiden Dokumenten geht übereinstimmend hervor, dass die praktische Umsetzung von Kosten-Nutzen-Analysen zur Bewertung von Kindergesundheit noch mit vielen Unsicherheiten behaftet ist. Gründe dafür sind Schwierigkeiten bei der Erfassung kinderspezifischer ökonomischer Kennzahlen sowie die unzureichende Verfügbarkeit spezieller epidemiologischer Daten.

Aufgrund dieses Datenmangels werden im „Children´s Health Valuation Handbook“ und im PEPA Möglichkeiten einer Übertragung von erwachsenenbezogenen Werten auf Kinder diskutiert. In diesem Kontext wird im „Children´s Health Valuation Handbook“ intensiv auf den Transfer der WTP von Erwachsenen auf Kinder eingegangen. Dagegen wird im PEPA die potentielle Nutzung erwachsenenbezogener Ursache-Wirkungs-Beziehungen in kinderspezifischen Analysen erörtert.

Letztlich ist die Verwendung erwachsenenbezogener Daten in kinderspezifischen Bewertungszusammenhängen aber kritisch zu beurteilen. Die Ergebnisse solcher Analysen dürfen höchstens als grobe Annäherungen an das „wahre“ Nutzen-Kosten-Verhältnis verstanden werden. Grund dafür sind die erheblichen Risiko- und Bewertungsunterschiede zwischen Kindern und Erwachsenen, die in beiden Dokumenten ausführlich thematisiert werden. Infolge dieser Unterschiede können Kosten und Nutzen aus erwachsenenbezogenen Untersuchungen weder die höhere Gesundheitsgefährdung von Kindern durch Umweltrisiken noch die besondere Wertschätzung von Kindergesundheit angemessen berücksichtigen.

Eine andere Möglichkeit, dem Problem fehlender Werte bei Kosten-Nutzen-Analysen zu begegnen, ist der Rückgriff auf alternative Bewertungsmethoden. Im „Children’s Health Valuation Handbook“ werden hierfür verschiedene Ansätze vorgestellt. Diese Verfahren benötigen zur Bewertung eines Programms entweder nur Daten zum Erkrankungsrisiko von Kindern oder die WTP. Der Nachteil dieser Methoden ist jedoch, dass sie keine Messung der ökonomischen Effizienz eines Kindergesundheitsprojekts erlauben. Unabhängig davon, kann die Anwendung zusätzlicher Bewertungsverfahren aber der Absicherung der Ergebnisse einer Kosten-Nutzen-Analyse dienen.

Fraglich ist, warum im „Children’s Health Valuation Handbook“ und auch im PEPa kaum explizit auf die praktische Durchführung von Zahlungsbereitschaftsanalysen eingegangen wird. Die besonderen methodischen und konzeptionellen Anforderungen, die die Erhebung kinderbezogener WTP an den Forscher stellt, werden weder im PEPa noch im „Children’s Health Valuation Handbook“ weiter ausgeführt. Die vielfach in der Wissenschaft diskutierten Quellen für mögliche Verzerrungen der Daten bleiben außen vor. Im „Children’s Health Valuation Handbook“ wird lediglich kurz auf den Einfluss altruistischer Motive eingegangen, jedoch ohne Lösungsansätze aufzuzeigen. Somit bleibt unklar, wie mit den verschiedenen Bewertungsproblemen umzugehen ist. Um kinderbezogene Studien durchführen zu können, sollten die Dokumente detaillierter auf die spezifischen Probleme eingehen, die hiermit verbunden sind.

Hilfreich für die Erhebung kinderbezogener WTP wären praxisbezogene Hinweise zum Untersuchungsdesign und ein Leitfaden für die Konstruktion eines zuverlässigen Erhebungsinstruments. Denkbar wäre in diesem Zusammenhang auch die Entwicklung einer Itematterie, welche hinsichtlich ihrer Messgüte ausreichend getestet ist. Hieraus könnten dann jeweils zumindest einige geeignete Fragen für den konkreten Bewertungszusammenhang übernommen werden. Dies würde die Erhebung kinderspezifischer WTP in der Praxis zum einen vereinfachen und zum anderen die Datenqualität verbessern. Schließlich wären auch

detaillierte Empfehlungen zur Bestimmung der direkten und indirekten Kosten- und Nutzeneffekte wünschenswert, um die Durchführung der Kosten-Nutzen-Analysen zu erleichtern. Auf diese Weise könnte die Akzeptanz von ökonomischen Bewertungsverfahren in der Umweltpolitik insgesamt gesteigert werden.

9 Abschließende Bemerkung

Die Reduzierung gesundheitsschädlicher Umwelteinflüsse zählt mittlerweile zu den zentralen Aufgaben der internationalen Umweltpolitik. Besondere Aufmerksamkeit gilt dabei dem Schutz von Kindergesundheit, da Kinder besonders sensibel auf negative Umwelteinflüsse reagieren.

