

Die Rückgewinnung von Feuchtgebieten als eine Lösung für aktuelle Umweltprobleme

Hemmnisse und Möglichkeiten

Inaugural-Dissertation zur Erlangung der Würde eines Doktors der
Wirtschaftswissenschaften (Dr. rer. pol.) an der Fakultät für Wirtschafts- und
Sozialwissenschaften der Ruprecht-Karls-Universität Heidelberg

vorgelegt von

Friderike Hofmeister

geboren am 12. April 1978

in Halle/Saale

Heidelberg, im April 2006

Inhaltsverzeichnis

1	Einführung	10
I	Feuchtgebiete	14
2	Was sind Feuchtgebiete?	15
3	Eigenschaften und Funktionen	17
3.1	Typen von Feuchtgebieten und wichtige Eigenschaften	17
3.2	Methanproduktion in Feuchtgebieten	23
4	Bedeutung für den Menschen	27
II	Aktuelle Umweltprobleme und Lösungsansätze	32
5	Umweltprobleme	33
5.1	Hochwasser	33
5.1.1	Allgemeine Grundlagen	34
5.1.2	Entwicklung der letzten Jahrzehnte	37
5.2	Eutrophierung	38
5.2.1	Kurze Darstellung des Stickstoffkreislaufs	38
5.2.2	Was bedeutet Eutrophierung?	40
6	Hochwasserschutz	42
6.1	Lokale Schutzmaßnahmen	43
6.2	Vorsorgender Hochwasserschutz	44
6.2.1	Technischer Hochwasserschutz	44
6.2.2	Nicht-technischer Hochwasserschutz	45
7	Nährstoffretention	47
8	Ökonomische und gesellschaftliche Bewertung von Feuchtgebietsfunktionen	53
8.1	Ökonomische Grundlagen	53

Inhaltsverzeichnis

8.1.1	Externalitäten	54
8.1.2	Öffentliche und private Güter	56
8.1.3	Property Rights	59
8.2	Die Dienstleistungen von Feuchtgebieten aus ökonomischer Sicht	63
8.3	Der Nutzen von Feuchtgebieten	66
8.3.1	Der ökonomische Wert eines Feuchtgebietes	66
8.3.2	Ergebnisse von Bewertungsstudien	67
9	Zusammenfassung	74
III	Problematik der Erhaltung und der Rückgewinnung von Feuchtgebieten in Flussgebieten	77
10	Einleitung	78
11	Situation – Feuchtgebietsfläche in Deutschland	81
11.1	Allgemeine naturräumliche Situation	82
11.2	Aktuelle Nutzungen von Flussauen	88
12	Der Bodenmarkt in Flussauen	92
12.1	Konkurrierende Flächennutzungen in Flussgebieten	92
12.2	Bodenmarkt	93
12.2.1	Ideal	94
12.2.2	Reale Abweichungen	95
12.2.3	Abriss der Theorie der Bodenmärkte	97
12.3	Institutioneller Rahmen von Entscheidungen über Flächennutzungen in Flussauen	104
12.3.1	Auf internationaler Ebene	107
12.3.2	Wirkungen der EU-Umweltpolitik	108
12.3.3	Auf nationaler Ebene I – Regulierungen des deutschen Bodenmarktes .	112
12.3.4	Auf nationaler Ebene II – Relevante Regulierungen anderer Politikbereiche	118
12.3.5	Auswirkungen des nationalen rechtlichen Rahmens	125
12.4	Flächeninanspruchnahme auf kommunaler Ebene	127
12.4.1	Die Ursachen des „Flächenverbrauchs“	129
12.4.2	Spezielle Situation in Flussauen	133
12.4.3	Anreizstruktur bei kommunalen Entscheidungen über die Flächennutzung in Flussauen	139
12.5	Zusammenfassung	142
13	Politische und ökonomische Lösungsansätze	144
13.1	Öffentliche Ordnung	145

13.2	Ökonomische Anreize	147
IV	Volkswirtschaftliche Kosten der Renaturierung von Feuchtgebieten bei Verdrängung von Besiedlung	153
14	Einleitung – Begründung einer solchen Untersuchung	154
15	Methodik – Die Kosten-Nutzen-Analyse	158
15.1	Einführung	158
15.2	Theoretische Grundlagen	159
15.3	Ermittlung von Kostengrößen im Rahmen der K-N-A – der Opportunitätskostenansatz	162
15.3.1	Werte in der Ökonomik	163
15.3.2	Theorie der Bewertung ökonomischer Güter	166
15.3.3	Gesetzliche Regelungen zur Bewertungspraxis in Deutschland	167
15.3.4	Bewertung bei Marktversagen	170
15.3.5	Betrachtung relevanter Märkte und deren Versagen	171
15.4	Der Geltungsbereich	174
15.4.1	Der Betrachtungszeitraum	175
15.5	Zu berücksichtigende Kosten	176
15.5.1	Die Finanzierung	178
15.6	Der Diskontsatz	180
15.7	Praktische Umsetzung	186
15.7.1	Das „richtige“ Entscheidungskriterium	187
15.8	Grenzen und Vorteile der Kosten-Nutzen-Analyse	189
16	Durchführung	191
16.1	Konzeptionelle Grundlage	191
16.1.1	Vorgehen	191
16.1.2	Enteignung versus freiwillige Einigung	193
16.1.3	Darstellung des untersuchten konstruierten Beispiels	198
16.1.4	Bestimmung des optimalen Abbruchzeitpunktes	202
16.1.5	Die Opportunitätskosten des Vorhabens	208
16.2	Berechnung der Opportunitätskosten einer Überschwemmungsfläche bei Abbruch einer Siedlung	219
16.2.1	Vereinfachende Annahmen	219
16.2.2	Berücksichtigte Daten und Informationen	221
17	Resultat der Analyse	230
17.1	Ergebnisse der Berechnungen	230

Inhaltsverzeichnis

17.2 Unsicherheiten	234
17.3 Sensitivität und Robustheit der Ergebnisse	235
17.3.1 Sensitivität	237
17.3.2 Robustheit	239
17.4 Resultat	244
17.4.1 Vergleich zu realen Ab- und Umsiedlungsprojekten	246
17.5 Gegenüberstellung: der Nutzen dieses Vorhabens	249
18 Schlussbemerkungen	253
Literaturverzeichnis	257
A Ergebnisse ausgewählter Bewertungsstudien zu Feuchtgebieten	282
A.1 Kosten und Nutzen von Feuchtgebieten nach Heimlich et al. (1998)	282
A.2 Ökonomische Werte verschiedener Feuchtgebietstypen und verschiedener Feucht- gebietsfunktionen nach Schuyt und Brander (2004)	284
B Hochwasserschutz von Röderau-Süd	286
C Erschließungskosten	290
D Projektkostenübersicht zu Teil IV	294
E AIHonO §§ 15 und 31	300
F Kommunikation mit Experten und Praktikern zu Teil IV	302
19 Dank	305

Tabellenverzeichnis

3.1	Verbreitung verschiedener Typen von Feuchtgebieten in Abhängigkeit von Klimazone und Wasserart	18
3.2	Geschätzte Quellen und Senken des atmosphärischen Methans (1980 – 1990) .	24
4.1	Gemeinsame und spezielle Dienstleistungen der verschiedenen Typen von Feuchtgebieten sowie mögliche Alternativen der Flächennutzung	31
8.1	Gemeinsame und spezielle Dienstleistungen der verschiedenen Typen von Feuchtgebieten sowie mögliche Alternativen der Flächennutzung, mit Kennzeichnung öffentlicher und privater Güter	65
8.2	Ökologische und ökonomische Feuchtgebietsfunktionen, Werttypen und übliche Bewertungsansätze zu ihrer Messung	68
8.3	Klassifikation des ökonomischen Gesamtwertes von Feuchtgebieten	69
8.4	Bewertungsmethoden und damit verbundene Wohlfahrtsmaße	70
8.5	Ergebnisse ausgewählter Studien zur ökonomischen Bewertung von Feuchtgebieten	73
11.1	Bodenbedeckung in Deutschland nach CORINE 2000	85
11.2	Zuwachs und Verlust an Siedlungs- und Verkehrsfläche nach CORINE 2000 . .	87
11.3	Bodenbedeckung in deutschen Flussgebieten	89
12.1	Ursachen der Flächeninanspruchnahme für Siedlungs- und Verkehrszwecke . . .	130
15.1	Die Hauptstufen einer Kosten-Nutzen-Analyse	186
16.1	Eigenschaften der abzubrechenden und erneut zu errichtenden Einheitssiedlung	201
16.2	Handlungsoptionen <i>ex post</i> : <i>Besiedlung belassen</i> versus <i>Feuchtgebiet einrichten</i>	210
16.3	Größen zur Berechnung der Opportunitätskosten der Handlungsoption „ <i>ex post Feuchtgebiet einrichten</i> “	211
16.6	Kosten-Komponente: Aufrechterhaltung von Besiedlung in einem potentiellen Überschwemmungsgebiet	223
16.7	Pachten im Katasteramtsbereich Stendal	225
16.8	Kaufwerte von Bauland in den alten und neuen Bundesländern 2001	225
16.9	Kosten-Komponente: Abbruch eines Siedlungsgebietes im Überschwemmungsbereich eines Flusses	228

Tabellenverzeichnis

16.10	Kosten-Komponente: Bau einer Ersatzsiedlung außerhalb des Überschwemmungsbereichs eines Flusses	229
17.1	Ergebnisse – Opportunitätskosten im Zeitpunkt des Abbruchs in Abhängigkeit vom Alter der abzubrechenden Investitionsgüter	232
17.2	Einfluss der Variation der Opportunitätskosten der Siedlung, der Kosten der Hochwasserschutzanlagen sowie von Durchführungszeitpunkt und Diskontsatz auf die Gesamt-Opportunitätskosten des Vorhabens	236
17.3	Kosten einiger Umsiedlungsfälle in Deutschland	247
A.1	Kosten und Nutzen von Feuchtgebieten, aus: Heimlich et al. (1998)	283
A.2	Mediane der ökonomischen Werte der verschiedenen Typen von Feuchtgebieten, aus: Schuyt und Brander (2004)	284
A.3	Mediane der ökonomischen Werte der verschiedenen Funktionen von Feuchtgebieten, aus: Schuyt und Brander (2004)	285
B.1	Aufwandsabschätzung zum Hochwasserschutz von Röderau-Süd	287
B.2	Investitionskostenabschätzung für das Schutzziel 2/1	288
B.3	Betriebskostenabschätzung für das Schutzziel 2/2	289
C.1	Erschließungskosten in der Literatur	291
D.1	Betriebswirtschaftliche Kosten des Vorhabens	299
F.1	Kommunikation mit Experten und Praktikern	304

Abbildungsverzeichnis

3.1	Darstellung einiger der potenziellen Dienstleistungen von Auen	22
4.1	Die allgemeine Wirkung von Feuchtgebieten auf den Abfluss	28
5.1	Faktoren, die zu Hochwasser mit hohen Schäden führen können	36
5.2	Trend der US-amerikanischen Hochwasserschäden in den Jahren 1932 bis 1997	37
5.3	Der Stickstoffkreislauf in Ökosystemen	39
7.1	Die Umwandlung von Stickstoff in Feuchtgebieten	48
7.2	Einflussfaktoren für den mikrobiologischen Prozess der Denitrifizierung	50
9.1	Gesamtwert der Feuchtgebietsfläche in einer Region als Funktion der Größe der menschlichen Bevölkerung	75
11.1	Potenziell natürliche Vegetation in Deutschland, Azonale Vegetation der Feuchtflächen	83
11.2	Tägliche Veränderung der Bodennutzungen in ha 1992 bis 2000	84
12.1	Angebots- und Eigennachfragefunktion für den Faktor Boden	99
12.2	Darstellung der Bodenpreisbildung	100
12.3	Bestimmung des optimalen individuellen Standorts anhand von „bid rent functions“	102
12.4	Komponenten der Bodenpreise innerhalb und außerhalb von Ballungsgebieten .	105
12.5	Organisatorischer Aufbau der Raumplanung in Deutschland	114
12.6	Tägliche Zunahme der Siedlungs- und Verkehrsfläche 1996 bis 2003	128
12.7	Baulandpreise in Deutschland 2001	131
12.8	Flussnahe Flächennutzungen	134
12.9	Entscheidungsrahmen der erschließenden Kommune	135
12.10	Anreize zur Veränderung der Flächennutzung in Flussgebieten	140
16.1	Lage der Stadt Sandau im Flussgebiet der Elbe in Sachsen-Anhalt	193
16.2	Lage des vom Hochwasser der Elbe im Jahr 2002 betroffenen Wohn- und Gewerbegebietes Röderau-Süd	194
16.3	Grundriss des fiktiven, abzubrechenden Wohn- und Gewerbegebiets	199
16.4	Idealisierter Querschnitt des Hochwasserschutzdeiches	200

Abbildungsverzeichnis

16.5	Beispiel für das Problem der Bestimmung des optimalen Abbruchzeitpunktes	204
16.6	Graphische Erläuterung zu den Gleichungen 16.2 und 16.5	214
16.7	Zeitplan des Projektes	224
17.1	Sensitivität der Opportunitätskosten gegenüber Diskontsatz und Durchführungszeitpunkt	235
17.2	Verhalten der Opportunitätskosten im Diskontsatz in Abhängigkeit vom Durchführungszeitpunkt	237
17.3	Verhalten der Opportunitätskosten in der Zeit in Abhängigkeit vom Diskontsatz	239
17.4	Robustheit der Gesamt-Opportunitätskosten des Vorhabens gegenüber einer Veränderung der <i>vermiedenen Kosten der Hochwasserschutzanlagen</i>	241
17.5	Robustheit der Gesamt-Opportunitätskosten des Vorhabens gegenüber einer Veränderung der <i>Opportunitätskosten der Siedlung</i>	242
17.6	Projekt-Opportunitätskosten und äquivalente Auenfläche	251
C.1	Erschließungskosten für die konstruierte abzubrechende Siedlung	293
D.1	Projektkosten ohne Flächenkosten	296
D.2	Vermiedene Unterhaltungs- und Erneuerungskosten Hochwasserschutz	297
D.3	Opportunitätskosten im Abbruchzeitpunkt	298

1 Einführung

„Verschiedene Studien . . . haben gezeigt, dass ökologische Leistungen von der Natur in großem Umfang quasi „gratis“ zur Verfügung gestellt werden, sofern sie intakt ist. Die Zerstörung der Grundlagen dieser Naturleistungen durch Eingriffe in die Funktionsfähigkeit des Naturhaushaltes wird teuer erkaufte durch Infrastrukturinvestitionen (bspw. Deich- oder Kläranlagen) sowie durch die Akkumulation von Risiken.“

(Dehnhardt et al. (2002: 8))

Feuchtgebiete sind Ökosysteme, die durch die Anwesenheit von Wasser geprägt sind und sich durch spezielle Bodenverhältnisse und Vegetationszusammensetzungen auszeichnen. Sie zählen zu den produktivsten Ökosystemen der Erde, und zugleich zu den am meisten bedrohten natürlichen Ressourcen. Im Verlauf des 20. Jahrhunderts nahm sowohl die Fläche von Feuchtgebieten als auch ihre Qualität (bezüglich Artenvielfalt etc.) weltweit stark ab – nach Dugan (1993) kann man davon ausgehen, dass heute mehr als 50 % der Feuchtgebiete der Erde zerstört sind. Gegenwärtig existieren noch ungefähr 7 – 9 Mio. km² Feuchtgebietsflächen weltweit¹ (zum Vergleich: Erdoberfläche: 360 Mio. km², Festlands oberfläche der Erde: 150 Mio. km²).

Unter anderem auf Grund ihrer Eigenschaften als „offene Systeme“² sind Feuchtgebiete stark bedroht. Sie können durch Aktivitäten beeinflusst werden, die in großer Entfernung, aber noch in ihrem Wassereinzugsgebiet stattfinden. Darüber hinaus wurden viele von Wasser beeinflusste Flächen, v.a. in Flussauen, entwässert, um sie für Siedlungen, Industrie oder wegen der fruchtbaren Böden für intensive Landwirtschaft nutzbar zu machen.

Doch in ihrem natürlichen Zustand stellen Flächen mit Feuchtgebieten ebenfalls wertvolle ökonomische Ressourcen dar, so dass eine Umwandlung oder Degradation dieses Naturkapitals oft nicht zu einer wirklichen Steigerung der gesellschaftlichen Wohlfahrt führt. Ihre Bedeutung für den Artenschutz ist schon mehrere Jahrzehnte bekannt, andere wichtige Eigenschaften

¹Über den Flächenanteil, den Feuchtgebiete weltweit und in bestimmten Gebieten der Erde einnehmen, besteht derzeit Unklarheit bzw. Uneinigkeit (für Übersichten über Publikationen zu diesem Thema siehe z.B.: Finlayson und Spiers 1999, Spiers 1999, Mitsch und Gosselink 2000b). Erst recht trifft dies für Aussagen über die Fläche bestimmter Typen von Feuchtgebieten zu.

²Der Begriff „offenes System“ soll hier andeuten, dass diese Ökosysteme mit ihrer Umwelt in Stoff- und Energieaustausch stehen. Sie empfangen Stoff- und Energieflüsse aus ihrer Umwelt und geben Stoffe und damit auch Energie an diese wieder ab.

wurden erst in jüngerer Zeit deutlich.

So funktionieren Feuchtgebiete beispielsweise als „Nieren der Landschaft“ (vgl. Mitsch und Gosselink 2000b: 3), weil sie vor allem stromabwärts Empfänger von Wasser und Abfallstoffen aus natürlichen und menschlichen Quellen sind und als Senken für verschiedene Stoffe dienen. Sie stabilisieren aber auch den Landschaftswasserhaushalt und mildern so Trockenheiten und Fluten.

Die Bedeutung der vielfältigen Eigenschaften bzw. Dienstleistungen von Feuchtgebieten für den Menschen scheint heute auch einer breiteren Öffentlichkeit bekannt. Dennoch ist eine nur zögerliche Umkehrung der bisherigen destruktiven Entwicklung durch großräumige Renaturierungen dieser Ökosysteme an ihren ursprünglichen Standorten zu beobachten. Dies zeigt, dass die Wahrnehmung und Berücksichtigung der *Gesamtheit* der sehr verschiedenen Aspekte dieser Ökosysteme und deren besonderer Eigenschaften für sozial optimale Entscheidungen in diesem Bereich unbedingt notwendig ist. Die vorliegende Arbeit nähert sich daher den Tatsachen „Zerstörung wertvoller Ressourcen“ und „zögerliche Wiederherstellung“ von sehr verschiedenen Seiten, um einen großen Teil dieses Problemrahmens sowie wesentliche Wechselwirkungen darin zu beschreiben. Das Wissen um diese Zusammenhänge bildet die Grundlage für fundierte und wirksame Veränderungen im ökonomischen und rechtlichen Rahmen von Flächennutzungsentscheidungen in Flussgebieten, die für den Erhalt und die notwendige Erweiterung von Feuchtgebieten dringend erforderlich sind.