In Anbetracht knapper finanzieller Ressourcen und kontinuierlich steigender Ausgaben für die Erhaltung der öffentlichen Gesundheit ist aktuell nicht mehr nur die Wirksamkeit sondern auch die Wirtschaftlichkeit umweltpolitischer Intervention von großer Bedeutung. Vor diesem Hintergrund ist ein steigendes Interesse politischer Entscheidungsträger an ökonomischen Bewertungsverfahren, insbesondere der Kosten-Nutzen-Analyse, zu beobachten.

Bisher wurden Kosten-Nutzen-Analysen vor allem in der Wissenschaft und im Bereich allgemeiner Umweltbewertungen, zum Beispiel im Naturschutz eingesetzt. Die aktuelle Entwicklung in der Umweltpolitik lässt aber darauf schließen, dass die Kosten-Nutzen-Analyse zukünftig auch zum Einsatz kommen wird, um die Effizienz von Kindergesundheitsprojekten zu prüfen. Beispielhaft hierfür sind die Konzeption eines Leitfadens zur Durchführung von Kosten-Nutzen-Analysen im Rahmen des PEP und PEPa sowie die Formulierung des „Children’s Health Valuation Handbook“.

Auf theoretischer Ebene haben sich Ökonomen über die wesentlichen Inhalte der monetären Bewertung von Gesundheitsprogrammen verständigt. So ist der volkswirtschaftliche Nutzen definiert als „maximale Zahlungsbereitschaft der Projektbefürworter“. Unter dem volkswirtschaftlichen Kosten werden die „minimalen Entschädigungsforderungen der Projektgegner“ verstanden. Für eine Kosten-Nutzen-Analyse sind direkte und indirekte materielle sowie immaterielle Kosten- und Nutzenkomponenten relevant. Die Ermittlung der materiellen und immateriellen Effekte eines umweltpolitischen Gesundheitsprojekts kann über direkte und indirekte Bewertungsmethoden erfolgen. Abbildung 3 zeigt, wie der volkswirtschaftliche Nutzen eines Programms zum Schutz von Gesundheit erhoben werden kann.

Ein in der Wissenschaft viel diskutierter Punkt in Verbindung mit kinderbezogenen Kosten-Nutzen-Analysen ist, dass Kinder nicht direkt nach einer WTP für die Erhaltung ihrer

Gesundheit befragt werden können. Stattdessen muss auf die elterliche WTP zurückgegriffen werden. Die Erhebung einer WTP über Stellvertreter kann jedoch zu Verzerrungen der Daten führen. Verantwortlich hierfür können unter anderem Effekte sozialer Erwünschtheit, der Einfluss altruistischer Motive aber auch die Unterstellung eines unpassenden Haushaltsmodells sein.