Wie Teil I. der vorliegenden Arbeit deutlich macht, existieren sehr verschiedene Typen von Feuchtgebieten, die nicht alle die gleichen Eigenschaften aufweisen bzw. Dienstleistungen bereitstellen. Im Fokus dieser Arbeit stehen vor allem Feuchtgebiete, die mit Flüssen in enger Beziehung stehen. Das sind Auen bzw. ganz allgemein Überschwemmungsflächen, die angesichts aktueller Umweltprobleme, wie der in den letzten Jahren erhöhten Wahrscheinlichkeit von Hochwasserereignissen mit schweren Schäden (vgl. Frerichs et al. 2003: 1) oder der Eutrophierung von Nord- und Ostsee (vgl. z.B. EEA 2001), von besonderem Interesse sind. Diese Umweltprobleme werden in Teil II. dargestellt und die Bedeutung von Feuchtgebieten für ihre Lösung aufgezeigt.

Überschwemmungsflächen nehmen *zum einen* als Rückhalteräume in Zeiten hoher Wasserstände Wasser aus dem Fluss auf und tragen so zur Entschärfung der Hochwassergefahr flussabwärts bei. *Zum anderen* sind Feuchtgebiete in Flussebenen besonders produktiv, was sie zu hervorragenden Senken für Nährstoffe macht. Diese stammen heute vor allem aus diffusen Quellen, insbesondere aus der Landwirtschaft, und führen zur Gefährdung verschiedener tierischer und pflanzlicher Organismen in und mit enger Beziehung zum Wasser³. Teil II. macht in diesem Zusammenhang auf die Besonderheit vieler Dienstleistungen von Feuchtgebieten in

³Beispielhafter Extremfall: akutes Fischsterben aufgrund Sauerstoffmangels; längerfristige Auswirkungen: das lokale und damit z.T. auch globale Aussterben von Arten durch die dauerhafte Nährstoffüberflutung ihrer natürlichen Lebensräume, was diese unbewohnbar macht bzw. die Fortpflanzung behindert.

ihrer Eigenschaft als öffentliche Güter aufmerksam. Da die Dienstleistungen aufgrund dieser Eigenschaft meist nicht angemessen honoriert werden, besteht ein Anreiz, die Flächennutzung unter Zerstörung des Feuchtgebiets zu verändern, um private Güter zu produzieren, für die Märkte existieren.

Eine weitere Ursache für die noch immer geringe Fläche von Feuchtgebieten bzw. Überschwemmungsräumen in Deutschland kann im rechtlichen Rahmen von Flächennutzungen bzw. dessen Einfluss auf die Kosten von Überschwemmungsflächen und somit auf die Entscheidungen der betroffenen Akteure gesehen werden⁴. Teil III. betrachtet die Problematik von Erhaltung und Rückgewinnung von Überschwemmungsflächen. Hier werden als wichtiges Problemfeld die Flächennutzungskonflikte in Flussgebieten in Verbindung mit dem komplexen institutionellen Rahmen deutscher Bodenmärkte beleuchtet. In diesem Gefüge lässt sich die aktuelle Situation in Flussgebieten als lokales Ergebnis fehlgehender ökonomischer Anreize verschiedener Gesetze und föderaler Strukturen darstellen.

Schließlich wird in Teil IV. – zur Schärfung der Argumentation – ein extremes Beispiel für die Rückgewinnung von Feuchtgebieten – der Abbruch einer Siedlung – herausgegriffen. Anhand eines konstruierten Beispiels sowie tatsächlicher Umsiedlungen erfolgt die Berechnung der volkswirtschaftlichen Kosten eines solchen Projektes. Ausgehend von den Annahmen, dass

1. die volkswirtschaftlichen Kosten derartiger Projekte allgemein zu hoch im Vergleich zu den generierten Nutzen eingeschätzt werden, und
2. verschiedene Kostenkomponenten eines solchen Vorhabens nicht die wahren volkswirtschaftlichen Kosten widerspiegeln, sondern vielmehr durch verschiedene Einflüsse verzerrt werden, was ebenfalls zur Überschätzung der volkswirtschaftlichen Kosten von Renaturierungsprojekten führt,

werden in der vorliegenden Arbeit den schon oft und vielfältig bewerteten Nutzen dieser Ökosysteme⁵ die volkswirtschaftlichen Kosten ihrer Rückgewinnung gegenübergestellt. Die Berechnungen zeigen, dass es allein unter Berücksichtigung der zum Schutz der Siedlung notwendigen Erhaltungs- und Erneuerungskosten eines Hochwasserschutzdeiches von einem bestimmten Zeitpunkt an empfehlenswert sein kann, eine Siedlung nicht weiter aufrecht zu erhalten.

Das aktuelle Hochwasser vom April 2006 an der Elbe, aber auch die Entwicklung der Nährstoffbelastung in Nord- und Ostsee verdeutlichen die Relevanz der vorliegenden Untersuchung. Trotz der verheerenden Hochwasser aus den vergangenen Jahren, insbesondere aus dem Sommer 2002, sind bisher keine durchgreifenden Veränderungen hin zu einem vorsorgenden und

⁴Deutsche Forschungsgemeinschaft (2003: 31): „Vor allem beim Übergang von der traditionellen zur integrativen Wasserbewirtschaftung zeigt sich, dass häufig nicht naturwissenschaftliche oder technologische, sondern institutionelle Zwänge – Gesetze, Verordnungen und Statuten – eine nachhaltige Bewirtschaftung der Wasserressourcen verhindern.“

⁵Eine Zusammenfassung repräsentativer Studien zu diesem Thema findet sich in Abschnitt 8.3.

1 Einführung

integrativen Hochwasserschutz erreicht worden. Mit großem finanziellem Aufwand wurden im Jahr 2002 und in den folgenden Jahren Schäden an Gebäuden, Straßen und Deichen behoben, doch ein Umdenken im Hochwasserschutz fand nicht statt. Noch immer setzen die Bundesländer vor allem und fast ausschließlich auf technischen Hochwasserschutz und erhöhen v.a. die Deiche. Die Auen bleiben eingengt. Wie die Deutsche Umwelthilfe in einer Presseerklärung vom 3. April 2006 feststellt, werden Projekte, die eine Aufweitung der Flussaue zum Ziel haben, von den v.a. für Deichbau zuständigen Behörden nur zögerlich umgesetzt. Zudem ist es symptomatisch, dass die beiden derzeit einzigen Pilotvorhaben an der Elbe, die einen nachhaltigen Weg aufzeigen, unter der Trägerschaft von Naturschutzverbänden stehen.

Weniger Beachtung findet derzeit die Gewässergüte von Nord- und Ostsee. Doch auch hier zeigt sich, dass trotz der teilweise erheblich verringerten Nährstoffeinträge (v.a. von Phosphaten) hinsichtlich ihrer ökologischen Auswirkungen keine Entwarnung gegeben werden kann. Seit 1975 wird beispielsweise die zeitliche Entwicklung des anorganisch gelösten Stickstoffs in den inneren Küstengewässern Mecklenburg-Vorpommerns überwacht. Ein signifikanter Trend zur Abnahme der Stickstoff-Konzentrationen ist in diesem Bereich jedoch nicht erkennbar, wie der Gewässergütebericht Mecklenburg-Vorpommern des LUNG MV (2004) deutlich macht. Die äußeren Küstengewässer Mecklenburg-Vorpommerns zeigen ebenfalls keinen einheitlichen Verlauf hinsichtlich der zeitlichen Entwicklung des anorganisch gelösten Stickstoffs. Auch in der Nordsee ist nach Essink et al. (2005: 151) kein klarer Trend zum Rückgang der Nährstoffbelastung durch Stickstoff festzustellen, die aktuellen Werte liegen noch weit oberhalb des als unproblematisch anzusehenden Bereichs (vgl. Essink et al. 2005: 152). Gleichzeitig nimmt in klarem Zusammenhang mit Nährstoffimmissionen die Bedeckung des Wattenmeers durch Grünalgen zu, die vor allem die Wattbodenfauna und Seegraswiesen beeinträchtigen. Immer wieder entstehen in Nord- und Ostsee Zonen mit mangelhafter Sauerstoffversorgung, was häufig als sekundärer Effekt von Eutrophierung interpretiert wird und weniger robuste Meeresbodenbewohner sowie Fischlaich stark beeinträchtigen kann. Die Bemühungen um eine Reduktion der Nährstoffbelastungen müssen daher in allen Bereichen – auch außerhalb der Landwirtschaft – fortgesetzt und vor allem im Hinblick auf Stickstoff verstärkt werden (vgl. SRU 2004: 1f., 12–15).

Vor diesem Hintergrund sollten die multifunktionalen Feuchtökosysteme, dies will die vorliegende Arbeit verdeutlichen, bei der Wahl von Instrumenten zur Lösung der genannten Umweltprobleme in größerem Maß als bisher berücksichtigt werden.

Teil I

Feuchtgebiete

2 Was sind Feuchtgebiete?

Eine Definition von Feuchtgebieten, der alle Anwender zustimmen könnten, wurde nach Mitsch und Gosselink (2000b: 25) bisher noch nicht gefunden. Eine sinnvolle Definition ist stets von den Zielen und Interessensfeldern des jeweiligen Nutzers abhängig. Bei genauerer Betrachtung von Feuchtgebieten wird deutlich, dass zum einen aufgrund der ökologischen Besonderheit dieser Ökosysteme im Kontinuum zwischen aquatischen und terrestrischen Ökosystemen eine genaue und gleichzeitig allgemein gültige Definition von Feuchtgebieten nicht gegeben werden kann. Zum anderen erschwert der im Folgenden beschriebene Übergangscharakter dieser Ökosysteme, die je nach Lage und Umfang jeweils andere Funktionen in der Landschaft und für den Menschen erfüllen können¹, eine Abgrenzung zu anderen Ökosystemtypen und damit eine genaue Spezifizierung. Jedes Feuchtgebiet ist aus ökologischer Sicht einzigartig (vgl. Mitsch und Gosselink 2000b: 26ff.).

Für ökologische Studien und Untersuchungen empfehlen Mitsch und Gosselink (2000b: 29) folgende **Definition des U.S. Fish and Wildlife Service** von 1979 (vorgestellt in dem Report *Classification of Wetlands and Deepwater Habitats of the United States* [Cowardin et al., 1979]):

„Wetlands are lands transitional between terrestrial and aquatic systems where the water table is usually at or near the surface or the land is covered by shallow water Wetlands must have one or more of the following three attributes:

- 1. at least periodically, the land supports predominantly hydrophytes;*
- 2. the substrate is predominantly undrained soil; and*
- 3. the substrate is nonsoil and is saturated with water or covered by shallow water at some time during the growing season of each year.“*

Wie diese Definition enthalten fast alle Definitionen von Feuchtgebieten folgende drei Komponenten:

- Feuchtgebiet sind durch die Anwesenheit von Wasser entweder an der Geländeoberfläche oder in der Wurzelzone gekennzeichnet.

¹z.B. Holzlieferant, CO₂-Senke, Lebensraum, Erholungsraum

2 Was sind Feuchtgebiete?

- Feuchtgebiete weisen oft spezielle Bodeneigenschaften auf, die sich von denen der umgebenden Flächen unterscheiden.
- Diese Ökosysteme sind von einer Vegetation geprägt, die an feuchte und nasse Standorte angepasst ist. Überflutungsintolerante Pflanzenarten treten nicht auf.

Wichtige Beispiele für Feuchtgebiete sind: Flussauen bzw. Überschwemmungsebenen von Flüssen und Bruchwälder, Flussmündungen sowie Watt- und Marschflächen, Moore (Hoch- und Niedermoore), Feuchtwiesen und Feuchtweiden.

Ebenfalls aufgrund des Übergangscharakters dieser Ökosysteme ist auch ihre Klassifikation nicht unproblematisch, es existiert eine Vielzahl an Klassifikationen, die sich je nach Ordnungseigenschaft und Fokus zum Teil sehr stark unterscheiden (vgl. Mitsch und Gosselink 2000b: 725ff.). Die folgenden Ausführungen in diesem Teil I der Arbeit orientieren sich an der einfachen Einteilung von Feuchtgebieten von Mitsch und Gosselink (2000b: 72)² und stützen sich v.a. auf Williams (1990), Luick (2001), LfU Baden-Württemberg (1995), Kapfer (1995), Leiner und Menke (1998), Wilmanns (1998) sowie Walter und Breckle (1999).

²Zu echten Klassifikationen siehe Mitsch und Gosselink (2000b: 737–758)

3 Eigenschaften und Funktionen

Man kann Feuchtökosysteme aufgrund verschiedener Eigenschaften ordnen, z.B. in Abhängigkeit von ihrer Lage in höheren oder niederen Breiten bzw. entsprechend der jeweiligen Klimazone ihres Vorkommens, wie Tabelle 3.1 zeigt. Die folgenden Ausführungen orientieren sich aufgrund der großen Bedeutung des Wassers für diese Ökosysteme an einer Ordnung nach hydrologischen Charakteristika.

3.1 Typen von Feuchtgebieten und wichtige Eigenschaften

Anhand der hydrologischen Bedingungen kann man Feuchtgebiete zunächst nach dem Einfluss von Salz- bzw. Süßwasser in Küsten- und Inland-Feuchtgebiete unterteilen.

Zu den **Inland-Feuchtgebiete** zählen u.a. Schilfsümpfe und Auen. **Küstenfeuchtgebiete** können in Salzmarschen, Mangroven und tidebeeinflusste Sümpfe, Riede und Röhrichte unterschieden werden.

Ein Teil der **Salzmarschen**¹ zählt zu den produktivsten Ökosystemen der Erde (Primärproduktion² bis zu 8000 g organische Substanz m⁻² a⁻¹ in der südlichen Küstenebene von Nord Amerika³)⁴. In diesen Systemen stellt das Salz den größten Stressor und Selektionsfaktor dar.

¹Zur Begrifflichkeit für Deutschland vgl. z.B. Ellenberg (1996: 69f., 511ff.) sowie Pott (1995: 13–29)

²Die Primärproduktion entspricht der Nettoproduktion von Ökosystemen. Die jährlich bei der Photosynthese der Pflanzen insgesamt erzeugte organische Substanz wird als **Bruttoproduktion (BPP)** bezeichnet, die nach Abzug der von den Pflanzen veratmeten Menge (Energieverbrauch bei verschiedenen pflanzlichen Lebensprozessen) verbleibende Substanz als **Nettoproduktion (NPP)** (ca. 120 · 10⁹t Biomasse bzw. organische Substanz weltweit); die von den tierischen Organismen auf Grundlage der pflanzlichen Primärproduktion gebildete organische Substanz nennt man Sekundärproduktion (vgl. Walter und Breckle 1999).

³Mitsch und Gosselink (2000b: 290)

⁴Zum Vergleich: Beim Anbau von Getreide in konventioneller Landwirtschaft (mit Düngen, Beikrautbekämpfungsmitteln etc.) in Deutschland werden 1400 g organische Trockenmasse m⁻² a⁻¹ erzeugt: durchschnittlich 71 dt/ha (710 g m⁻²) Getreide in Deutschland im Jahr 2001 (BMVEL 2003). Nach Diepenbrock et al. (1999: 134) kann heute der Kornertrag ähnlich hoch ausfallen wie der Strohertrag, der Ernte-Index liegt zwischen 0,42 und 0,53. Daraus kann man schließen, dass etwa 1400 g Trockenmasse je m² anfallen, woraus sich ergibt, dass circa 1100 g organische Substanz je m⁻² (~ 82 % der TM) erzeugt werden.

	Klima			
	Boreal	Temperiert	subtropisch u. tropisch	äquatorial
Süßwasser-Feuchtgebiete				
Tundra	X			
Hochmoore	X	X		
Niedermoore	X	X		
Sümpfe, Riede und Röhrichte	X	X	X	
Feucht- oder Bruchwälder	X	X	X	
Salzwasser-Feuchtgebiete				
Salzmarschen		X	X	
Mangroven		X	X	X

Tabelle 3.1: Verbreitung verschiedener Typen von Feuchtgebieten in Abhängigkeit von Klimazone und Wasserart, stark verändert nach Mitsch und Gosselink (2000b: 179)

Die z.T. hohe Produktivität ergibt sich aus mit dem Flusswasser eingetragenen Nährstoffen und organischer Substanz sowie den alternierenden aeroben und anaeroben Bedingungen⁵. Salzmarschen sind sowohl Quellen als auch Senken von Nährstoffen – Nitrifizierungs- und Denitrifizierungsprozesse können z. T. in sehr starkem Maße ablaufen. Sie stellen Lebensraum und eine bedeutende Nahrungsquelle sowohl für ansässige Arten als auch für Organismen in angrenzenden Flussmündungen und für Zugvögel dar.

Tidebeeinflusste Sümpfe, Riede und Röhrichte⁶ findet man flussaufwärts von Fluss-

⁵Aerob: Anwesenheit von Sauerstoff; anaerob: Abwesenheit von Sauerstoff bzw. Sauerstoffmangel; Bei Überflutung ist der Boden mit Wasser gesättigt und es herrscht Sauerstoffmangel, beim Trockenfallen kann Luft in die Bodenporen eintreten und es herrschen dann aerobe Bedingungen.

⁶**Sümpfe** entwickeln sich auf mineralischen bis anmoorigen Nassböden, die durch Oberflächen-, Quell- oder hoch anstehendes Grundwasser geprägt sind und keine Torfbildung aufweisen. Das Fehlen der Torfbildung ist bedingt durch zeitweiliges Austrocknen dieser Standorte oder den höheren Sauerstoffgehalt des Wassers.

Riede sind von Groß- oder Kleinseggen beherrschte Pflanzenbestände auf torfigen oder anmoorigen Nassböden.