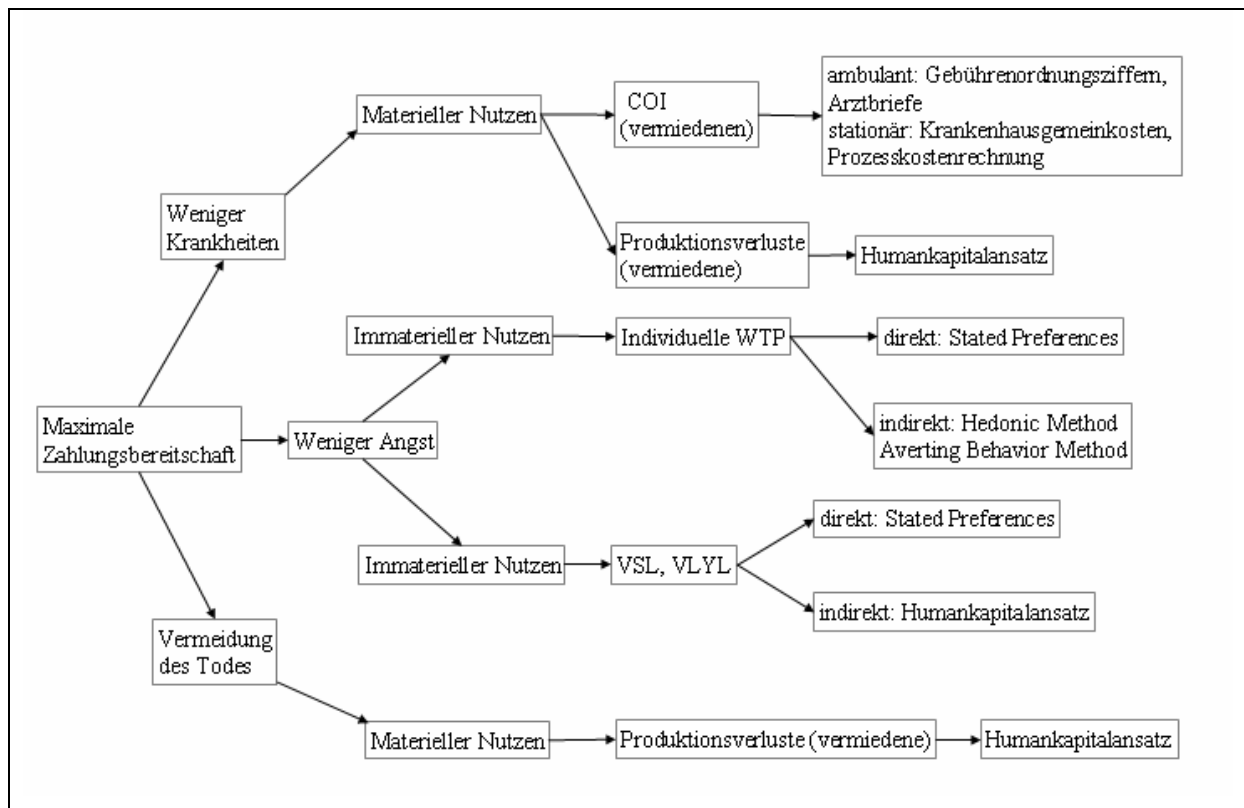


Abbildung 3: Methoden zur Bestimmung des volkswirtschaftlichen Nutzens umweltpolitischer Kinderschutzprojekte

Die Aufarbeitung der politischen Empfehlung zur ökonomischen Bewertung von Kindergesundheitsprojekten zeigt, dass es hinsichtlich der praktischen Durchführung von Kosten-Nutzen-Analysen noch weiterer Abstimmung bedarf. Eine besondere Herausforderung bei der ökonomischen Bewertung von Kindergesundheitsprojekten stellt die Tatsache dar, dass häufig keine eindeutigen Aussagen über die Ursache-Wirkungs-Beziehungen zwischen Umweltkontaminationen und dem Erkrankungsrisiko von Kindern getroffen werden können. Dadurch ist es einerseits unmöglich, die Krankheitskosten beziehungsweise deren Einsparungen durch ein umweltpolitisches Projekt klar zu beziffern. Andererseits ist es schwierig, eindeutige Aussagen über das Erkrankungsrisiko von Kindern durch bestimmte Umwelteinflüsse zu treffen. Des Weiteren ist auf methodischer und konzeptioneller Seite nicht geklärt, wie mögliche Verzerrungen, verursacht durch die Erhebung einer kinderbezogenen WTP über die Eltern, reduziert beziehungsweise kontrolliert werden können.

Somit stellen auch die aktuellen umweltpolitischen Empfehlungen zur Durchführung ökonomischer Bewertungen von Kindergesundheit, wie das PEPA oder das „Children’s Health Valuation Handbook“, keine gebrauchsfähigen Modelle zur Realisierung kinderbezogener Kosten-Nutzen-Analysen bereit. Für die bestehenden Bewertungsprobleme stellen auch sie keine zufrieden stellenden Lösungen bereit. Dies hat zur Folge, dass auf die spezifischen Herausforderungen, die mit der Umsetzung von kinderbezogenen Kosten-Nutzen-Analysen verbunden sind, in der Praxis noch unterschiedlich reagiert wird. Verschiedene Vorgehensweisen können aber zu abweichenden Ergebnissen für den gleichen Bewertungszusammenhang führen. Entsprechend ist die Reliabilität von Kosten-Nutzen-Analysen für Kindergesundheitsprojekte derzeit noch gering. Dies erschwert die Berücksichtigung ökonomischer Bewertungen in der Politik.

Vor diesem Hintergrund muss es zukünftig darum gehen, einheitliche Durchführungsstandards für die praktische Umsetzung ökonomischer Bewertungen von Kindergesundheitsprojekten zu entwickeln. So besteht insgesamt noch Forschungs- und Diskussionsbedarf, um die Qualität und damit die Aussagekraft von Kosten-Nutzen-Analysen für den Bereich „Umweltpolitik und Kindergesundheit“ zu verbessern. Zum einen wird es Aufgabe der Medizin sein, die Lücken in Bezug auf epidemiologische Daten zur Kindergesundheit und Umweltkontaminationen zu schließen. Zum anderen ist auf ökonomischer Seite weitere Forschungsarbeit nötig, damit die beschriebenen Probleme bei der Erhebung einer kinderspezifischen WTP gelöst werden können.

Bis zur Abstimmung darüber, wie den Anforderungen, die kinderbezogene Kosten-Nutzen-Analysen an den Forscher stellen, in der Praxis zu begegnen ist, dürfen die Untersuchungsergebnisse nur als grobe Schätzungen der Effizienz interpretiert werden. Trotzdem sollten ökonomische Bewertungen im Rahmen politischer Entscheidungsfindung Beachtung finden, um Anhaltspunkte für das Kosten-Nutzen-Verhältnis von Kindergesundheitsprojekten zu bekommen. Darüber hinaus könnte die WTP als präferenzbasiertes Nutzenmaß Aufschluss über das generelle Interesse der Bürger an einer politischen Maßnahme geben.