Vegetationsbestände, die am oder im Wasser stehen, werden **Röhrichte** genannt. Ihre typischen Standorte sind die Verlandungsbereiche stehender Gewässer. Röhrichte gibt es außerdem in sumpfigen Senken abseits von Gewässern und als Ufervegetation entlang von Bächen und Flüssen. Unter einem Röhricht wird umgangssprachlich meist ein Pflanzenbestand verstanden, der vom Schilf (*Phragmites australis*) gebildet wird. Aber auch andere Pflanzenarten wie z.B. Rohr-Glanzgras (*Phalaris arundinacea*), Rohrkolben-Arten (*Typha spec.*), Teichbinsen (*Schoenoplectus spec.*) oder Wasser-Schwaden (*Glyceria maxima*) bilden Röhrichte (vgl. Luick 2001).

3 Eigenschaften und Funktionen

mündungen und Salzmarschen. Sie sind noch vom Tidehub beeinflusst, doch das Wasser in diesen Systemen ist überwiegend Süßwasser. Diese Feuchtgebiete empfangen beträchtliche Menge an Nährstoffen und Wasser aus oberhalb liegenden Wasserressourcen aber auch durch Abfluss aus umliegenden Flächen und Niederschläge. Durch die hohen Nährstoffeinträge in Verbindung mit dem verminderten Salinitätsstress zeigen tidebeeinflusste Sümpfe, Riede und Röhrichte gegenüber den Salzmarschen eine höhere Biodiversität. Ziehende Vögel nutzen vor allem diese Feuchtgebiete als Rastplatz.

Wichtig zu beachten ist, dass diese Ökosysteme in reifem Zustand⁷ weitgehend geschlossene Nährstoff-Kreisläufe aufweisen und große Mengen an Torf⁸ akkumulieren können, somit während der Vegetationsperiode meist als Senken für Stickstoff und Phosphor funktionieren (in Herbst und Winter können allerdings Nährstoffe in Form von Detritus⁹ exportiert werden – etwa die Hälfte der produzierten organischen Substanz wird in Form von Detritus stromabwärts transportiert und bildet in Flussmündungen und in Ozeanen die Grundlage für dortige Nahrungsnetze). Des Weiteren senken sie die Fließgeschwindigkeit des Wassers und ermöglichen so das Absetzen von Sedimenten und sedimentgebundenen Schadstoffen, sie können ausgleichend auf den Landschaftswasserhaushalt wirken und das Grundwasser vor Salzwasserzufluss schützen.

Weltweit existieren zirka 240 000 km² **Mangroven**. Sie treten an die Stelle der Salzmarschen in subtropischen und tropischen Regionen und sind in der äquatorialen Klimazone am besten ausgeprägt. Auch sie weisen eine hohe Primärproduktion auf und sind wichtige Exporteure organischen Materials in angrenzende Flussmündungen. Mit durchschnittlich mehr als 200 g Kohlenstoff je Quadratmeter und Jahr exportieren sie mehr als doppelt so viel organisches Material wie Salzmarschen. Mangroven stellen Habitat¹⁰ und Nahrungsquelle insbesondere auch für Fische dar und sind daher regional für die Fischerei bedeutsam.

Inland-Feuchtgebiete können ebenfalls nach hydrologischen Eigenschaften gegliedert werden je nachdem, ob sie vor allem durch Niederschlagswasser, Oberflächen- oder Grundwasser gespeist werden.

⁷Ökosysteme entwickeln sich. Die gerichtete Abfolge verschiedener Organismengesellschaften an ein und demselben Wuchsort bezeichnet man als Sukzession. Zuerst auftretende Gesellschaften werden als **Pioniergesellschaften** bezeichnet; ist der Standort durch sie „aufbereitet“, so wandeln sie sich allmählich zu **Folgegesellschaften**, deren letzte die **Schlussgesellschaft** ist. Dabei spielt eine Fülle von Faktoren, die im Einzelfall unterschiedlich zu gewichten sind, eine Rolle, so dass man Sukzession nicht mit einem einzigen Modell beschreiben kann (vgl. Wilmanns 1998). Reif soll hier bedeuten, dass sich die Schlussgesellschaft vollständig entwickelt hat.

⁸Torf wird nach DIN 11 540 (April 1989) als meist holozänes (nacheiszeitliches) organogenes Gestein (Biolith) mit einem Masseanteil von mind. 30 Gewichts-% organischer Substanz in der Trockenmasse bezeichnet. Die organische Komponente besteht aus pflanzlichen Resten und kolloidalen Humusstoffen in wechselnden Anteilen.

⁹Zerkleinertes organisches Material, das bei der Zersetzung von toten Pflanzen bzw. Pflanzenteilen und Tieren entsteht.

¹⁰Lebensraum einer Organismenart

Zu den von *Niederschlagswasser* gespeisten Feuchtgebieten zählen die **Regen- oder Hochmoore**, die keinen signifikanten Zu- oder Abfluss von gewöhnlich mineralangereichertem Oberflächen- oder Grundwasser aufweisen. Der pH-Wert in diesen Feuchtgebieten ist sehr niedrig wie auch die Konzentration von Nährstoffen. Die Vegetation ist acidophil¹¹ und besteht vor allem aus Moosen mit einer geringen Primärproduktion, niedrigen Zersetzungsraten und an die besonderen Bedingungen angepassten Nährstoffkreisläufen. Regenmoore sind, da sie Torf akkumulieren, langfristig betrachtet Senken für Nährstoffe und atmosphärischen Kohlenstoff.

So genannte **Niedermoore** werden durch *Grundwasser* gespeist, akkumulieren Torf und sind ebenfalls Nährstoffsinken, doch stellen sie im Gegensatz zu Regenmooren offene Systeme mit Wasser-Zuflüssen aus umliegenden Mineralböden dar. Sie sind oft mit Süß- und Sauergräsern bedeckt, weisen eine etwas höhere Primärproduktion als Regenmoore auf und zeigen eine hohe Artenvielfalt bei geringen Populationsstärken. Daneben stabilisieren Niedermoore den Wasserhaushalt der umliegenden Landschaft.

Mit Succow und Joosten (2001) kann man den Begriff **Moor** für Landschaften verwenden, in denen Torf gebildet wird oder oberflächlich ansteht. Die positive Stoffbilanz, die dabei zur Torfakkumulation führt, kann sowohl in der Produktions- als auch in der Abbauphase begründet sein. Torf kann sich also akkumulieren, wenn die Produktion organischen Materials wie z.B. durch hohe atmosphärische CO_2 -Konzentrationen im Tertiär stimuliert wird. In der Regel tritt Torfakkumulation aber infolge gebremsten Abbaus der organischen Substanz auf. Dies kann zum einen an der schweren Abbaubarkeit des Materials liegen, oder aber an exogenen Faktoren, die den Abbau bremsen und somit eine Akkumulation von Torf ermöglichen. Im wesentlichen zählen hierzu die „Abwesenheit“ von abbauenden Organismen, die „Abwesenheit“ von Oxidatoren und das Vorherrschen niedriger Temperaturen, wodurch die Geschwindigkeit der meisten physikalischen (Diffusion), chemischen (Oxidation) und biologischen Prozesse verringert wird. Bei allen torfbildenden Faktoren spielt der Wasserüberschuss des Standorts eine zentrale Rolle. Moore sind in fast allen Ländern der Erde zu finden. Als Rückzugsräume für Tierarten, deren Lebensräume durch Menschen immer stärker in Anspruch genommen werden, gewinnen sie heute immer mehr an Bedeutung.

Unbewaldete, vor allem von *Oberflächenwasser* gespeiste **Sümpfe, Riede und Röhrichte** (nach: Pfeiffer 1998: Flussmarschen) weisen eine hohe Biodiversität auf. Sie stellen eine sehr heterogene Gruppe von Feuchtgebieten dar. Die Vegetation wird durch Süßgräser (Poaceae) z.B. Rohrkolben und Schilf und Sauergräser (Cyperaceae) charakterisiert. Weltweit existieren zur Zeit etwa 89 – 101 Mio. ha (weniger als 20 % der weltweiten Feuchtgebietsflächen).

Aufgrund hoher pH-Werte des Substrats, im Boden gut verfügbarem Calcium und mittleren bis hohen Nährstoffeinträgen herrschen günstige Bedingungen – Sümpfe, Riede und Röhrichte zeigen eine hohe Primärproduktion und eine hohe Aktivität der Bodenmikroorganismen, demzufolge hohe Zersetzungsraten und rasches Recycling von Nährstoffen, aber auch Stickstoff-

¹¹an niedrige pH-Werte des Wuchsortes angepasst

fixierung. Torf kann akkumuliert werden, es überwiegen aber Mineralböden. Dennoch können diese Ökosysteme z.T. als Nährstoffsinken angesehen werden.

Sümpfe, Riede und Röhrichte können das Grundwasser speisen und sind ein wichtiger Lebensraum für Tiere und Pflanzen.

Bewaldete Feuchtgebiete, die von *Oberflächenwasser* beeinflusst werden, werden als **Bruch- und Sumpfwälder** bezeichnet. Wenn dichte, tonige Böden, die zu Staunässe neigen, mit hohen Niederschlägen bei gleichzeitig geringer Verdunstung zusammentreffen, sind das die besten Standortvoraussetzungen für die Entwicklung von Sümpfen und Niedermooren. Meist ist dies in abflussträgen Mulden und Senken der Fall. Bruch- und Sumpfwälder gedeihen auf diesen Böden, in denen das Grundwasser nahe der Oberfläche steht und gar nicht oder im Vergleich zu den naturnahen Auwäldern nur sehr wenig schwankt. Sie können als Nährstoffsinken vor allem für Phosphor dienen und werden zum Teil gezielt für die Abwasserreinigung genutzt.

Bruch- und Sumpfwälder sind natürliche Wasser-Rückhalteräume, sie vertragen zeitweise Überflutungen. Die Speicherfunktion verzögert den Wasserabfluss und trägt somit dazu bei, Abflussspitzen und große Hochwasser in den Fließgewässern zu vermindern. Im Gegensatz zu Landschaftsteilen, in denen das Niederschlagswasser sehr schnell abfließt, wie in Siedlungen und landwirtschaftlichen Nutzflächen, wird in Bruch- und Sumpfgebieten das Wasser gebremst und ins Grundwasser eingespeist. Intakte Bruch- und Sumpfwälder dienen daher der Trinkwasserneubildung und dem Wasserschutz.

Der Boden und die Bodenfeuchte von **Auen** sind durch den angrenzenden Fluss beeinflusst. Diese Ökosysteme weisen natürlicherweise eine lineare Form¹² auf und sind Orte großer Material- und Energieumsätze. Bei Überflutungen werden Nährstoffe und Sedimente in das System eingetragen. Auen dienen als Nährstoffsinken für laterale Abflüsse von stromaufwärts gelegenen Flächen, haben aber aufgrund ihrer offenen Nährstoffkreisläufe auch eine große Bedeutung als Orte der Umwandlung anorganischer Nährstoffformen in organisches Material in den großen Nährstoffflüssen in Flussökosystemen und somit auch als Quelle von Nährstoffen.

Da Auen Landschaften sind, in denen einströmendes Wasser behindert vor allem durch die Auenvegetation nur langsam wieder abfließen kann, verzögern sie den Wasserabfluss und tragen somit dazu bei, Abflussspitzen und große Hochwasser in den Fließgewässern zu vermindern. Durch das Absenken der Fließgeschwindigkeit können sich Sedimente und daran gebundene Schadstoffe absetzen. Wie auch tidebeeinflusste Sümpfe, Riede und Röhrichte können sie bis zu 50% der Stickstofffracht im Oberflächenwasser und 10 bis 15 % der Phosphoreinträge festlegen.

Sie weisen eine hohe Produktivität (mehr als 1000 g je Quadratmeter und Jahr) und Biodi-

¹²D.h. diese Ökosysteme besitzen gegenüber ihrer Breite eine sehr große Länge. Sie bilden sich nur in Flussnähe aus. Flüsse können als lineare Landschaftselemente beschrieben werden, so dass auch damit verbundene Ökosysteme eine solche Form aufweisen bzw. durch eine solche Beschreibung angenähert werden können.

3 Eigenschaften und Funktionen

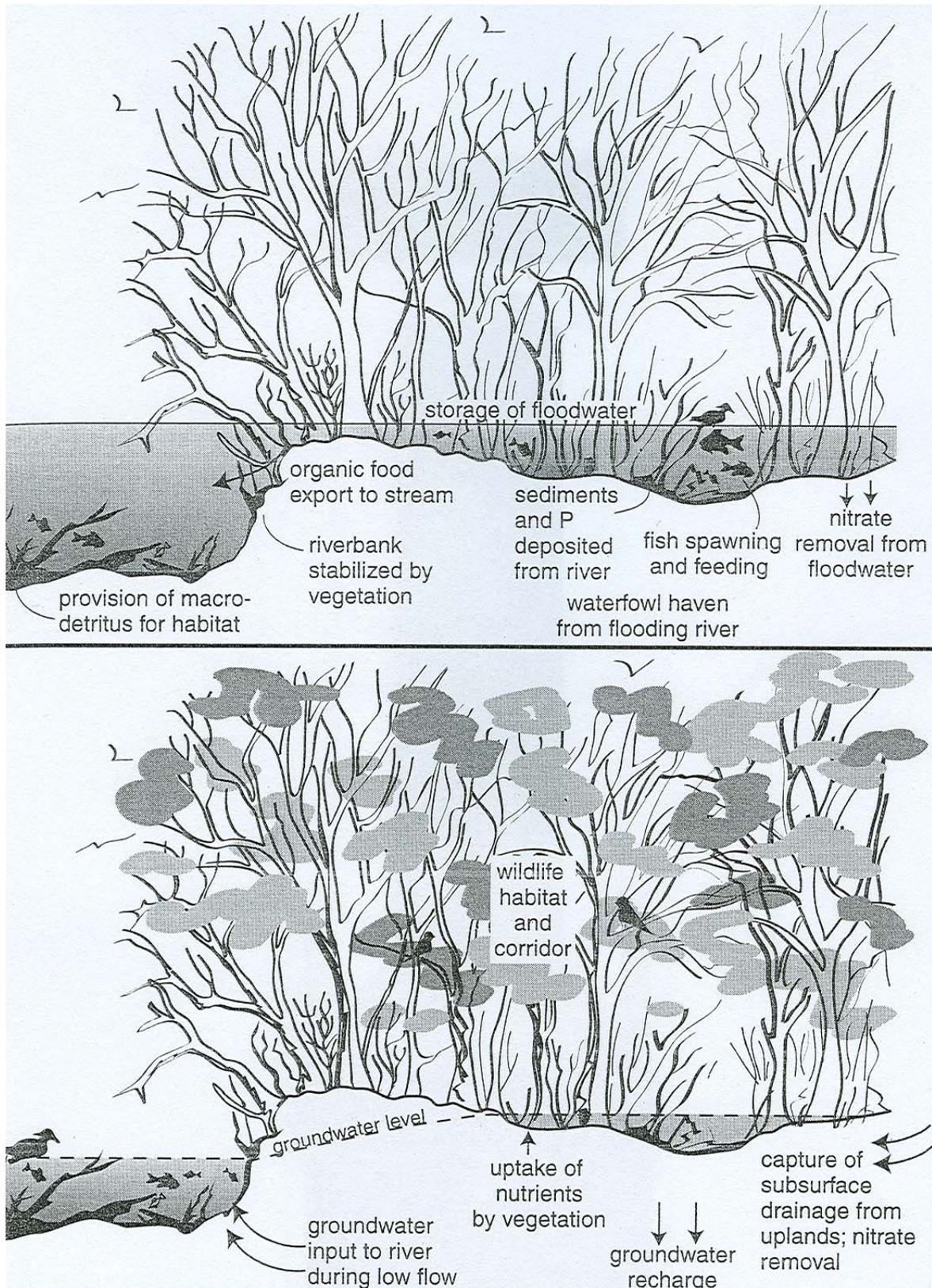


Abbildung 3.1: Darstellung einiger der potenziellen Dienstleistungen von Auen; *oben*: während der Überflutung; *unten*: nach dem Trockenfallen, aus: Mitsch und Gosselink (2000b: 585)

versität auf, dienen als wichtiges Habitat und Nahrungsquelle. Wichtige Funktionen dieser Ökosysteme in Abhängigkeit vom Wasserstand sind auch in Abbildung 3.1 zu erkennen.

3.2 Methanproduktion in Feuchtgebieten

Um deutlich zu machen, dass Feuchtgebiete aus anthropogener Sicht nicht nur positive Dienstleistungen produzieren, soll im folgenden kurz auf die Methanemissionen von Feuchtgebieten eingegangen werden (siehe auch: Succow und Joosten 2001: 28–38ff.).

Die biogene Methanogenese¹³ ist ein wesentlicher Prozess im Kohlenstoffkreislauf der Erde – sie ist der abschließende Schritt des Kohlenstoffflusses in vielen anaeroben Habitaten wie z.B. Marschen, Sümpfen, Mooren, überfluteten Böden oder Böden mit längeren Nassphasen (Pfeiffer 1998). Methanogene¹⁴ finden sich aber auch in geothermalen Quellen und im (gastrointestinalen) Verdauungstrakt von Menschen und Tieren – Methan (CH_4) wird in nicht zu vernachlässigenden Mengen im Verdauungstrakt von Wiederkäuern und bei der Holzzersetzung durch Termiten freigesetzt. An anthropogenen Standorten wie Mülldeponien, Schlickdeponien und Kläranlagen führt der mikrobielle Kohlenstoff-Umsatz ebenfalls zu einer starken Methanproduktion.

Unter anderem herrschen für die Methanogenese im Boden günstige Bedingungen, wenn Sauerstoff fehlt oder nicht nachgeliefert wird, Nitrat, Eisen und Sulfat in der Bodenlösung vollständig reduziert sind, die pH-Werte im Neutralbereich liegen und ausreichend organisches Material vorhanden ist. In Feuchtgebieten sind all diese Bedingungen mehr oder weniger vollständig gegeben, was diese Ökosysteme zu den größten natürlichen Methanquellen macht (siehe Tabelle 3.2).

Wie für CO_2 existieren auch für Methan Senken – sie unterscheiden sich allerdings in Dynamik und Qualität sehr stark von CO_2 -Senken. Ein Großteil des atmosphärischen Methans wird durch die Reaktion mit troposphärischen und stratosphärischen Hydroxyl-Radikalen ($OH\cdot$) abgebaut. Daneben sind auch die Reaktion mit Chlor- und Sauerstoff-Radikalen sowie die Oxidation des Methans in durchlüfteten Bodenhorizonten als Methan-Senken von Bedeutung.

Je nach äußeren Bedingungen wird Methan in geringen bis sehr großen Mengen von Feuchtgebieten emittiert. Bei Schätzungen zur Methanproduktion von Feuchtgebieten zeigen Süßwasser-Feuchtgebiete (Marschen und Sümpfe) die höchsten Werte: durchschnittlich 500 mg Kohlenstoff je Quadratmeter und Tag (Mitsch und Gosselink 2000b: 179) können von diesen Ökosystemen in Form von CH_4 emittiert werden.

Bei Betrachtung der Größenordnung der verschiedenen Quellen und Senken wird allerdings

¹³Im Zuge des anaeroben Kohlenstoff-Abbaus wird organisches Material von methanogenen Bakterien zu CH_4 abgebaut.

¹⁴methanproduzierende Organismen

3 Eigenschaften und Funktionen

	CH₄ in Tg pro Jahr	
Beobachteter atmosphärischer CH₄-Anstieg	37	(35–40)
Senken:		
Reaktion mit troposphärischem und stratosphärischem OH	445	(360–530)
Reaktion mit stratosphärischem Cl und O(¹D)	40	(31–48)
Oxidation in aeroben Bodenhorizonten	30	(15–45)
Gesamte atmosphärische Senken	515	(430–600)
Summe aus Anstieg und Senken = angenommene Quellstärke	552	(465–640)
Identifizierte Quellen:		
<i>Natürliche CH₄-Quellen:</i>		
Feuchtgebiete	120	(100–200)
Termiten	20	(10–50)
Ozeane	10	(5–20)
Seesediment	5	(1–25)
CH ₄ -Hydrate	5	(–5)
Gesamt	160	(110–210)
<i>Anthropogene Quellen:</i>		
Fossile Brennstoffe	100	(70–120)
Pansengärung (Rinder)	80	(65–100)
Nassreisanbau	60	(20–150)
Mülldeponien	50	(20–70)
Biomasse-Verbrennung (unvollständige Verbrennung)	40	(20–80)
Tierische Abfälle	25	(20–30)
Kläranlagen	20	
Gesamt	375	(300–450)
Summe aller identifizierten Quellen	535	(410–660)

Tabelle 3.2: Geschätzte Quellen und Senken des atmosphärischen Methans von 1980 bis 1990 nach IPCC 1992 und 1994. Alle Angaben in Tg CH₄/Jahr (Tg = 10¹² g = 10⁶ t = 1 Mio. t), verändert nach: Pfeiffer (1998)

deutlich, dass ca. 70 % der derzeitigen Methanemissionen aus anthropogen beeinflussten Quellen entstammen und die natürlichen Methansenken wesentlich größer sind als die natürlichen Quellen dieses Treibhausgases.

Weiterhin ist zu berücksichtigen, dass durch die anthropogene Beeinflussung von Feuchtgebieten z.B. durch Nährstoffeinträge und/oder Entwässerung Veränderungen der Standortbedingungen verursacht werden (vgl. Mitsch und Gosselink 2000b: 191f., 203), welche die Methanproduktion in diesen Ökosystemen verstärken können. So stellte Pfeiffer (1998) bei ihren Untersuchungen an Mooren in Nordwestdeutschland fest, dass die sommerlichen Emissionsraten der Hochmoore (durchschnittlich $89 \text{ mg } CH_4 \text{ m}^{-2}\text{d}^{-1}$) den Emissionsraten der Niedermoore (durchschnittlich $98 \text{ mg } CH_4 \text{ m}^{-2}\text{d}^{-1}$) sehr nahe kamen. In der aktuellen Literatur sind allerdings größere Unterschiede zwischen minerotrophen¹⁵ Niedermooren ($3\text{--}360 \text{ mg } CH_4 \text{ m}^{-2}\text{d}^{-1}$) und ombrotrophen¹⁶ Hochmooren ($6\text{--}98 \text{ mg } CH_4 \text{ m}^{-2}\text{d}^{-1}$) angegeben. So führt in natürlichen nordeuropäischen Hochmooren das stark saure Bodenmilieu, die Nährstoffarmut und die hohen Wasserstände eigentlich zu niedrigen CH_4 -Umsatzraten.

Die relativ hohen Methanemissionen von $67\text{--}120 \text{ mg } CH_4 \text{ m}^{-2}\text{d}^{-1}$ der von Pfeiffer (1998) untersuchten Hochmoore lassen sich mit den nutzungsbedingten Veränderungen – Entwässerung und Düngung im Zuge des Torfabbaus – und den damit einhergehenden verbesserten Bedingungen für die mikrobiellen Umsetzungen erklären. Auch nach Wiedervernässungen ehemaliger Feuchtgebiete sind die Methanemissionen oft sehr hoch, da dann mehr mineralisierte organische Substanz – als Folge der Trockenlegung – als Substrat¹⁷ für die Methanogenen zur Verfügung steht.

Moore stellen die größte natürliche Methanquelle in Deutschland dar. Die Gesamtemissionen von Methan aus Mooren in Deutschland, die allerdings nur grob abschätzbar sind, fallen im Vergleich zu den weltweiten Methanemissionen aus Mooren und erst recht im Vergleich zu den Methan-Gesamtemissionen sehr gering aus. Die potentiell wirksame Moorfläche in Deutschland beträgt $14\,790 \text{ Mio. m}^2$ (Nieder- und Hochmoore). Im Sommer kann mit mittleren Emissionen von ca. $89 \text{ mg } CH_4 \text{ m}^{-2}\text{d}^{-1}$ (182 Tage) und im Winter von ca. $31 \text{ mg } CH_4 \text{ m}^{-2}\text{d}^{-1}$ (183 Tage) gerechnet werden, so dass die Methanemissionen aus Mooren in Deutschland pro Jahr rund $0,32 \text{ Tg } CH_4$ und somit 2-6 % der weltweiten Emissionen aus Mooren ($5\text{--}20 \text{ Tg/Jahr}$) betragen. In Niedersachsen sind im Rahmen des Niedersächsischen Moorschutzprogramms Bestandsaufnahmen und Bewertungen der Hochmoore erfolgt¹⁸. Danach gibt es dort von ehemals $2\,348 \text{ km}^2$ Hochmoorfläche nur noch 122 km^2 natürliche bzw. naturnahe Hochmoore, die als so genannte wirksame CH_4 -Emissionsflächen derzeit zur Verfügung stehen. Das Moorschutzprogramm will künftig ca. 840 km^2 Hochmoorfläche über standortgerechte Renaturierungs- und Naturschutzmaßnahmen sichern. Eine Hochrechnung mit diesen Flächengrößen und mittleren

¹⁵oberflächen- oder grundwassergespeist

¹⁶niederschlagswassergespeist

¹⁷Lebensgrundlage

¹⁸Leider sind nicht für alle Bundesländer oder gar auf Bundesebene entsprechende aktuelle Daten verfügbar

3 Eigenschaften und Funktionen

sommerlichen und winterlichen Emissionsraten ergibt eine derzeitige Emission von 2,7 Mio. g CH_4 pro Jahr (ca. 0,003 Tg p.a.) aus den niedersächsischen Hochmooren. Nach Abschluss der Renaturierungsprogramme wird sich die freigesetzte Methanmenge aus diesem Feuchtgebietstyp auf 18,4 Mio. g CH_4 pro Jahr (ca. 0,02 Tg im Jahr) erhöhen, was gemessen an den globalen Methanemissionen noch immer vernachlässigbar gering erscheint (Pfeiffer 1998).

4 Bedeutung für den Menschen

Aus dem vorangegangenen Abschnitt ist deutlich geworden, wie vielgestaltig und unterschiedlich Ökosysteme sind, die doch alle zu den Feuchtgebieten gezählt werden. Aus dieser Vielfalt ergibt sich auch eine Vielzahl an Dienstleistungen, die Feuchtgebiete „für Menschen bereitstellen“. Für eine ökonomische Bewertung, aber auch den Schutz bzw. die Wiederherstellung verschiedener Funktionen dieser Ökosysteme ist es erforderlich, diese unterschiedlichen Dienstleistungen zu systematisieren.

Mitsch und Gosselink (2000b: 572–591) ordnen die Dienstleistungen von Feuchtgebieten drei hierarchischen Ebenen zu. Ihre unterste Betrachtungsebene ist die **Populationsebene**¹, der Dienstleistungen zugeordnet werden, die von Organismengruppen (Fortpflanzungsgemeinschaften) zur Verfügung gestellt werden. Hierzu gehören die Dienste:

- Jagd: Pelztiere, Wasservögel u.a., Fisch
- Holz und andere geerntete Vegetation (Schilf, Rohr, ...)
- Naturschutz (Lebensraum für bedrohte Arten)

Die nächst höhere Ordnungsebene ist die **Ökosystemebene**². Ein Feuchtgebiet kann aufgrund seiner Eigenschaften als Ökosystem ganz bestimmte Dienste erzeugen, die eine Population nicht anbieten kann (siehe z.B. Abbildung 3.1).

Folgende Dienste können hier eingeordnet werden:

- Hochwasserschutz/-minderung (siehe Abbildung 4.1)
- Minderung von Sturmauswirkungen (v.a. Mangroven und Marschgebiete)
- Grundwasserspende – v.a. kleine Feuchtgebiete sind hierfür wichtig (der Untergrund dieser Ökosysteme ist häufig undurchlässig, die Wasserabgabe erfolgt über die Ränder des Feuchtgebietes, weshalb das Verhältnis Rand:Volumen entscheidend ist)

¹Unter Population kann man die Gesamtheit der Individuen einer Art verstehen, die in einem Gebiet vorkommen, in dem noch Gen-Austausch (Fortpflanzung) stattfindet. (vgl. z.B. Wilmanns 1998)

²Man nennt Beziehungsgefüge aus Organismen verschiedener Arten sowie physikalischen und chemischen Faktoren ihrer Umwelt unabhängig von ihrer Ausdehnung und Komplexität **Ökosysteme** (nach: Wilmanns 1998).

- Wasserqualität
- Ästhetik
- Subsistenznutzung (v.a. in Entwicklungsländern, aber auch in Alaska und Kanada)

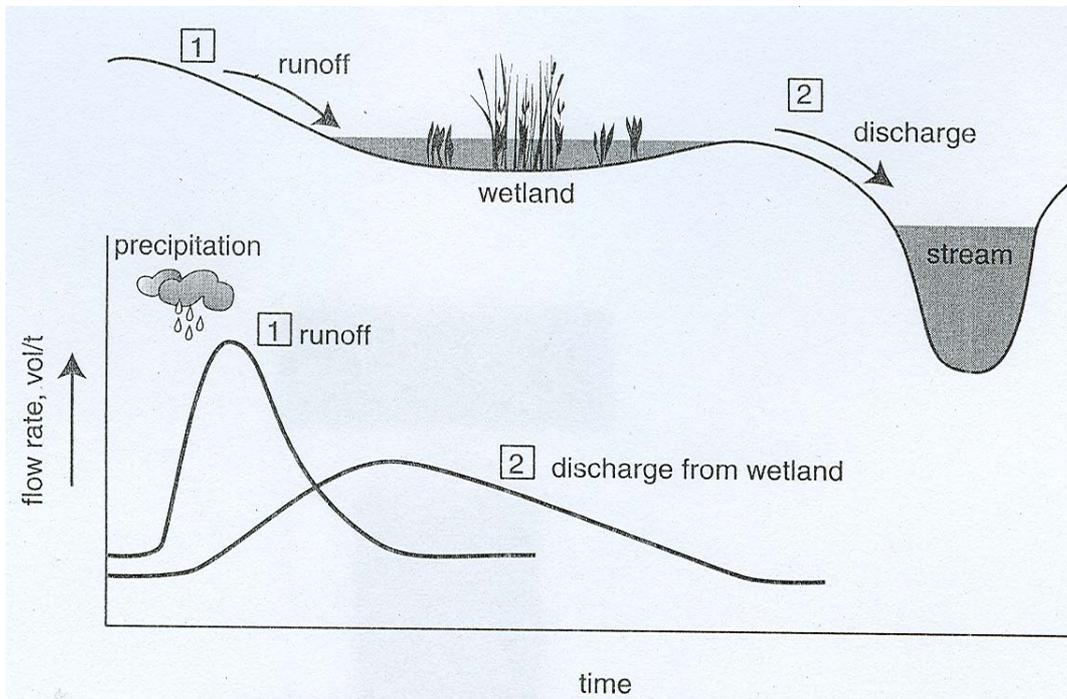


Abbildung 4.1: Die allgemeine Wirkung von Feuchtgebieten auf den Abfluss, aus: Mitsch und Gosselink (2000b: 586)

Als höchste Betrachtungsebene kann die **regionale und globale Ebene** bzw. die **Biosphäre** angesehen werden. Auf dieser Ebene haben Feuchtgebiete insbesondere Bedeutung für die großen Stoffkreisläufe, sie tragen zur Stabilität der globalen Niveaus des pflanzenverfügbaren Stickstoffs, des atmosphärischen Schwefels, sowie von CO_2 und CH_4 bei.

- N-Kreislauf: Feuchtgebiete sind für den Stickstoffkreislauf insbesondere als Orte der Denitrifizierung von Bedeutung, hier wird ein Teil des Stickstoff-Überschusses in Ökosystemen aus der Düngerproduktion und -anwendung in eine unwirksame Stickstoffform (N_2) umgewandelt.

Die meisten temperierten Feuchtgebiete sind Empfänger von Dünger-angereicherten Abflüssen von Landwirtschaftsflächen. Feuchtgebiete stellen eine ideale Umgebung für Denitrifizierung dar und sind wahrscheinlich sehr bedeutsam für die Balance des pflanzenverfügbaren Stickstoffs.

Aufgrund von Eutrophierung herrscht in einigen Meeresgebieten Sauerstoffmangel (Hypoxie). Feuchtgebiete werden als Schlüsselökosysteme für die Lösung derartiger Eutrophierungsprobleme angesehen.

- S-Kreislauf: In der reduzierenden Umgebung, die Feuchtgebiete bieten, werden imitierte versauernd wirkende Sulfate zu Sulfiden umgewandelt und schließlich in Form von Schwefelwasserstoff, Methyl- und Dimethylsulfiden an die Atmosphäre abgegeben, meist aber in Komplexen mit Phosphat- oder Metallionen ausgefällt. Versauernd wirkende Schwefelverbindungen können in Feuchtgebieten also in unschädliche Formen umgewandelt.
- C-Kreislauf: Feuchtgebiete, insbesondere Moore, dienen als weltweit bedeutende Kohlenstoffsinken, sind aber gleichzeitig auch Quellen des Treibhausgases Methan.

Ihre Funktionsfähigkeit als Kohlenstoffsinken und ihre Quellstärke für Methan ist – wie auch bei den anderen betrachteten Stoffkreisläufen – von der menschlichen Beeinflussung dieser Ökosysteme abhängig.

Eine andere Möglichkeit der Ordnung bzw. Systematisierung besteht entsprechend der Klassifikation der Feuchtgebiete nach den hydrologischen Eigenschaften.

In Abhängigkeit von Klimazone (siehe Tabelle 3.1), Wasserart und hydrologischem Regime bilden sich unterschiedliche Typen von Feuchtgebieten heraus, und es werden jeweils auch unterschiedliche Kombinationen der Dienstleistungen angeboten (siehe Tabelle 4.1). Während einige Dienste nur von einigen Typen von Feuchtgebieten in Abhängigkeit von den örtlichen Gegebenheiten bereitgestellt werden, wie beispielsweise die Möglichkeit der „extensiven“ landwirtschaftlichen Nutzung, Hochwasserschutz oder die Produktion von Brennstoffen (Torf, Holz...) können andere Dienstleistungen in allen Feuchtgebieten gefunden werden.

Zu beachten ist auch, dass die Funktionen dieser Ökosysteme zum Teil ambivalent sind. Je nach äußeren Bedingungen sind Feuchtgebiete zu bestimmten Zeiten Nährstoffsinken, zu anderen Nährstoffquellen, wobei generell nicht gesagt werden kann, welcher Prozess im betrachteten Ökosystem überwiegt. So sind Feuchtgebiete zum Teil beträchtliche Senken für atmosphärischen Kohlenstoff, gleichzeitig aber auch bedeutende Quellen des klimarelevanten Gases Methan (siehe Abschnitt 3.2); auch Emissionen des Treibhausgases N_2O aus Feuchtgebieten sind möglich (siehe oben).

Fast allen Feuchtgebieten gemein ist eine **hohe Produktivität** und damit verbunden die Möglichkeit, als Nährstoff- und Kohlenstoffsinke zu dienen (eine Ausnahme bilden Moore, die nur über eine geringe Produktivität verfügen und dennoch über lange Zeiträume betrachtet in ungestörtem Zustand als bedeutende Nährstoff- und C-Senken dienen). Weiterhin sind sie stets für den **Naturschutz** bedeutsam, entweder aufgrund der hohen Diversität – begründet zum einen durch den Übergangscharakter des Ökosystems, so dass dort sowohl terrestrische als auch aquatische Tier- und Pflanzenarten auftreten können, zum anderen herrschen hier besondere und oft extreme Bedingungen durch Trockenfallen und Überflutungen in Verbindung

Feuchtgebietstyp	Bereitgestellte Leistungen	Dienstleistungen	Alternative Flächennutzungen
Inland-Feuchtgebiete	<i>allen gemein:</i> Rückzugsräume für Tier- und Pflanzenarten, Mikroklimastabilisierung, Jagd		Eindeichen und Entwässerung, intensive Land- und Forstwirtschaft, Besiedlung (urban oder Industrie), Infrastrukturausbau (Straßen etc.)
Regenmoore			Torfabbau
Niedermoore	Stabilisierung des Landschaftswasserhaushalts, Aufwuchs z.T. für den Menschen nutzbar: z.B. in „extensiver“ Landwirtschaft (Feuchtwiesen/ Feuchtweiden)		
Sümpfe, Riede und Röhrichte	Grundwasserspende, Hochwasserschutz, Aufwuchs z.T. nutzbar: z.B. Schilf für Reetdächer... oder in „extensiver“ Landwirtschaft (Feuchtwiesen/ Feuchtweiden)		
Bruch- oder Sumpfwälder	Holz, Stabilisierung des Landschaftswasserhaushalts, Hochwasserschutz		
Auen	Stabilisierung des Landschaftswasserhaushalts, Hochwasserschutz, Sedimentanlagerung, Schadstoffsенke, Holz, „extensive“ Landwirtschaft (Feuchtwiesen/ Feuchtweiden)		Abbau von Sedimenten (z.B. Kies oder Sand)

Tabelle 4.1: Gemeinsame und spezielle Dienstleistungen der verschiedenen Typen von Feuchtgebieten sowie mögliche Alternativen der Flächennutzung, eigene Darstellung

Teil II

Aktuelle Umweltprobleme und Lösungsansätze

5 Umweltprobleme

Zwei aktuelle Umweltprobleme, die zunächst scheinbar nichts miteinander gemein haben, geben die Motivation für diese Arbeit: *Zum einen* das vor allem aus Sicht des Naturschutzes, aber auch unter wirtschaftlichen Gesichtspunkten große Problem der „Überflutung“ vieler Ökosysteme mit natürlicherweise knappen Nährstoffen (Eutrophierung), deren Folgen in Europa vor allem in der Nord- und Ostsee deutlich werden – u.a. durch das Aussterben von Fischarten, die Ausbreitung sauerstofffreier Gewässerzonen und das vermehrte Auftreten von Algenblüten. *Zum anderen* das vor allem aus anthropogener Sicht gewichtige Problem der vermehrten Hochwasserereignisse mit hohen ökonomischen Schäden in der jüngeren Vergangenheit verbunden mit der Erwartung immer häufiger eintretender extremer Hochwasser in der Zukunft.