10 Literatur

- Agee, M. D. und Crocker, T. D. (1996): Parents' Discount Rates for Child Quality. *Southern Economic Journal*, 63: 36-50.
- ALBERINI, A. und CHIABAI, A. (2006): Urban environmental health and sensitive populations: How much are the Italiens willing to pay to reduce their risks? *Regional Science and Urban Economics*, 37: 239-258.
- BANASIAK, U.; HESEKER, H.; SIEKE, C.; SOMMERFELD C. und VOHMANN, C. (2005): Abschätzung der Aufnahme von Pflanzenschutzmittel-Rückständen in der Nahrung mit neuen Verzehrsmengen für Kinder. *Bundesgesundheitsblatt-Bundesgesundheitsforschung-Bundesgesundheitschutz*, 48: 84-98.
- BATEMAN, I. J. und MUNRO, A. (2006): Household versus individual valuation: What's the difference? <http://www.oecd.org/dataoecd/1/29/37585613.pdf> zugegriffen am 15.8.2009.
- BERGSTROM, T. (1982): When is a Men's Worth More Than His Human Capital? Department of Economics, University of California, Santa Barbara. Paper No. 1982d.
- BLOMQUIST, G. C. (2003): Self Protection and Averting Behaviour, Values of Statistical Lives, and Benefit Cost Analysis of Environmental Policy. National Center for Environmental Economics, Working Paper No. 03-02, March.
- BOESCH, H.-J.; KAHLMEIER, S.; SOMMER, H.; VON KEMPEN, E.; STAATSEN, B. und RACIOPPI, F. (2008): Economic Valuation of transport-related health effects. Review of methods and development of practical approaches, with a special focus on children. World Health Organization (WHO) Regional Office for Europe, Denmark.
- BRANDES, W.; RECKE, G. und BERGER, T. (2001): Produktions- und Umweltökonomie. Band I. Verlag Eugen Ulmer, Stuttgart.
- BREYER, F. und ZWEIFEL, P. (1999): Gesundheitsökonomie. Springer, Berlin Heidelberg New York.
- Bundshaushaltsordnung, Bundesministerium der Justiz. Geltung ab 14.7.1990; zuletzt geändert am 29.07.2009. <http://bundesrecht.juris.de/bundesrecht/bho/gesamt.pdf> zugegriffen am 17.7.2009.
- CHAMLEY, G. und PUTZRATH, R. M. (2001): Children's Health, Susceptibility and Regulatory Approaches to Reducing Risks from Chemical Carcinogens. *Environmental Health Perspectives*, 109 (2): 187-192.
- DICKIE, M. und GERKING, S. (2005): "Valuing Children's Health: Parental Perspective". Present volume.

- DUBOURG, W. R.; JONES-LEE, M. W. und LOOMES, G. (1994): Imprecise preferences and the WTP - WTA disparity. *Journal of Risk and Uncertainty*, 9: 115-133.
- Ecoplan, Infras (2008): Externe Kosten des Verkehrs. *Aufdatierung für das Jahr 2005 mit Bandbreiten*. Berne, Ecoplan.
- ESSER, H. (1986): Können Befragte Lügen? Zum Konzept des „wahren Wertes“ im Rahmen der handlungstheoretischen Erklärung von Situationseinflüssen bei der Befragung. In: *Kölner Zeitschrift für Soziologie und Sozialpsychologie*, 38: 314-336.
- Executive Order 13045—Protection of Children From Environmental Health Risks and Safety Risks. Vom 23.04.1997. http://frwebgate.access.gpo.gov/cgi-bin/getdoc.cgi?dbname=1997_register&docid=fr23ap97-130.pdf zugegriffen am 14.08.2009.
- FADEN, R. und BEAUCHAMP, T. (1996) *A History and Theory of Informed Consent*, Oxford University Press, Oxford, U.K.
- FISCHHOFF, B.; LICHTENSTEIN, S.; READ, S. und COMBS, B. (1978): How Safe is Safe Enough? A Psychometric Study of Attitudes Toward Technological Risks and Benefits. *Policy Sciences*, 9: 127-152.
- GREINER, W. (2007): Die Berechnung von Kosten und Nutzen. In: Schöffski, O.; Schulenburg J.-M. [Hrsg.]: *Gesundheitsökonomische Evaluationen*, Springer, Berlin.
- HAMMITT, J. K. und GRAHAM, J. (1999): Willingness to Pay for Health Protection: Inadequate Sensitivity to Probability? *Journal of Risk and Uncertainty*, 18: 33-62.
- HARBAUGH, W. T.; KRAUSE, K. und VESTERLUND, L. (2002): Risk Attitudes of Children and Adults: Choices Over Small and Large Probability Gains and Losses. *Experimental Economics*, 5: 53–84.
- HOFFMANN, S. (2007): Since Children are not little adults – socially – What’s an environmental economist to do? *Duke Environmental Law & Policy Forum*.
- JENKINS, R. R.; OWENS, N. und WIGGINS, L. B. (2001): Valuing Reduced Risks to Children: The Case of Bicycle Safety Helmets, *Contemporary Economic Policy*. 19 (4): 397-408.
- JOHANNESSON, M. und JOHANSSON, P.-O. (1996): To Be or Not Be, That is the Question: An Empirical Study on the WTP for an Increased Life Expectancy at an Advanced Age. *Journal of Risk and Uncertainty*, 13: 163-174.
- JOHANNESSON, M. und JOHANSSON, P.-O. (1997): Quality of Life and the WTP for An Increased Life Expectancy at an Advanced Age. *Journal of Public Economics*, 65: 219-228.
- KLOSE, T. (1999): The contingent valuation method in health care. *Healthy Policy*, 47: 97-123.

- Kommission der Europäischen Gemeinschaft: Mitteilung der Kommission an den Rat, das Europäische Parlament und den Europäischen Wirtschafts- und Sozialausschuss: Eine europäische Strategie für Umwelt und Gesundheit. Brüssel, den 11.06.2003, KOM (2003) 338 endgültig.
- LIU, J.-T.; HAMMITT, J. K.; WANG, J.-D. und LIU, J.-L. (2000): Mother's Willingness to Pay for Her Own and Her Child's Health: A Contingent Valuation Study in Taiwan. *Health Economics*, 9: 319-326.
- MARGGRAF, R. (2005): Ökonomische Grundlagen der Umweltbewertung. In: Marggraf, R.; Bräuer, I.; Fischer, A.; Menzel, S.; Stratmann, U. und Suhr, A.: Ökonomische Bewertung bei umweltrelevanten Entscheidungen. Einsatzmöglichkeiten von Zahlungsbereitschaftsanalysen in Politik und Verwaltung. Metropolis-Verlag, Marburg.
- MOUNT, T., WENG, W.; SCHULZE, W. und CHESTNUT, L. (2001): Automobile Safety and the Value of Statistical Life in the Family: Valuing Reduced Risks for Children, Adults and the Elderly. Paper presented at the 2001 Association of Environmental and Resource Economists Workshop, Bar Harbor, Maine, June 13-15.
- OECD (2006-2008): Valuation of Environment-Related Health Impacts with a particular Focus on Children (VERHI Children). http://www.oecd.org/site/0,3407,en_21571361_36146795_1_1_1_1,00.html zugegriffen am 28.09.2009.
- ROYCE, S. E. (1992): Case Studies in Environmental Medicine: Lead Toxicity, ATSDR. Department of Health and Human Services. 8, Atlanta.
- SCAPECCHI, P. (2007): Use of Evaluation Tools in Policymaking and Health Implications for Children. OECD, Paris. <http://www.oecd.org/dataoecd/6/51/39647256.pdf> zugegriffen am 19.06.2009.
- SCHNELL, R.; HILL, P. B. und ESSER, E. (1999): Methoden der empirischen Sozialforschung. R. Oldenbourg Verlag, München, Wien.
- SCHÖFFSKI, O. (2007): Grundformen Gesundheitsökonomischer Evaluationen. In: Schöffski, O.; Schulenburg, J.-M. [Hrsg.], (2007): Gesundheitsökonomische Evaluationen, Springer, Berlin.
- SCHÖFFSKI, O. (2007): Nutzentheoretische Lebensqualitätsmessung. In: Schöffski, O.; Schulenburg, J.-M. [Hrsg.] (2007): Gesundheitsökonomische Evaluationen. Springer, Berlin.
- SLOVIC, P. (1987): Perceptions of Risk. *Science*, 30(4): 423-439.
- TAMBURLINI, G. (2006): Overview of the Risks Differences between Children and Adults. In: Economic Valuation of Environmental Health Risks to Children. OECD, Paris.
- TOLLEY, G. und FABIAN, R. (1999): Contingent Valuation and Valuing Children's Health. Paper prepared for U.S. EPA Environmental Policy and Economics Workshop Valuing Health for

- Environmental Policy with Special Emphasis on Children's Health Issues. March 24-25, 1999, Silver Spring, MD.
- U.S. ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY (U.S. EPA) (2009): Background document supporting the workgroup's recommendations to CHAP on children's health valuation issues. http://yosemite.epa.gov/OCHP/OCHPWEB.nsf/content/whatwe_recomm_bckgrnd.htm zugegriffen am 19.06.2009.
- U.S. ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY (U.S. EPA) (2000): Guidelines for Preparing Economic Analyses. EPA 240-R-00-003. Washington, D.C.
- U.S. ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY (U.S. EPA), OFFICE OF CHILDREN'S HEALTH PROTECTION; OFFICE OF POLICY ECONOMICS AND INNOVATION; NATIONAL CENTER FOR ENVIRONMENTAL ECONOMICS (2003): Children's Health Valuation Handbook. EPA 100-R-03-003. Washington, D.C.
- Übereinkommen über die Rechte des Kindes. UN-Kinderrechtskonvention im Wortlaut mit Materialien vom 20. November 1989. <http://www.national-coalition.de/pdf/UN-Kinderrechtskonvention.pdf> zugegriffen am 21.09.2009.
- Umweltbundesamt: Aktionsprogramm Umwelt und Gesundheit: Berücksichtigung der Risikogruppe Kind bei der Ableitung gesundheitsbezogener Umweltstandards <http://www.apug.de/kinder/projekte/kind-gesundheitsstandards.htm> zugegriffen am 26.10.2009.
- United Nations Treaty Collection http://treaties.un.org/Pages/ViewDetails.aspx?src=TREATY&mtsg_no=IV-11&chapter=4&lang=en zugegriffen am 21.09.2009.
- VISCUSI, W. K.; MAGAT, W. und HUBER, J. (1991): Communication of Ambiguous Risk Information. Theory and Decision, 31: 159-173.
- Weltgesundheitsorganisation (WHO), Büro für Europa http://www.euro.who.int/AboutWHO/Policy/20021230_14?language=German) zugegriffen am 17.09.2009.
- WORKING PARTY ON NATIONAL ENVIRONMENTAL POLICY (2005): THE VALUATION OF ENVIRONMENTAL HEALTH RISKS TO CHILDREN: Methodological and Policy Issues. ENV/EPOC/WPNEP (2004) 15/FINAL, OECD.