Diese beiden Umweltprobleme können jedoch in enger Beziehung zu den bedrohten Feuchtökosystemen gesehen werden. Deren Bestandsschutz und Rückgewinnung ist als ein bedeutender Ansatz des Umgangs mit diesen Umweltproblemen neben verschiedenen anderen (u.a. gezielte, verminderte Düngung bzw. Vermeidung sowie Rücknahme von Versiegelungen, Aufforstung am Oberlauf von Flüssen etc.) zu nennen.

In den folgenden Abschnitten werden Hochwasser und Eutrophierung als Probleme beschrieben. Die Darstellung von Ansätze zu deren Lösung mit Schwerpunkt auf den Möglichkeiten von Feuchtgebieten schließt in den Abschnitten 6 und 7 daran an. Schließlich werden im Abschnitt 8 die Dienstleistungen von Feuchtgebieten aus ökonomischer Sicht beleuchtet und deren gesellschaftliche Wertschätzung untersucht.

5.1 Hochwasser

Hochwasser ist ein natürliches Phänomen in Flussgebieten. Die dort lebenden Organismen haben sich daran angepasst und die an Wasser gebundenen Ökosysteme sind z.T. sogar auf darauf angewiesen – Auenökosysteme können sich nur bei einem entsprechenden hydrologischen Regime mit Überflutungszeiten und Zeiten mit niedrigen Wasserständen im Jahr entwickeln (vgl. Teil I). Zum Problem werden Hochwasserereignisse erst, wenn Menschen direkt oder indirekt dadurch betroffen, gefährdet oder eingeschränkt werden.

5.1.1 Allgemeine Grundlagen

Hochwasser bedeutet das zeitlich begrenzte Anschwellen des Durchflusses über den Basisdurchfluss, das einen für den jeweiligen Durchflussquerschnitt bestimmten Grenzwert (z.B. Ausuferungsdurchfluss) überschreitet (vgl. Dyck und Peschke 1995: 431). Die wichtigsten Kenngrößen eines Hochwassers sind Scheitel bzw. Durchflussmaximum (in m^3/s), Fülle bzw. Volumen (in m^3) und die Dauer des Ereignisses, dessen genaue Beschreibung für einen bestimmten Durchflussquerschnitt die Hochwasserganglinie (Wasservolumen in m^3 und dessen zeitliche Verteilung) darstellt.

Hochwasser können im Zusammenhang mit Starkregenereignissen und Schneeschmelzen entstehen. Dies sind Ereignisse, die zu einem vermehrten Angebot von Wasser in der Landschaft führen. Ob bei starken Niederschlägen oder einer Schneeschmelze aber tatsächlich eine Hochwasser entsteht, hängt von dem Zusammenspiel vielfältiger Faktoren ab. In unserer Zeit gewinnt zusätzlich zu den natürlichen Faktoren auch die Art der Landnutzung (Grünland versus Ackerbau versus Besiedlung und Versiegelung der Bodenoberfläche) an Bedeutung. So kann etwa Versiegelung der Bodenoberfläche zur Erhöhung der Scheitelabflüsse¹, Vergrößerung der Hochwasserfülle², zeitliche Vorverlagerung des Wellenscheitels³ führen (vgl. Bronstert et al. 2001: 24–26).

Zwei wichtige Gruppen von Steuerungsfaktoren von Hochwasserereignissen können unterschieden werden: *hydroklimatologische*⁴ Ereignis- und *physiographische*⁵ Gebietsmerkmale (vgl. Dyck und Peschke 1995: 354). Verallgemeinernd lassen sich dazu mit Bronstert et al. (2001: 5–8) folgende Zusammenhänge formulieren:

1. *Mit zunehmender Größe bzw. Jährlichkeit eines Niederschlagsereignisses* nimmt der Einfluss der flächenhaften (physiographischen) Gebietseigenschaften ab.
2. *Mit zunehmender Größe des Wassereinzugsgebietes* eines Gewässers tritt der Einfluss der flächenhaften Gebietseigenschaften des Gewässernetzes in den Hintergrund. Die räumli-

¹Insbesondere bei Hochwasser kleinerer und mittlerer Jährlichkeit wegen verringerter Verzögerung und Speicherung.

²Aufgrund verringerter Speicherkapazität.

³Schnellere oberirdische Fließprozesse, daher rasche Ableitung des anfallenden Niederschlages in den Vorfluter/Kanalisation.

⁴*Niederschlag* (Form, Typ, Intensität, Dauer, zeitliche und räumliche Verteilung etc.), *Interzeption* [vorübergehende Speicherung an Pflanzenoberflächen (Dyck und Peschke 1995: 146)], *Evapotranspiration* [Gebietsverdunstung eines Einzugsgebietes – zusammengesetzt aus physikalischer Verdunstung und kontrollierter Wasserdampfabgabe durch oberirdische Pflanzenorgane (Dyck und Peschke 1995: 181)], *Anfangsfeuchtezustand* des Gebiets (Dyck und Peschke 1995: 354).

⁵Gebietsparameter: Größe, Form, Gefälle, Flussdichte, Oberflächenrauigkeit, Infiltrationsbedingungen etc. (Dyck und Peschke 1995: 354). Hierzu zählen nach Bronstert et al. (2001: 7) auch alle anthropogenen Eingriffe, wie Flurbereinigung, Urbanisierung oder gezielte Einflussnahmen auf die Abflussbildung zu deren Verminderung und Verzögerung.

che und zeitliche Variabilität des Niederschlages gewinnt hingegen an Bedeutung.

Darüber hinaus spielen die Bedingungen *vor* einem Hochwasserereignis eine wesentliche Rolle für dessen Verlauf, etwa die Füllungszustände von hydrologischen Speichern etc. (vgl. Bronstert et al. 2001: 5).

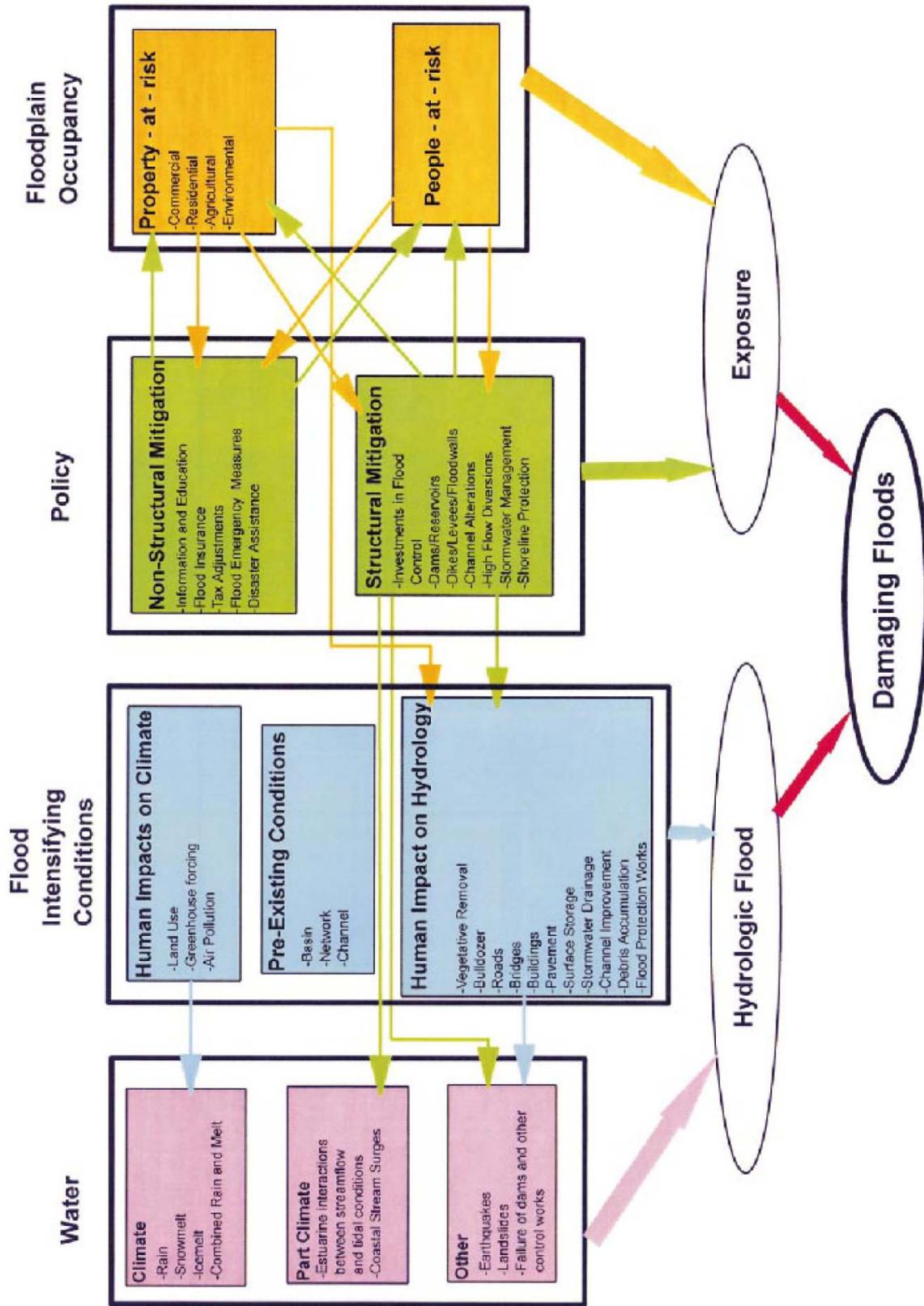


Abbildung 5.1: Faktoren, die zu Hochwasser mit hohen Schäden führen können, aus: Pielke Jr. und Downton (2000: 3627).

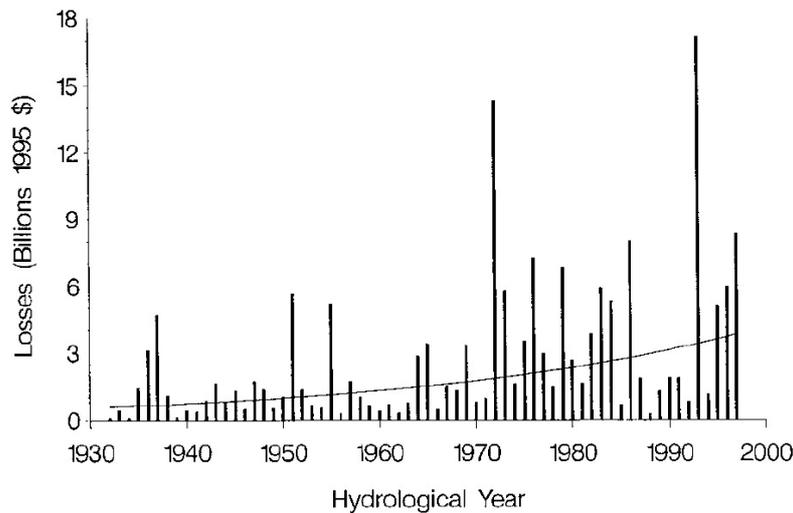


Abbildung 5.2: Trend der US-amerikanischen Hochwasserschäden in den Jahren 1932 bis 1997 in US\$ (1995), aus: Pielke Jr. und Downton (2000: 3626).

5.1.2 Entwicklung der letzten Jahrzehnte

Nachrichten von Hochwasser waren in den vergangenen Jahren häufig zu hören und berichteten oft von dramatischen Ereignissen. Sind heutige Hochwasser von größerem Ausmaß und größerer Häufigkeit als je zuvor?

Eine eindeutige Antwort scheint es auf diese Frage nicht zu geben. Varis (2005) und andere Autoren weisen darauf hin, dass in manchen Regionen der Welt die Hochwasser tatsächlich ein steigendes Volumen und eine erhöhte Häufigkeit aufweisen, jedoch an anderen Orten ein entgegengesetzter Trend zu beobachten ist. Diese Verschiebungen im Auftreten von Hochwasserereignissen, die aber auch für bestimmte Standort im Jahresverlauf *zwischen* den Jahreszeiten zu beobachten sind (vgl. etwa Osborn und Hulme 2002), werden zum einen auf Veränderungen des globalen Klimas zurückgeführt, zum anderen aber und mit noch größerer Bedeutung werden anthropogene Veränderungen der Wassereinzugsgebiete als Ursachen genannt (vgl. Varis 2005). Auch Dehnhardt et al. (2002) sehen anthropogene Eingriffe als einen Faktor für die Verschärfung von Hochwasserereignissen.

Unstrittig ist hingegen, dass Hochwasser*katastrophen*, die mit großen ökonomischen Schäden einhergehen, weltweit immer häufiger auftreten⁶. Beispielhaft zeigt Abbildung 5.2 die US-amerikanischen Hochwasserschäden in den Jahren 1932 bis 1997. Es müssen eine Reihe von Faktoren zusammen spielen, um Hochwasserkatastrophen auszulösen, wie Pielke Jr. und Downton (2000: 3626ff.) deutlich machen (vgl. Abbildung 5.1). Neben starken Niederschlägen sind demnach Hochwasser verstärkende Bedingungen, wie klimatische Veränderungen, menschl-

⁶Vgl. Schwarze und Wagner (2002) für Deutschland, Pielke Jr. und Downton (2000) für die USA, Osborn und Hulme (2002) für Großbritannien

che Eingriffe (Brücken- und Straßenbau, Versiegelungen, Deichbau, Entwaldung etc.), aber auch natürliche Gegebenheiten in den Flussgebieten, sowie unzureichendes Bewusstsein in der Bevölkerung bzw. starker Besiedlungsdruck aus dicht besiedelten Gebieten (vgl. Collins 2004) und damit einhergehend die Besiedlung von gefährdeten Bereichen verantwortlich für Hochwasserschäden. Ein hydrologisches Hochwasser kann nur Schaden anrichten, wenn Güter und Menschen diesem auch ausgesetzt sind. So kann die zunehmende Häufigkeit von Hochwasser mit hohen Schäden zum großen Teil auf massive antropogenen Eingriffe und die starke Besiedlung von Flussgebieten in der Vergangenheit sowie die damit verbundene verstärkte Hochwassergefährdung von Menschen und deren Eigentum zurückgeführt werden (Varis 2005: 478).

5.2 Eutrophierung

Reichern sich für Pflanzen wichtige Nährstoffe, z.B. Stickstoff- oder Phosphorverbindungen, in Ökosystemen an, so spricht man von *Eutrophierung*, die verschiedene ökologische Auswirkungen auf die Zusammensetzung der Fauna und Vegetation von Ökosystemen hat, die aus naturschützerischer Sicht bedenklich sind. In diesem Abschnitt soll geklärt werden, warum diese Entwicklung gerade in heutiger Zeit und in industrialisierten, hoch entwickelten Ländern wie Deutschland von Bedeutung ist.

Aufgrund der Komplexität des Stickstoffkreislaufs und der Vielfalt der verschiedenen Stickstoffverbindungen, die in Ökosystemen in ganz unterschiedlicher Weise eine Rolle spielen können, wird im folgenden vor allem auf den für alle Lebewesen wichtigen Nährstoff Stickstoff eingegangen.

5.2.1 Kurze Darstellung des Stickstoffkreislaufs

Wie bei anderen Nährstoffen auch, sind die pflanzlichen und tierischen Stickstoffumsätze Teil eines Kreislaufes, in dem enorme Mengen bewegt werden. Dieser Kreislauf (siehe auch Abbildung 5.3) wird durch photoautotrophe Pflanzen, heterotrophe Organismen⁷ und nitrifizierende⁸ Bakterien aufgebaut (Schwab et al. 1996). Die Fixierung und damit Nutzbarmachung von atmosphärischem Stickstoff (N_2) konnte sich im Laufe der Evolution unter den Lebewesen nicht universell etablieren. Dieser Vorgang ist sehr energieaufwändig und das dazu benötigte Enzym Nitrogenase sauerstoffempfindlich, was besondere Schutzstrategien gegen den allgegenwärtigen Sauerstoff in der heutigen Atmosphäre erfordert. Nur einige Bakterien und Pilze können atmosphärisches N_2 in von Pflanzen nutzbare Nitrationen (NO_3^-) umwandeln (Stickstofffixierung). Daher ist Stickstoff in pflanzenverfügbarer Form in der Biosphäre unter natürlichen

⁷siehe: Fußnote 12

⁸siehe: die folgenden Erläuterungen

Bedingungen meist nur begrenzt vorhanden (nach: Schwab et al. (1996)).