Diskussionspapiere (2000 bis 2010): Institut für Agrarökonomie der Georg-August-Universität Göttingen; Department für Agrarökonomie und Rurale Entwicklung der Georg-August-Universität Göttingen

0001	Brandes, Wilhelm	Über Selbstorganisation in Planspielen: ein Erfahrungsbericht, 2000
0002	Von Cramon-Taubadel, Stephan u. Jochen Meyer	Asymmetric Price Transmission: Factor Artefact?, 2000
0101	Leserer, Michael	Zur Stochastik sequentieller Entscheidungen, 2001
0102	Molua, Ernest	The Economic Impacts of Global Climate Change on African Agriculture, 2001
0103	Birner, Regina et al.	„Ich kaufe, also will ich?": eine interdisziplinäre Analyse der Entscheidung für oder gegen den Kauf besonders tier- u. umweltfreundlich erzeugter Lebensmittel, 2001
0104	Wilkens, Ingrid	Wertschöpfung von Großschutzgebieten: Befragung von Besuchern des Nationalparks Unteres Odertal als Baustein einer Kosten-Nutzen-Analyse, 2001
		<u>2002</u>
0201	Grethe, Harald	Optionen für die Verlagerung von Haushaltsmitteln aus der ersten in die zweite Säule der EU-Agrarpolitik, 2002
0202	Spiller, Achim u. Matthias Schramm	Farm Audit als Element des Midterm-Review : zugleich ein Beitrag zur Ökonomie von Qualitätssicherungssystemen, 2002
		<u>2003</u>
0301	Lüth, Maren et al.	Qualitätssignaling in der Gastronomie, 2003
0302	Jahn, Gabriele, Martina Peupert u. Achim Spiller	Einstellungen deutscher Landwirte zum QS-System: Ergebnisse einer ersten Sondierungsstudie, 2003
0303	Theuvsen, Ludwig	Kooperationen in der Landwirtschaft: Formen, Wirkungen und aktuelle Bedeutung, 2003
0304	Jahn, Gabriele	Zur Glaubwürdigkeit von Zertifizierungssystemen: eine ökonomische Analyse der Kontrollvalidität, 2003
		<u>2004</u>
0401	Meyer, Jochen u. S. von Cramon-Taubadel	Asymmetric Price Transmission: a Survey, 2004
0402	Barkmann, Jan u. Rainer Marggraf	The Long-Term Protection of Biological Diversity: Lessons from Market Ethics, 2004
0403	Bahrs, Enno	VAT as an Impediment to Implementing Efficient Agricultural Marketing Structures in Transition Countries, 2004
0404	Spiller, Achim, Torsten Staack u. Anke Zühlsdorf	Absatzwege für landwirtschaftliche Spezialitäten: Potenziale des Mehrkanalvertriebs, 2004
0405	Spiller, Achim u. Torsten Staack	Brand Orientation in der deutschen Ernährungswirtschaft: Ergebnisse einer explorativen Online-Befragung, 2004

0406	Gerlach, Sabine u. Berit Köhler	Supplier Relationship Management im Agribusiness: ein Konzept zur Messung der Geschäftsbeziehungsqualität, 2004
0407	Inderhees, Philipp et al.	Determinanten der Kundenzufriedenheit im Fleischerfachhandel
0408	Lüth, Maren et al.	Köche als Kunden: Direktvermarktung landwirtschaftlicher Spezialitäten an die Gastronomie, 2004
		2005
0501	Spiller, Achim, Julia Engelken u. Sabine Gerlach	Zur Zukunft des Bio-Fachhandels: eine Befragung von Bio-Intensivkäufern, 2005
0502	Groth, Markus	Verpackungsabgaben und Verpackungslizenzen als Alternative für ökologisch nachteilige Einweggetränkeverpackungen?: eine umweltökonomische Diskussion, 2005
0503	Freese, Jan u. Henning Steinmann	Ergebnisse des Projektes 'Randstreifen als Strukturelemente in der intensiv genutzten Agrarlandschaft Wolfenbüttels', Nichtteilnehmerbefragung NAU 2003, 2005
0504	Jahn, Gabriele, Matthias Schramm u. Achim Spiller	Institutional Change in Quality Assurance: the Case of Organic Farming in Germany, 2005
0505	Gerlach, Sabine, Raphael Kennerknecht u. Achim Spiller	Die Zukunft des Großhandels in der Bio-Wertschöpfungskette, 2005
		2006
0601	Heß, Sebastian, Holger Bergmann u. Lüder Sudmann	Die Förderung alternativer Energien: eine kritische Bestandsaufnahme, 2006
0602	Gerlach, Sabine u. Achim Spiller	Anwohnerkonflikte bei landwirtschaftlichen Stallbauten: Hintergründe und Einflussfaktoren; Ergebnisse einer empirischen Analyse, 2006
0603	Glenk, Klaus	Design and Application of Choice Experiment Surveys in So-Called Developing Countries: Issues and Challenges, 2006
0604	Bolten, Jan, Raphael Kennerknecht u. Achim Spiller	Erfolgsfaktoren im Naturkostfachhandel: Ergebnisse einer empirischen Analyse, 2006 (entfällt)
0605	Hasan, Yousra	Einkaufsverhalten und Kundengruppen bei Direktvermarktern in Deutschland: Ergebnisse einer empirischen Analyse, 2006
0606	Lülf, Frederike u. Achim Spiller	Kunden(un-)zufriedenheit in der Schulverpflegung: Ergebnisse einer vergleichenden Schulbefragung, 2006
0607	Schulze, Holger, Friederike Albersmeier u. Achim Spiller	Risikoorientierte Prüfung in Zertifizierungssystemen der Land- und Ernährungswirtschaft, 2006
		2007
0701	Buchs, Ann Kathrin u. Jörg Jasper	For whose Benefit? Benefit-Sharing within Contractual ABC-Agreements from an Economic Perspective: the Example of Pharmaceutical Bioprospection, 2007
0702	Böhm, Justus et al.	Preis-Qualitäts-Relationen im Lebens-Mittelmarkt: eine Analyse auf Basis der Testergebnisse Stiftung Warentest, 2007

0703	Hurlin, Jörg u. Holger Schulze	Möglichkeiten und Grenzen der Qualitäts-sicherung in der Wildfleischvermarktung, 2007
	Ab Heft 4, 2007:	Diskussionspapiere(Discussion Papers), Department für Agrarökonomie und Rurale Entwicklung der Georg-August-Universität, Göttingen (ISSN 1865-2697)
0704	Stockebrand, Nina u. Achim Spiller	Agrarstudium in Göttingen: Fakultätsimage und Studienwahlentscheidungen; Erstsemesterbefragung im WS 2006/2007
0705	Bahrs, Enno, Jobst-Henrik Held u. Jochen Thiering	Auswirkungen der Bioenergieproduktion auf die Agrarpolitik sowie auf Anreizstrukturen in der Landwirtschaft: eine partielle Analyse bedeutender Fragestellungen anhand der Beispielregion Niedersachsen
0706	Yan, Jiong, Jan Barkmann u. Rainer Marggraf	Chinese tourist preferences for nature based destinations – a choice experiment analysis
		<u>2008</u>
0801	Joswig, Anette u. Anke Zühlsdorf	Marketing für Reformhäuser: Senioren als Zielgruppe
0802	Schulze, Holger u. Achim Spiller	Qualitätssicherungssysteme in der europäischen Agri-Food Chain: Ein Rückblick auf das letzte Jahrzehnt
0803	Gille, Claudia u. Achim Spiller	Kundenzufriedenheit in der Pensionspferdehaltung: eine empirische Studie
0804	Voss, Julian u. Achim Spiller	Die Wahl des richtigen Vertriebswegs in den Vorleistungsindustrien der Landwirtschaft – Konzeptionelle Überlegungen und empirische Ergebnisse
0805	Gille, Claudia u. Achim Spiller	Agrarstudium in Göttingen. Erstsemester- und Studienverlaufsbefragung im WS 2007/08
0806	Schulze, Birgit, Christian Wocken u. Achim Spiller	(Dis)loyalty in the German dairy industry. A supplier relationship management view Empirical evidence and management implications
0807	Brümmer, Bernhard, Ulrich Köster u. Jens- Peter Loy	Tendenzen auf dem Weltgetreidemarkt: Anhaltender Boom oder kurzfristige Spekulationsblase?
0808	Schlecht, Stehanie, Friederike Albersmeier u. Achim Spiller	Konflikte bei landwirtschaftlichen Stallbauprojekten: Eine empirische Untersuchung zum Bedrohungspotential kritischer Stakeholder
0809	Lülfs-Baden, Friederike u. Achim Spiller	Steuerungsmechanismen im deutschen Schulverpflegungsmarkt: eine institutionenökonomische Analyse
0810	Deimel, Mark, Ludwig Theuvsen u. Christof Ebbeskotte	Von der Wertschöpfungskette zum Netzwerk: Methodische Ansätze zur Analyse des Verbundsystems der Veredelungswirtschaft Nordwestdeutschlands
0811	Albersmeier, Friederike u. Achim Spiller	Supply Chain Reputation in der Fleischwirtschaft