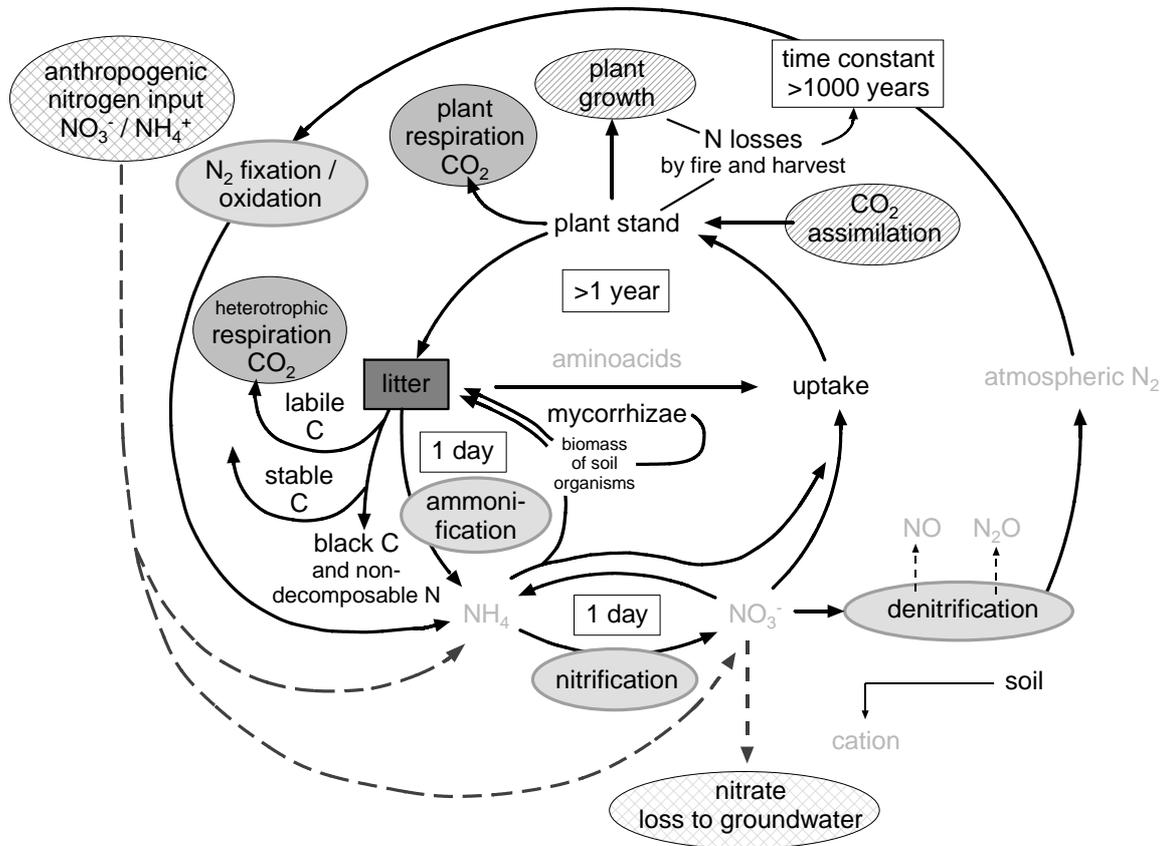


Abbildung 5.3: Der Stickstoffkreislauf in Ökosystemen – Diese Abbildung stellt die wichtigsten Pfade von Stickstoff in Waldökosystemen dar. Die Zeitangaben an den verschiedenen Pfeilen geben die gewöhnliche Umsetzungs- bzw. Verweildauer an. Durchgezogene Pfeile beschreiben Kohlenstoffflüsse, unterbrochene Pfeile zeigen den Weg anthropogen eingetragenen Stickstoffs, aus: Schulze (2000: Abb. 2, Kapitel 1)

Pflanzen nehmen von Bakterien und Pilzen fixierten Stickstoff oder aber Stickstoff, der bei der Zersetzung von organischer Substanz durch Destruenten⁹ frei wird, auf und bilden in der Photosynthese organische Substanz.

Bei der Zersetzung von organischem Material (tote Pflanzen und Tiere) wird der darin enthaltene Stickstoff als NH_4^+ (Ammoniumionen) freigesetzt, was als Mineralisation oder Ammonifikation bezeichnet wird. Der überwiegende Teil des Ammoniums wird dann bei guten

⁹Mineralisierer (Saprophage [Tiere, die sich von toter organischer Substanz ernähren], Pilze und Bakterien) – sie befinden sich zum größten Teil im Boden und bauen alle pflanzlichen und tierischen Reste in ihre anorganischen Bestandteile ab, mineralisieren also das organische Material, wodurch die Stoffkreisläufe geschlossen werden. (nach: Wilmanns (1998))

Belüftungsverhältnissen im Oberboden (wenn dort also genügend Sauerstoff vorhanden ist) von Bakterien zu NO_3^- oxidiert (Nitrifikation¹⁰). Diese beiden Verbindungen – NH_4^+ und NO_3^- – können schließlich von Pflanzen aufgenommen und wieder in organisch gebundenen Stickstoff umgewandelt werden (Schwab et al. 1996), der so auch für heterotrophe Organismen zugänglich wird. NO_3^- kann aber auch von anderen Bakterien zu N_2 reduziert werden, der in die Atmosphäre entweicht. Dieser Prozess schließt den Stickstoffkreislauf und wird als Denitrifizierung¹¹ bezeichnet. Die Denitrifizierung kann z.B. durch Form und Menge des ausgebrachten Stickstoff-Düngers in der Landwirtschaft beeinflusst werden. Hohe Nitratkonzentrationen am Ort der Denitrifizierung (z.B. Sümpfe oder Auensedimente) führen zu einer unvollständigen Reduktion bis zu N_2O , einem wichtigen Treibhausgas. Durch erhöhte Stickstoffeinträge über die Luft, die in Folge zu einem Anstieg des Stickstoffniveaus im Boden führen, können die natürlichen N_2O -Emissionen erheblich ansteigen.

5.2.2 Was bedeutet Eutrophierung?

Stickstoff ist ein wichtiges Nährelement für alle Lebewesen - er ist Bestandteil vieler organischer Verbindungen¹², z.B. von Eiweißen.

Der größte für Lebewesen verfügbarer Stickstoffpool ist der molekulare Stickstoff (N_2) der Atmosphäre. Dieser kann jedoch von fast allen Lebewesen nicht genutzt werden - lediglich einige Bakterien und Pilze sind dazu in der Lage. Stickstoff in pflanzenverfügbarer Form stellt, wie schon oben erläutert, in den meisten Ökosystemen einen begrenzenden Faktor dar, und die Organismen sind auf dessen Knappheit eingestellt. In humiden Gebieten – in denen er leicht der Auswaschung unterliegt – wirkt die Verfügbarkeit von Stickstoff entscheidend auf die Zusammensetzung und das Wachstum der Vegetation und somit indirekt auch der Tierwelt

¹⁰ $NH_4^+ \rightarrow NO_2^-$ (toxisch) $\rightarrow NO_3^-$ 1.Schritt: Nitrosomonas, 2.Schritt: Nitrobakter; Dieser Vorgang ist O_2 -zehrend und NH_3 kann sich entwickeln, was, wenn diese Prozesse in Gewässern ablaufen, zu Fischsterben führen kann.

¹¹Dieser Prozess ist energieaufwändig, doch indem die Bakterien parallel dazu mit dem aus NO_3^- gewonnenen O_2 $2H_2$ zu $2H_2O$ umsetzen, können sie mehr Energie freisetzen als sie investieren. Alle Denitrifikanten (z.B. Pseudomonas) greifen nur unter O_2 -Mangel (in wassergeprägten Ökosystemen – Feuchtgebiete im weitesten Sinne) auf gebundenen Sauerstoff zurück, sie sind stets heterotroph.

Molekularer Stickstoff (N_2) ist das letzte Glied der Denitrifizierungs-Kette und entsteht nur bei vollständiger Denitrifizierung. Die Einflüsse, die auf den Umfang der Denitrifizierung wirken, stehen in komplexen Wechselwirkungen zueinander. Bei unvollständiger Denitrifizierung können sich die Treibhausgase N_2O und NO entwickeln. siehe dazu auch: Amon et al. (1999)

¹²von Organismen (Lebewesen) aufgebaute spezielle Kohlenstoffverbindungen. Organismen bestehen aus organischer Substanz. Pflanzen können aus anorganischen Verbindungen (Wasser [H_2O], Kohlenstoffdioxid [CO_2]) mit Hilfe des Sonnenlichts organische Verbindungen produzieren – sie speichern dabei die Lichtenergie in Form von chemischer Energie und werden daher *photoautotroph* genannt, während tierische Organismen auf die organische Substanz von Pflanzen oder anderen Tieren angewiesen sind. Sie werden als *heterotrophe* Organismen bezeichnet, da sie selbst keine organische Substanz aus unbelebter Materie herzustellen vermögen.

ein.

Durch die Tätigkeit des Menschen und damit verbundenen Emissionen – NO_x , NH_4^+ , NO_3^- – wurden die Stickstoffumsätze in der Biosphäre¹³ erhöht. Dadurch haben sich die Bedingungen und bestehenden Gleichgewichte in vielen Ökosystemen verändert.

Die primäre Folge von übermäßigen Nährstoffeinträgen ist ein verstärktes Pflanzenwachstum, wobei jedoch bestimmte Organismen das erhöhte Nährstoffangebot besser nutzen können als andere. Dies hat Verdrängung bestimmter Arten durch an die neuen Bedingungen besser angepasste Arten und somit eine Verschiebung der Artenzusammensetzung zur Folge – es können sich weitgehende Monokulturen von nitrophilen¹⁴ Arten entwickeln. Beispiele hierfür sind große Brennnesselbestände, die Ausbreitung von Holunder in unseren Wäldern und das starke Algenwachstum in Seen und Meeren. Auch die Tierwelt ist von Eutrophierung betroffen, vor allem durch das Verschwinden von Futterpflanzen und Lebensräumen (Überwinterungsorte), sowie durch Sauerstoffmangel in Gewässern ausgelöst durch das starke Algenwachstum und vermehrte Zersetzungsprozesse – in Nord- und Ostsee, aber beispielsweise auch im Golf von Mexiko stellt Hypoxie (Sauerstoffunterversorgung bestimmter Meeresgebiete) ein grosses Problem dar, und manche Fischarten sind daher vom Aussterben bedroht.

In hochentwickelten Industrieländern (z.B. Schweiz oder Deutschland) sind heute vor allem Emissionen aus diffusen Quellen (so genannte „non-point-source-pollution“) problematisch, während punktförmige Quellen (menschliche Siedlungen und Industrieanlagen) schon recht gut mit der weit entwickelten Kläranlagentechnik zu handhaben sind. In Deutschland stammen derzeit ca. 72 % der Stickstoffeinträge in Oberflächengewässern (das sind 590 000 t/a) aus diffusen Quellen (vgl. ATV-DVWK 2003: 5).

Trotz verschiedener internationaler Abkommen konnten beispielsweise die Eutrophierungsprobleme in Nord- und Ostsee durch Nährstoffzuflüsse noch immer nicht behoben werden (siehe hierzu u.a. EEA 1999; 2001).

Eutrophierung stellt jedoch nicht nur ein Naturschutzproblem (Aussterben bzw. Verschwinden von heimischen Arten) sondern auch ein ökonomisches Problem dar. Einige ökonomisch genutzte Fischarten sind beispielsweise von den Folgen der Eutrophierung von Gewässern betroffen (u.a. in der Ostsee), der Erholungswert z.B. von Badegewässern sinkt (es können z.B. allergische Reaktionen auftreten), und die verminderte Wassergüte erfordert einen erhöhten Reinigungsaufwand mit entsprechenden Kosten bzw. schränkt die Trinkwasseraufbereitung ein¹⁵.

¹³Die Biosphäre umfasst die dünne Schicht an der Erdoberfläche, in der sich alle Lebenserscheinungen abspielen, also die unterste Schicht der Atmosphäre, soweit sich lebende Organismen in ihr dauernd aufhalten und Pflanzen hineinragen, die durchwurzelt die Schicht der Lithosphäre (Gesteinssphäre der Erde – Erdkruste), die als Boden bezeichnet wird, sowie die Hydrosphäre (Gewässer), die bis in die Tiefsee hinunter besiedelt ist (nach: Walter und Breckle 1999).

¹⁴an hohe Nährstoffkonzentrationen angepasst

¹⁵vgl. ATV-DVWK (2003)

6 Hochwasserschutz

Jeder Wasserlauf hat ein natürliches Überschwemmungsgebiet, in das sich Hochwasser ausbreitet. Sollen Beeinträchtigungen durch Hochwasser gering gehalten werden¹, müssen nach DVWK (1986: 1):

- Überschwemmungsgebiete weitgehend von hochwasserempfindlichen Nutzungen freigehalten,
- Hochwasserabflüsse durch Rückhalt am Oberlauf verringert oder
- Sicherungsmaßnahmen im Überschwemmungsgebiet getroffen werden.

Moderner Hochwasserschutz wird meist in folgende drei Bereiche untergliedert (vgl. MUV BW 2001: 19):

- *Hochwasservorsorge*: Flächenvorsorge, Bauvorsorge, Verhaltensvorsorge, Risikovorsorge;
- *Technischer Hochwasserschutz*: Deiche und Mauer, Hochwasserrückhaltebecken und Talsperren, Gewässerausbau;
- *Stärkung des natürlichen Wasserrückhaltes in der Fläche*: Freiflächen und landwirtschaftliche Flächen, urbane Flächen, Flussauen.

Abweichend von dieser Gliederung wird im folgenden vereinfachend lediglich zwischen *lokalen Schutzmaßnahmen* (Sicherungsmaßnahmen im Überschwemmungsgebiet) und *vorsorgendem Hochwasserschutz* im weitesten Sinne (Flächenvorsorge, Abflussverringering) unterschieden. Diese einfache Strukturierung des komplexen Bereichs Hochwasserschutz leitet sich aus der Thematik dieser Arbeit ab.

¹Der *Hochwasserschutz* ist in Deutschland eine öffentlich-rechtliche Aufgabe, auf die kein Anspruch besteht (Heiland 2002: 28ff.). Diese Aufgabe liegt in der Regelungskompetenz der Bundesländer, da für das Wasserhaushaltsrecht nach Art. 75 IV Grundgesetz (GG) der Bund lediglich Rahmengesetzgebungskompetenz besitzt. Für weitere Ausführungen zum rechtlichen Rahmen des Hochwasserschutzes siehe Abschnitt III.12.3

6.1 Lokale Schutzmaßnahmen

Die Vermeidung von Schäden bzw. die Verringerung des Schadenspotenzials wird am wirkungsvollsten durch die Vermeidung von Baumaßnahmen in Risikogebieten erreicht (vgl. LA-WA 2000). In der Realität liegt das Wirkungspotenzial jedoch vor allem in der *zukünftigen* Begrenzung bzw. Verhinderung eines weiteren Zuwachses an Schadenspotenzial durch weitere Nutzungsausdehnung in gefährdeten Gebieten. Die Möglichkeit, bereits vorhandenes Schadenspotenzial (Städte, Infrastruktur, Industrie) in bedeutendem Umfang aus Risikogebieten auszulagern, schätzt Heiland (2002) als gering ein. Es ist im Gegenteil eine weitere Zunahme der Werte bestehender Einrichtungen und damit ein Anstieg des Schadenspotenzials zu beobachten.

Gerade auf kommunaler Ebene sind demnach Maßnahmen zum vorbeugenden Hochwasserschutz erforderlich, die schon bei der Planung bestimmter Nutzungen im hochwassergefährdeten Bereich berücksichtigt werden müssen (Rembierz 2001: 5). Die Sicherung und Rückgewinnung von natürlichen Überschwemmungsflächen sowie die Vorsorge in überflutungsgefährdeten Bereichen hinter Deichen gehören dabei zu den Hauptaufgaben des lokalen vorbeugenden Hochwasserschutzes.

Sollte eine Ausbreitung hochwasserempfindlicher Flächennutzung in Überschwemmungsgebiete nicht zu vermeiden sein, können zu deren *lokalem Schutz* begrenzt wirksame Flutmulden und Entlastungskanäle eingerichtet werden. Daneben kann Bau-, Verhaltens- und Risikovorsorge (Versicherung) betrieben werden², die zur Reduzierung der im Hochwasserfall entstehenden Schäden beitragen kann.

Die wohl üblichste Form des Hochwasserschutzes ist jedoch der Bau von Hochwasserschutzdeichen. Diese können die Dauer und Höhe einer Hochwasserwelle beeinflussen und Ausuferungen verhindern (MUV BW 2001: 25). Der DVWK (1986: 1–3) weist jedoch darauf hin, dass Flussdeiche, da sie stets einen Teil des natürlichen Überschwemmungsgebietes vom Wasserlauf abtrennen, unweigerlich auch nachteilige Auswirkungen besitzen.

Wasserwirtschaftlich bedeutsam ist, dass durch Eindeichung der durchflossene Querschnitt verringert wird, was den Abfluss beschleunigt und die Laufzeiten von Hochwasserwellen verkürzt. Durch den Wegfall von natürlichen Retentionsräumen³ erhöhen sich darüber hinaus die Hochwasserscheitel und die Grundwasserneubildung wird eingeschränkt. Bei einem Deichbruch können aufgrund des plötzlichen Auftretens hoher Wasserstände und der Ansiedlung von wertvollen Anlagen, die ohne Eindeichung nicht vorhanden wären, hohe Schäden entstehen (vgl. DVWK 1986: 1–3).

²Diese Maßnahmen werden in MUV BW (2001: 31ff.) der Hochwasservorsorge im engeren Sinne zugeordnet. Sie sind jedoch im Rahmen dieser Arbeit zu den lokalen Schutzmaßnahmen zu zählen.

³Retention bedeutet in diesem Rahmen: der Rückhalt von Wasser in der Landschaft (Boden, Vegetation etc.) bzw. in künstlichen Stauräumen.

6.2 Vorsorgender Hochwasserschutz

Unter vorsorgendem Hochwasserschutz wird hier vor allem die Flächenvorsorge (Hochwassergefahrenkarten, Ausweisung von Überschwemmungsgebieten, Maßnahmen zur Verbesserung des Wasserrückhalts in der Fläche) verstanden. Die obige Auflistung möglicher Maßnahmen zum Hochwasserschutz (DVWK 1986: 1) nennt *zuerst* die Freihaltung von gefährdeten Bereichen sowie die Wasserrückhaltung am Oberlauf, die aus wasserwirtschaftlicher Sicht besonders vorteilhaft durch Verzögerung des Abflusses im Gelände, Förderung der Versickerung sowie durch Hochwasserrückhaltebecken geschehen kann.

Den *lokalen Sicherungsmaßnahmen* müssen demnach die Handlungsfelder des *vorsorgenden Hochwasserschutzes* gegenüber gestellt werden:

1. Sicherung und Rückgewinnung von Retentionsräumen;
2. Rückhalt von Niederschlagswasser in der Fläche;
3. Minimierung des Schadenspotenzials;
4. technischer Hochwasserschutz durch Hochwasserrückhaltebecken und Polder.

6.2.1 Technischer Hochwasserschutz

Die mit Abstand wirksamste Maßnahme zur Absenkung des Wasserspiegels bei Hochwasser ist nach LAWA (2000: 1) die durch Maßnahmen des technischen Hochwasserschutzes mögliche Wiedergewinnung ehemals vorhandener Überschwemmungsgebiete in einer Talau in Form *gesteuerter* Rückhaltungen (Polder). Rückhaltebecken nutzen die von der Natur her bekannte Retentionswirkung der natürlichen Überschwemmungsflächen, optimieren diese aber hinsichtlich Größe, Lage und Zeitraum der Einflussnahme auf den Abflussprozess (MUV BW 2000: 25). Wesentliche Eigenschaft dieses Instruments ist die Möglichkeit der gezielten Flutung mittels Flutungsbauwerken, wodurch die Kappung von Hochwasserwellen und somit die Entlastung von stromabwärts gelegenen Gebieten möglich wird. Um eine annähernd gleiche Wirkung auf den Scheitelabfluss zu erzielen, wird mit ungesteuerten bzw. natürlichen Retentionsräumen im Mittel das drei- bis vierfache an Volumen (Fläche) benötigt (LAWA 2000: 8).

In LAWA (2000: 1) wird allerdings darauf hingewiesen, dass über die rein technischen Maßnahmen hinaus die vielfältigen den Abfluss dämpfenden und verzögernden Maßnahmen in der Fläche des Einzugsgebietes ebenfalls von Bedeutung sind.

6.2.2 Nicht-technischer Hochwasserschutz

Mit dem nicht-technischen, naturnahen Hochwasserschutz werden v.a. die Speichermechanismen der Landschaft genutzt (Bronstert et al. 2001: 17ff.), deren Speichermedien vielfältig sind: Vegetation, Boden, Geologie (Untergrundgestein) und Topographie (Relief) können zur Abflussverminderung bzw. -verzögerung beitragen.

Vorgehen Im Rahmen des naturnahen Hochwasserschutzes werden zwei Strategien verfolgt:

- einerseits kann durch Evapotranspiration (vgl. Fußnote 4) bzw. die *mittel- und langfristige* Speicherung von Wasser über ein Niederschlagsereignis hinaus eine *Verminderung* des Abflusses erreicht werden,
- andererseits ermöglicht eine *Verzögerung* des Abflusses, d.h. die *kurzfristige* Speicherung von Wasser innerhalb des Ereignismaßstabes, eine Änderung der zeitlichen Verteilung des abfließenden Wasservolumens.

Vom Standpunkt des Hochwasserschutzes aus ist eine Verminderung bzw. Reduktion der Hochwasserfülle immer von Vorteil. Ob hingegen die Veränderungen von Hochwasserscheitel und -dauer aufgrund von Verzögerungen der Abflussbildung bzw. des Wellenablaufs als wünschenswert angesehen werden können, ist stets vom Betrachtungsort und -maßstab ebenso abhängig wie von der Interessenslage des Betrachters (vgl. Bronstert et al. 2001: 17–19).

Neben Aufforstungen am Oberlauf, Vermeidung bzw. Rücknahme von Versiegelungen sowie naturnaher Wasserrückhaltung außerhalb der Auen (standortangepasste landwirtschaftliche Nutzung, Vermeidung von Entwässerungen) spielen Schutz und Wiederherstellung von natürlichen Gewässerläufen und Überschwemmungsräumen in Flussauen für den naturnahen Hochwasserschutz eine wichtige Rolle (vgl. u.a. Nagl und Schönauer 2002: 16–18). In Deutschland, wo ein großer Teil der Flussgebiete eingedeicht ist und intensiv genutzt wird (vgl. Abschnitt 11), ist daher vor allem die Rückverlegung bzw. Schlitzung von Deichen für den vorsorgenden Hochwasserschutz von besonderer Bedeutung. Parallel dazu sind die Verlegungen von hochwasserempfindlichen Nutzungen (kleine Siedlungen (vgl. Nagl und Schönauer 2002: 16) bzw. Siedlungsteilen, Industrie, intensiver Ackerbau) aus Flussauen heraus zu überlegen (vgl. auch: Rosinke 2000, Hack 2002).

Überschwemmungsflächen Natürliche Retentionsräume (d.h. mehr oder weniger naturnahe Flächen, die frei überschwemmt werden können) wirken grundsätzlich wie frei geflutete ungesteuerte Rückhalteräume. Sie nehmen einen Teil der Hochwasserwelle temporär auf und führen so u.a. zu einer Verzögerung des Abflusses und einer Senkung des Wasserspiegels. Bei gleicher Größe sind sie allerdings weniger wirksam als gesteuerte Retentionsräume und nicht

zielgerichtet einsetzbar. Die Aufgabe von Sommerdeichen und damit die Einrichtung von Überschwemmungsflächen trägt vor allem zur Reduktion von kleinen bis mittleren Hochwassern bei (LAWA 2000: 7).

Nach Merkel et al. (2002) lassen Deichrückverlegungsflächen, die aus unterschiedlichen Gründen ungesteuert, d.h. während des natürlichen Wasserspiegelanstiegs vor Eintreffen des Scheitels der Hochwasserwelle, geflutet werden sollen, im Bereich der Einzelmaßnahme lokale Wirkungen wie Wasserspiegelabsenkungen infolge Aufweitung erwarten. Ihre großräumigen Wirkungen auf den Abflussscheitelwert sind marginal und beschränken sich dabei auf einen verzögernden Effekt, der jedoch nach Büchele (05.11.03) für den Hochwasserschutz an der Elbe ohne Bedeutung ist.

Neben anderen weist Jährling (1994) jedoch auf die natürliche Ausgleichsfunktion der Auen für den Landschaftswasserhaushalt hin und vertritt die Meinung, dass intakte Überflutungsaue und Feuchtgebiete bei Hochwasser Infiltrationsfläche zur Verfügung stellen, dämpfend auf Scheitelabflüsse wirken, und so das Gefährdungspotenzial für Unterliegergebiete verringern können.

Nach Johnston et al. (1990: 135) zeigen verschiedene Studien einen Zusammenhang zwischen dem Rückhaltvolumen von Feuchtgebieten und Seen in einem Einzugsgebiet und den Spitzenabflüssen bei Hochwasser. Der Zusammenhang zwischen der Speicherkapazität eines Flussgebietes (Anteil von Feuchtgebieten und Seen) und dem relativen Hochwasserabfluss ist dabei nichtlinear, was auch die Ergebnisse der Untersuchungen von Johnston et al. (1990: 135) verdeutlichen. Danach wirken sich bereits geringe Verluste von Feuchtgebietsflächen sehr stark auf die Hochwasserabflüsse aus, wenn in einem Flussgebiet der Anteil der Feuchtgebietsfläche unterhalb des kritischen Grenzwertes von 10% liegt. Dieser Anteil wird in allen deutschen Flussgebieten erheblich unterschritten, was Abschnitt 11 besonders deutlich macht. Renaturierungen bzw. Deichrückverlegungen könnten sich demnach überproportional positiv auf das Hochwassergeschehen in einem Einzugsgebiet auswirken.

7 Nährstoffretention

Neben der allein aus menschlicher Sicht bedeutsamen Dienstleistung Hochwasserschutz ist eine wichtige ökologische Funktion von Feuchtgebieten Rückhalt und Festlegung von Nährstoffen, die Nährstoffretention.

Eutrophierung ist ein regionales Problem, d.h. dieses Problem kann nicht – wie etwa bei CO_2 – an einer Stelle verursacht und in z.T. großer räumlicher Entfernung gelöst werden, wie das mittels Joint Implementation, Clean Development Mechanism, und weltweitem Zertifikatehandel zur Verminderung der globalen Klimaveränderung erreicht werden soll. Die Auswirkungen von Eutrophierung sind in räumlicher Nähe und in klarem räumlichen Bezug zu den Orten der Emission von Nährstoffen zu finden¹. Dies bedeutet, dass auch die Bekämpfung der Folgen auf einer angemessenen räumlichen Ebene stattfinden muss.

Eutrophierung kann durch die Vermeidung von Nährstoffemissionen z.B. durch verbesserte Filter oder verbesserte Technologien in Industrie und Kraftfahrzeugen, vor allem aber durch verminderte, gezieltere und den Boden- und Witterungsverhältnissen besser angepasste Düngung in der Landwirtschaft vermieden werden.

Stickstoff wird diffus im wesentlichen als Nitrat (NO_3^-) aus dem Grundwasser, aus dem Oberflächenabfluss, der neben Nitrat auch organisch gebundenen Stickstoff im Humus enthalten kann, und über den Zwischenabfluss² in die Oberflächengewässer eingetragen.

Die Emission an Gesamtstickstoff in Deutschland betrug im Zeitraum 1993 - 1997 820 000 t a⁻¹, was einer Verringerung gegenüber dem Vergleichszeitraum 1983 bis 1987 um 25 % entspricht. Das international vereinbarte Ziel, die Stickstoffeinträge in Nord- und Ostsee zwischen 1985 und 1995 zu halbieren³, wurde dennoch nicht erreicht, obwohl Einträge über Punktquellen (Industrieanlagen und Kläranlagen) um 45 % reduziert werden konnten. Ihr Anteil beträgt heute noch 28 %⁴.

Der wesentlichste Beitrag zur Reduzierung der Stickstoffeinträge in Gewässer ist nach ATV-

¹Mit Ausnahme der zum Teil weit transportierten NO_x -Emissionen.

²Interflow bzw. Dränwasser

³Festgehalten in HELCOM: „Declaration on the Protection of the Environment of the Baltic Sea“ vom 15. Februar 1988 sowie bei der „North Sea Ministerial Conference“ (1987), deren Ziele von der OSPAR: „Commission for the Protection of the Marine Environment of the North-East Atlantic“ in ihrer Konvention vom 22. September 1992 übernommen wurden.

⁴Umweltbundesamt, 2001: Daten zur Umwelt

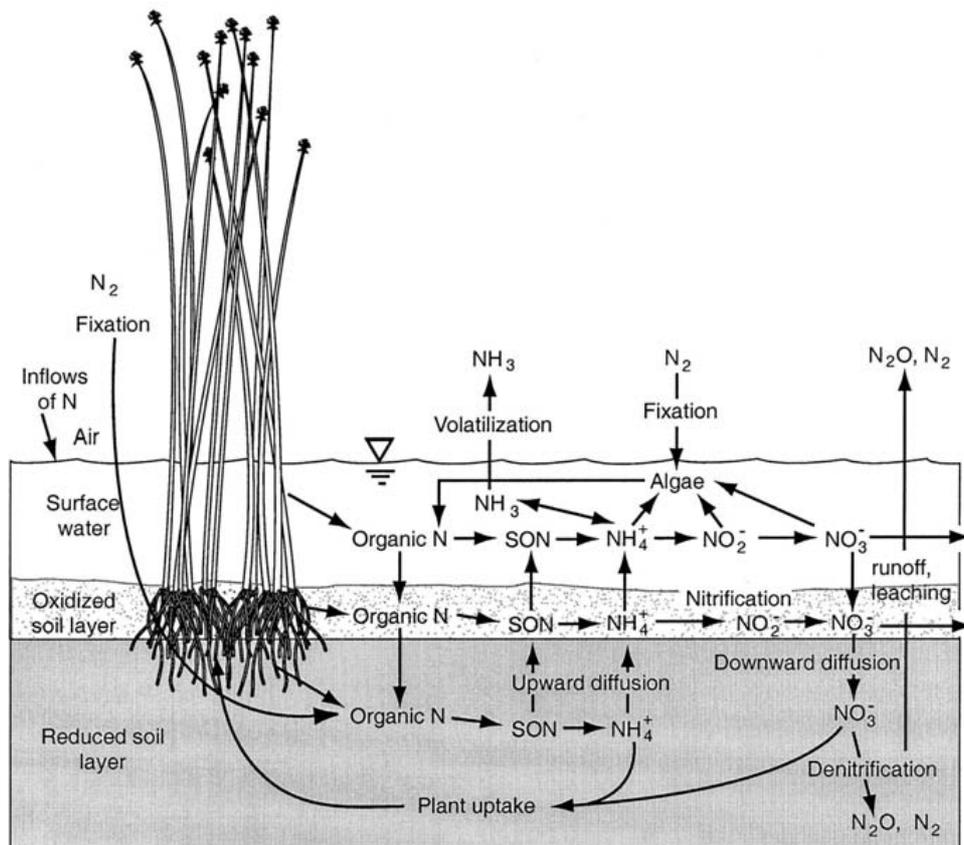


Abbildung 7.1: Die Umwandlung von Stickstoff in Feuchtgebieten, aus: Mitsch et al. (2001: 377)

DVWK (2003) von Änderungen in der landwirtschaftlichen Bewirtschaftung zu erwarten. Der Stickstoffüberschuss je Hektar und Jahr wurde seit 1988 von ca. 130 kg auf ca. 85 kg verringert. Dennoch sind die diffusen Stickstoff-Einträge in die Gewässer nur geringfügig zurückgegangen, da die Überschüsse noch immer weit über dem vertretbaren Rahmen von 10 - 40 kg liegen. Eine *Halbierung* der Stickstoff-Frachten und das Erreichen einer flächendeckend guten Gewässerqualität nach der Wasserrahmenrichtlinie sind mittels der bislang durchgeführten Maßnahmen *auch mittelfristig nicht zu erwarten*. Vielfach sind diese Ziele nur durch eine Änderung der Landnutzung zu erreichen (ATV-DVWK 2003: 7).

Eine weitere Senkung der Stickstoffkonzentrationen in Gewässern erfordert nach Trepel und Palmeri (2002) Maßnahmen auf *allen* Ebenen des Stickstoffflusses durch die Landschaft. Dazu gehört neben verbesserten Landwirtschaftstechniken *auch* die Förderung bzw. Instandsetzung von Ökosystemen, die als Senken für Nährstoffe dienen. Selbst bei einer deutlichen Reduktion der Nährstoffeinträge in Ökosysteme verursachen die schon vorhandenen hohen Belastungen mit verschiedenen Nährstoffen doch noch immer Veränderungen der Artenzusammensetzung und wirken als Quellen, da Nährstoffe z.B. mittels Wasser von einem Ökosystem in andere

übertragen werden können – es werden also u.a. Ökosysteme benötigt, die Nährstoffe in Biomasse festlegen und sedimentieren oder aber in Formen umwandeln können, die nicht mehr von Pflanzen nutzbar sind. Alle diese Leistungen bieten Feuchtgebiete, wie Abbildung 7.1 zeigt.

Aufgrund der hydrologischen Gegebenheiten in diesen Ökosystemen herrschen besonders gute Bedingungen für die Denitrifizierung, also für die Schließung des Stickstoffkreislaufs⁵, sowie für den Einbau der eingetragenen Nährstoffe in organisches Material⁶ und die Sedimentierung von organischer Substanz unter Luftabschluss, also die Reduzierung der Menge der pflanzenverfügbaren Nährstoffe in der Biosphäre.

Vor allem aber wegen der hohen Denitrifizierungsraten sind Feuchtgebiete effektive Stickstoffsinken (vgl. Mitsch et al. 2001). Im Stickstoffkreislauf von durch Oberflächenwasser geprägten Feuchtgebieten ist die Denitrifizierung quantitativ der bedeutendste Prozess für die Verbesserung der Wasserqualität (Trepel und Palmeri 2002). In einer Studie von Hanson et al. (1994: 920f.) wird deutlich, dass für die Denitrifizierung an der Bodenoberfläche ein komplexes Zusammenspiel von hydrologischen Verhältnissen, Bewuchs und Bodenprozessen sowie eine hohe Bodenfeuchte entscheidend sind. Gerade in Bereichen mit fluktuierendem Wasserspiegel kann sich eine für eine hohe Stickstoff-Retention wichtige, starke Nitrifikations-Denitrifikationsaktivität entfalten (Hanson et al. 1994: 921), was allerdings ein ungestörtes hydrologisches Regime voraussetzt. Entscheidende Faktoren für diesen Prozess in Abhängigkeit von der gewählten Betrachtungsebene sind in Abbildung 7.2 zu erkennen.

Der einzige Mechanismus, der Nährstoffe wirklich aus der Bio- und Hydrosphäre entfernt, ist die Nitrifikation und anschließende Denitrifikation von Stickstoff. Da die Nitrifikation nur unter aeroben Bedingungen abläuft, die Denitrifikation hingegen unter anaeroben, werden die höchsten Eliminationsraten für Stickstoff erreicht, wenn beide Bedingungen räumlich oder zeitlich versetzt auftreten. Dies ist z.B. der Fall, wenn sauerstoffreiches Wasser über eine anaerobe Bodenschicht strömt oder wenn *Überflutungsperioden mit Zeiten der Entwässerung abwechseln* (Succow und Joosten 2001: 40f.), wie dies gerade in Flussauen der Fall ist. Aus diesen Gründen kann sich die Retentionskapazität auch nach langer Lebensdauer nicht erschöpfen (Succow und Joosten 2001: 42).

Nach Söderqvist (2002: 170) wird in verschiedenen Programmen zur Einrichtung von Feuchtgebieten als „Daumenregel“ eine durchschnittliche Retentionsleistung von $1\,000\text{ kg-N ha}^{-1}\text{ a}^{-1}$ angenommen. Aktuelle Studien zeigen mit diesem Wert konsistente Ergebnisse, so z.B. die Untersuchung von Alström et al. (2000: 26), die absolute Stickstoff-Retentionswerte von $380 - 4110\text{ kg-N ha}^{-1}\text{ a}^{-1}$ (mit einem Durchschnitt von $1500\text{ kg-N ha}^{-1}\text{ a}^{-1}$) in vier verschiedenen Feuchtgebieten messen konnten. Diese Retentionsleistung muss allerdings in Beziehung zur relativen Stickstoff-Retention gesetzt werden: der Anteil an der gesamten Stickstoff-Fracht die in das Feuchtgebiet einfließt, liegt bei diesen Feuchtgebieten zwischen 4,8 % und 50 %.

⁵Die Freisetzung molekularen Stickstoffs (N_2), vgl. Abbildung 5.3.

⁶Feuchtgebiete sind sehr produktive Ökosysteme.