		<u>2009</u>
0901	Bahlmann, Jan, Achim Spiller u. Cord-Herwig Plumeyer	Status quo und Akzeptanz von Internet-basierten Informationssystemen: Ergebnisse einer empirischen Analyse in der deutschen Veredelungswirtschaft
0902	Gille, Claudia u. Achim Spiller	Agrarstudium in Göttingen. Eine vergleichende Untersuchung der Erstsemester der Jahre 2006-2009
0903	Gawron, Jana-Christina u. Ludwig Theuvsen	„Zertifizierungssysteme des Agribusiness im interkulturellen Kontext – Forschungsstand und Darstellung der kulturellen Unterschiede“
0904	Raupach, Katharina u. Rainer Marggraf	Verbraucherschutz vor dem Schimmelpilzgift Deoxynivalenol in Getreideprodukten Aktuelle Situation und Verbesserungsmöglichkeiten
0905	Busch, Anika u. Rainer Marggraf	Analyse der deutschen globalen Waldpolitik im Kontext der Klimarahmenkonvention und des Übereinkommens über die Biologische Vielfalt
0906	Zschache, Ulrike, Stephan v. Cramon-Taubadel und Ludwig Theuvsen	Die öffentliche Auseinandersetzung über Bioenergie in den Massenmedien Diskursanalytische Grundlagen und erste Ergebnisse
0907	Onumah, Edward E., Gabriele Hoerstgen-Schwark and Bernhard Brümmer	Productivity of hired and family labour and determinants of technical inefficiency in Ghana's fish farms
0908	Onumah, Edward E., Stephan Wessels, Nina Wildenhayn, Gabriele Hoerstgen-Schwark and Bernhard Brümmer	Effects of stocking density and photoperiod manipulation in relation to estradiol profile to enhance spawning activity in female Nile tilapia
0909	Steffen, Nina, Stephanie Schlecht u. Achim Spiller	Ausgestaltung von Milchlieferverträgen nach der Quote
0910	Steffen, Nina, Stephanie Schlecht u. Achim Spiller	Das Preisfindungssystem von Genossenschaftsmolkereien
0911	Granoszewski, Karol, Christian Reise, Achim Spiller und Oliver Mußhoff	Entscheidungsverhalten landwirtschaftlicher Betriebsleiter bei Bioenergie-Investitionen - Erste Ergebnisse einer empirischen Untersuchung -
0912	Albersmeier, F., Mörlein, D. und Achim Spiller	Zur Wahrnehmung der Qualität von Schweinefleisch beim Kunden.
0913	Ihle, R., Brümmer, B. und Stanley R. Thompson	Spatial Market Integration in the EU Beef and Veal Sector: Policy Decoupling and Export Bans

		<u>2010</u>
1001	Sebastian Hess, Stephan v. Cramon- Taubadel und Stefan Sperlich	Numbers for Pascal: Explaining differences in the estimated benefits of the Doha Development Agenda
1002	Deimel, I., J. Böhm u. B. Schulze	Low Meat Consumption als Vorstufe zum Vegetarismus? Eine qualitative Studie zu den Motivstrukturen geringen Fleischkonsums
1003	Franz, A. u. B. Nowak	Functional food consumption in Germany: A lifestyle segmentation study
1004	Deimel, M. u. L. Theuvsen	Standortvorteil Nordwestdeutschland? Eine Untersuchung zum Einfluss von Netzwerk- und Clusterstrukturen in der Schweinefleischerzeugung

**Diskussionspapiere (2000 bis 31. Mai 2006): Institut für Rurale
Entwicklung der Georg-August-Universität, Göttingen**

Ed. Winfried Manig (ISSN 1433-2868)

32	Dirks, Jörg J.	Einflüsse auf die Beschäftigung in nahrungsmittelverarbeitenden ländlichen Kleinindustrien in West-Java/Indonesien, 2000
33	Keil, Alwin	Adoption of Leguminous Tree Fallows in Zambia, 2001
34	Schott, Johanna	Women's Savings and Credit Co-operatives in Madagascar, 2001
35	Seeberg-Elberfeldt, Christina	Production Systems and Livelihood Strategies in Southern Bolivia, 2002
36	Molua, Ernest L.	Rural Development and Agricultural Progress: Challenges, Strategies and the Cameroonian Experience, 2002
37	Demeke, Abera Birhanu	Factors Influencing the Adoption of Soil Conservation Practices in Northwestern Ethiopia, 2003
38	Zeller, Manfred u. Julia Johannsen	Entwicklungshemmnisse im afrikanischen Agrarsektor: Erklärungsansätze und empirische Ergebnisse, 2004
39	Yustika, Ahmad Erani	Institutional Arrangements of Sugar Cane Farmers in East Java – Indonesia: Preliminary Results, 2004
40	Manig, Winfried	Lehre und Forschung in der Sozialökonomie der Ruralen Entwicklung, 2004
41	Hebel, Jutta	Transformation des chinesischen Arbeitsmarktes: gesellschaftliche Herausforderungen des Beschäftigungswandels, 2004
42	Khan, Mohammad Asif	Patterns of Rural Non-Farm Activities and Household Access to Informal Economy in Northwest Pakistan, 2005
43	Yustika, Ahmad Erani	Transaction Costs and Corporate Governance of Sugar Mills in East Java, Indonesia, 2005
44	Feulefack, Joseph Florent, Manfred Zeller u. Stefan Schwarze	Accuracy Analysis of Participatory Wealth Ranking (PWR) in Socio-economic Poverty Comparisons, 2006