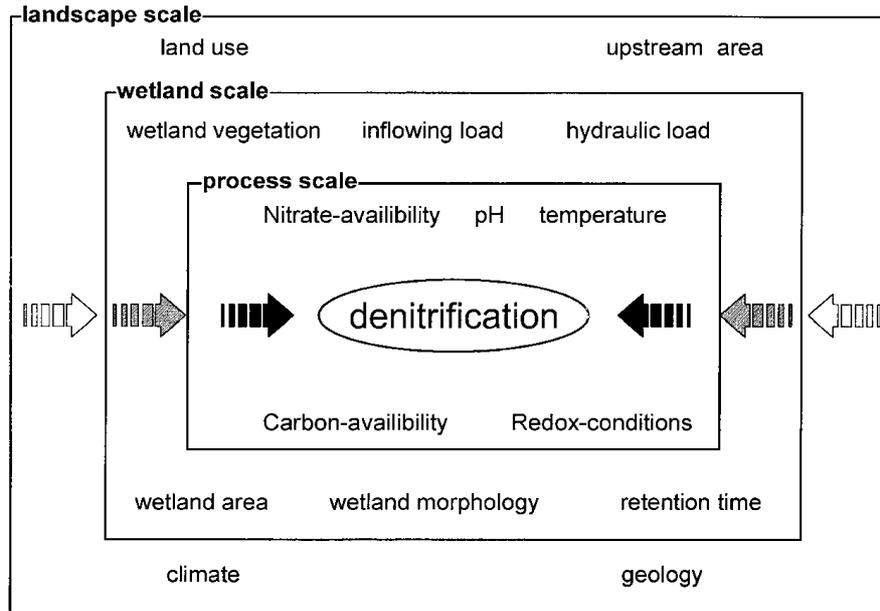


Abbildung 7.2: Einflussfaktoren für den mikrobiologischen Prozess der Denitrifizierung auf verschiedenen räumlichen und zeitlichen Betrachtungsebenen, aus: Trepel und Palmeri (2002: 128)

Das älteste der untersuchten Systeme wies dabei die größte relative N-Retention, 50 %, bei einer mittleren absoluten Retention von $1080 \text{ kg-N ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$. Es war aber auch gleichzeitig das größte der untersuchten Feuchtgebiete. Das kleinste (0,65 Hektar) und gleichzeitig jüngste (Alter: 2 Jahre) System wies die größte absolute Retention, $4110 \text{ kg-N ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ auf, bei einer ungleich geringeren relativen Retention von 7,1 % der gesamten N-Fracht. Die beiden anderen untersuchten Feuchtgebiete waren ebenfalls von geringer Größe (≤ 1 Hektar) und von geringem Alter (2,5 bzw. 7 Jahre), wiesen aber eine vergleichsweise geringe absolute und relative Retentionsleistung auf.

Ein solch weiter Schwankungsbereich der absoluten und relativen Retentionsleistung scheint typisch für diese Ökosysteme zu sein. Jansson et al. (1998: 255) vergleichen, leider ohne Angabe von Alter und Fläche der Ökosysteme, die Ergebnisse zwölf verschiedener Studien⁷ zur Retentionsleistung von Feuchtgebieten. Es zeigt sich, dass die relative Retentionsleistung zwischen 19 – 100 % der gesamten N-Fracht liegen kann, bei einer absoluten Retention zwischen $4,2$ bis $310 \text{ kg-N ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ (Durchschnitt: $51,6 \text{ kg-N ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$) entspricht.

In einer ähnlichen Größenordnung bewegen sich auch die Ergebnisse der Untersuchung von Hanson et al. (1994). In Abhängigkeit von Bodenfeuchte und NO_3 -Zufuhr wurden in dieser Studie Denitrifikationsleistungen in flussnahen, natürlichen Feuchtgebieten von 5 bis $40 \text{ kg-N ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ gemessen.

⁷Aus den Jahren 1979–1991

$\text{N ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ gemessen, bei einer relativen Retentionsrate von 59 %, was auch weiteren Ergebnissen aus der in dieser Studie zitierten Literatur entspricht (Hanson et al. 1994: 921). Hanson et al. (1994: 922) weisen darauf hin, dass die Denitrifizierung NO_3 -limitiert war und größere Retentionsraten an den untersuchten Standorten möglich sind.

Craft und Casey (2000) maßen in ihrer Studie u.a. die Stickstoffakkumulation in durchströmten („riparian“) und „geschlossenen“ („depressional“) Feuchtgebieten ohne Abfluss in Zeiträumen von 30 und 100 Jahren. Die Ergebnisse für die Stickstoffakkumulation in diesen Ökosystemen von 14 bis $80 \text{ kg-N ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ bezeichnen die Autoren als relativ hoch und führen dies auf geringe Raten der Bodenablagerung sowie hohe Kohlenstoff- und Stickstoffkonzentrationen im Unterboden zurück. Darüber hinaus ist von Bedeutung, dass entgegen den Erwartungen zwischen durchströmten und „geschlossenen“ Feuchtgebieten (in Senken) kaum Unterschiede in der Stickstoffakkumulation festgestellt wurden (Craft 1996: 329). Kronvang et al. (1999) konnten hingegen eine Stickstoff-Retentionsleistung von $340 \text{ kg-N ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ auf einer Feuchtwiese und $1137 \text{ kg-N ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ in einem Sumpfgebiet messen.

Gren (1995) geht entsprechend einer Studie von Leonardson (1994, in Gren 1995: 166) von einer N-Retentionskapazität zwischen 100 und $500 \text{ kg-N ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ in Abhängigkeit vom Feuchtgebietstyp, den Standortbedingungen sowie dem Alter der Ökosysteme aus. Wie Kusler und Kentula (1990) beschreiben, kann die N-Retentionskapazität von renaturierten oder neu eingerichteten Feuchtgebieten nach drei bis zehn Jahren niedriger, höher oder ebenso hoch sein wie bei natürlichen Feuchtgebieten. Gren nimmt daher für renaturierte Feuchtgebiete in Gotland an, dass eine Vermeidungskapazität von $500 \text{ kg-N ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ nach 10 Jahren erreicht wird. Während des ersten Jahres soll diese Kapazität bei $215 \text{ kg-N ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ liegen und um 10 % im Jahr in den darauf folgenden 10 Jahren ansteigen.

Die präsentierten Daten lassen die „Daumenregel“ von Mitsch und Gosselink (2000b: 705) für die Retentionsleistung von durchströmten Feuchtgebieten in flussnahen Gebieten von 100 – $200 \text{ kg-N ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ realistischer erscheinen als die zunächst erwähnten $1000 \text{ kg-N ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$. Die weite Schwankungsbreite der Ergebnisse und die offensichtlich starke Standortabhängigkeit der Retentionsleistung⁸ empfehlen eine konservative Schätzung der Retentionsleistung von Feuchtgebieten in Höhe von 100 bis $200 \text{ kg-N ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ (vgl. Trepel und Palmeri 2002: 138).

Neben den erwähnten Studien zur Retentionsleistung *einzelner* Feuchtgebiete sei hier noch auf die kumulative Folgenabschätzung⁹ eines Rückgangs der Feuchtgebietsflächen in einem ganzen Flussgebiet durch Johnston et al. (1990) hingewiesen. Diese Autoren bewerten die *kollektive* Funktion einer Gruppe von Feuchtgebieten – *nicht*, wie die oben erwähnten und weitaus meisten der Studien zu Feuchtgebieten, die Funktion *einzelner* Ökosysteme. Eines

⁸Byström (1999) etwa weist auf die Abhängigkeit der Stickstoffretentionskapazität in wiederhergestellten Feuchtgebieten von der eingetragenen Stickstoff-Menge, der Größe des Feuchtgebietes und klimatischen Faktoren hin. Diese Kapazität wird bei Byström (1999) als lineare Funktion des Stickstoff-Eintrags und der Größe des Feuchtgebietes geschätzt.

⁹Mittels Hauptkomponentenanalyse.

der Ergebnisse des Langzeit-Beobachtungsansatzes auf Landschaftsebene von Johnston et al. (1990) ist, dass der Rückgang der Konzentration verschiedener Nährstoff-Variablen (u.a. auch NH_4 und NO_3) mit der *Dichte der Feuchtgebiete in einem Einzugsgebiet* in Beziehung steht. Dies kann u.a. dadurch erklärt werden, dass natürlich nur flussabwärts von einer Nährstoffquelle liegende Feuchtgebiete als Senken dienen können. Daneben besitzen Feuchtgebiete an Ober- und Unterlauf unterschiedliche Charakteristiken, die einen wichtigen Einfluss auf deren Funktion als Senke darstellen – so besitzen mineralische Böden (v.a. am Oberlauf zu finden) eine höhere Aufnahmekapazität für Phosphor, während längere Überflutungszeiten v.a. am Unterlauf wichtig für Sedimentation und Stickstoffretention sind (vgl. Johnston et al. 1990: 136–137).

8 Ökonomische und gesellschaftliche Bewertung von Feuchtgebietsfunktionen

Feuchtgebiete stellen, wie die vorangegangenen Abschnitte zeigten, wichtige Instrumente im Umgang mit Hochwasser und Eutrophierung dar, die allein mit technischen Anlagen, wie Deichbauten und Kläranlagen, nicht zu bewältigen sind. Für die Klärung des Widerspruches zwischen der Vielzahl der für Menschen bedeutsamen Dienstleistungen von Feuchtgebieten und dem Rückgang der Feuchtgebietsflächen ist ein „ökonomischer“ Blick auf die Eigenschaften dieser Ökosysteme bzw. ihrer Dienstleistungen hilfreich. Dabei wird deutlich, dass viele der von Feuchtgebieten bereitgestellten Dienstleistungen scheinbar keinen ökonomischen Wert besitzen, für derartige Güter keine Märkte existieren, niemand etwas für die Rückhaltung von Schadstoffen und Hochwasser oder die Artenvielfalt in diesen Ökosystemen bezahlen muss.

Zunächst erfolgt eine Klärung grundlegender Begriffe, die dann in Beziehung zur Problematik der Zerstörung von Feuchtgebieten gesetzt werden, um schließlich den Wert von Feuchtgebieten bzw. deren Dienstleistungen zu beleuchten.

8.1 Ökonomische Grundlagen

Bei der ökonomischen Beschreibung von Gütern bzw. ihrer Eigenschaften muss zwischen den Eigenschaften der Güter (öffentlicher oder privater Natur) und den Rechtsverhältnissen bezüglich der betrachteten Güter unterschieden werden.

Güter können sich in Privatbesitz befinden oder einer Gemeinschaft gehören („common property“ – hier gibt es meist Nutzungsaufgaben und -beschränkungen), die Rechtsverhältnisse können aber auch ungeklärt (nicht wohl definiert) sein. Solche Güter oder Ressourcen bezeichnet man als „open access resources“, da jeder auf diese zugreifen darf und niemand alleinige Ansprüche geltend machen kann. Schließlich kann auch eine zentrale Institution eine Ressource verwalten und deren Ausbeutung regulieren.

Unabhängig davon, welche Rechtsverhältnisse bezüglich eines Gutes bestehen, kann man

ausserdem unterscheiden, ob das Gut bzw. seine Dienstleistungen öffentlicher oder privater Natur sind, ob Dritte also vom Konsum dieser Dienste ausgeschlossen werden können und ob Rivalität im Konsum besteht oder nicht.

Ein dritter Blickwinkel in der Beschreibung von Gütern ergibt sich aus der Frage, ob ein Gut, gleich, welche Besitzverhältnisse bestehen und ob das Gut öffentlicher oder privater Natur ist, Externe Effekte generiert, was mit der Charakterisierung als öffentliches bzw. privates Gut allerdings eng verknüpft ist.

Es folgen einige kurze Anmerkungen zu diesem letzten Aspekt, den Externalitäten. Darauf aufbauend werden die private bzw. öffentliche Natur und die Rechtsverhältnisse von Gütern, insbesondere „common property“ thematisiert.

8.1.1 Externalitäten

Ein sehr bedeutendes ökonomisches Konzept ist das der Externen Effekte oder Externalitäten, wie Buchanan und Stubblebine (1962) betonen: „Externality has been and is, central to the neo-classical critique of market organisation. In its various forms – external economies and diseconomies, divergencies between marginal social and marginal private cost or product, spillover and neighbourhood effects, collective and private goods – externality dominates theoretical welfare economics, and, in one sense, the theory of economic policy generally.“ (Buchanan und Stubblebine 1962: 371).

Wenn die Handlungen eines ökonomischen Individuums den Nutzen oder die Produktivität anderer beeinflusst und kein Kompensationsmechanismus dafür existiert, spricht man von Externalitäten bzw. Externen Effekten dieser Handlungen (Cornes und Sandler 1996: 39ff.). Entscheidend dabei sind die *unbeabsichtigten* Auswirkungen einer in anderer Weise legitimierten Handlung auf die Wohlfahrt von Individuen (Mishan 1969: 338) – absichtliche Störungen der Produktions- oder Konsumfunktion anderer Wirtschaftssubjekte werden *nicht* als Externe Effekte bezeichnet.

So kann man mit Baumol und Oates (1988: 17–18) zwei Bedingungen für das Vorhandensein von Externalitäten definieren:

- „**Condition 1.** An externality is present whenever some individual´s (say A´s) *utility* or *production* relationships include real (that is, nonmonetary) variables, whose values are chosen by others (persons, corporations, governments) without particular attention to the effects on A´s welfare ...“ und
- „**Condition 2.** The decision maker, whose activity affects other´s utility levels or enters their production functions, does not receive (pay) in compensation for this activity an amount equal in value to the resulting benefits (or costs) to others.“

Die zweite Bedingung ist erforderlich, wenn die Externalität unerwünschte Konsequenzen, inklusive Ineffizienz und die Fehlallokation von Ressourcen, verursacht, die damit einhergehen können. Die Autoren empfehlen allerdings, bereits von Externalitäten zu sprechen, wenn Bedingung 1. erfüllt ist, egal ob Zahlungen erfolgen oder nicht¹. Zu berücksichtigen ist noch, dass nicht nur Handlungen sondern auch Güter Externe Effekte verursachen können.

Eine übliche mathematische Formulierung von Externen Effekten beschreibt Mishan (1971: 2–3). Danach zeigt

$$F^1(x_1^1, x_2^1, \dots, x_m^1; x_n^2) \quad (8.1)$$

einen durch Einheit 2 verursachten Externen Effekt auf 1. F^1 kann zum einen für das Nutzenniveau einer Person 1 stehen, wobei dann die x^1 Mengen von Gütern X_1, X_2, \dots, X_m sind, die durch diese Person genutzt werden, und x_n^2 die Menge eines Gutes X_n ist, das von Person 2 genutzt oder von dem Industriezweig 2 produziert wird (X_n kann dabei natürlich X_1, X_2, \dots , oder X_m sein). Zum anderen kann F^1 aber auch der Output einer Firma oder eines Industriezweiges sein.

Blickt man von der Kostenseite her auf den Produktionsprozess, so kann F^1 für die gesamten Kosten aller Güter X_1 bis X_m stehen, die von Firma 1 produziert werden, wobei die Kosten nicht allein von den produzierten Mengen dieser Güter abhängig sind, sondern auch von x_n^2 , der Menge des Gutes X_n , das von Firma 2 produziert wird.

Der Externe Effekt einer marginalen Einheit des Gleichgewichts-Outputs von X_n der Einheit 2 auf die Einheit 1 kann durch den Term

$$\partial F^1 / \partial x_n^2 \neq 0 \quad (8.2)$$

ausgedrückt werden. Es steht p_n^2 für den Preis und c_n^2 für die marginalen Kosten des durch Einheit 2 gewählten Outputs von Gut X_n . Wenn nun die bestehende Externalität durch Einheit 2 ignoriert und das Wettbewerbsgleichgewicht so gewählt wird, dass $c_n^2 = p_n^2$, dann ergibt sich:

$$(p_n^2 - c_n^2) + F^1/x_n^2 \neq 0 \quad (8.3)$$

(abgekürzt: $(p^2 - c^2) + F^{21} \neq 0$). In diesem Fall hat die Externalität auf der Grenze des existierenden Gleichgewichts allokativer Bedeutung, und Korrekturen sind erforderlich.

Aufgrund von Externalitäten können sich Ineffizienz und Fehlallokationen von Ressourcen ergeben, da die Verursacher einer Externalität lediglich ihre eigenen Kosten und Nutzen in ihr ökonomisches Kalkül einbeziehen und die durch ihr Verhalten ausgelösten Kosten anderer ignorieren bzw. von diesen für eventuelle Nutzenstiftungen nicht kompensiert werden. Turvey (1963) macht aber deutlich, dass ein Eingreifen des Staates, der meist als Agierender außerhalb des betrachteten ökonomischen Systems angesehen wird, nicht notwendig ist, um eine optimale Ressourcen-Allokation zu erreichen, wenn sowohl die Partei, welche die Externalität erzeugt als auch jene, welche unter diesen Effekten leiden muss, bereit sind, miteinander zu verhandeln.

¹Mas-Colell et al. (1995: 352) definieren Externalitäten ebenfalls allein über diese Bedingung.

Sind Verhandlungen nicht möglich oder erfolgreich, so kann aber mittels Besteuerung oder Subventionierung durch den Staat eine Senkung² oder Steigerung der die Externalitäten verursachenden Aktivität und somit Effizienz erreicht werden (Cornes und Sandler 1996), was unter Umständen aber sehr kompliziert ist – die *a priori*-Empfehlung einer Steuer im Falle von negativen Externalitäten („external diseconomies“) wird von Turvey (1963: 312–313) als unklug bezeichnet.

Die Beobachtung von Externalitäten allein ist kein eindeutiger Hinweis auf ein suboptimale Ressourcenverteilung: „There is not a *prima facie* case for intervention in all cases where an externality is observed to exist. The internal benefits from carrying out the activity, net of costs, may be greater than the external damage that is imposed on other parties.“ (Buchanan und Stubblebine 1962: 381)

Externe Effekte haben dann keine allokativen Wirkungen, und es sind keine Output-Korrekturen erforderlich, wenn die *notwendige* Bedingung $F^{21} = 0$ an der Stelle des Gleichgewichts-Output ($p^2 - c^2$) = 0 gegeben *und* die *hinreichende* Bedingung erfüllt ist, dass die Gesamtkosten, verursacht durch die Externen Effekte, die Gesamtnutzen nicht übersteigen (Mishan 1971: 3)³.

Viele Externalitäten ergeben sich nach Bator (1958: 370) aus dem „öffentlichen“ Charakter vieler Aktivitäten – der Mangel an wohl definierten Eigentumsrechten und das Fehlen von Märkten sind wichtige Bestandteile vieler Situationen, in denen Externe Effekte auftreten⁴.

Externe Effekte können wiederum den Charakter öffentlicher, aber auch privater Güter besitzen⁵. Für öffentliche Güter, die im folgenden Abschnitt näher betrachtet werden sollen, stellen sie notwendige und hinreichende Bedingung dar (Bonus 1980: 56).

8.1.2 Öffentliche und private Güter

„A public good . . . is simply one with the property of involving a 'consumption externality', in the sense of entering into two or more persons' preference functions simultaneously“ (Samuleson 1969: 108).

Die entscheidenden Kriterien für eine Beschreibung öffentlicher Güter sind nach Cornes und Sandler (1996: 8–10, 143ff.) die **Nichtrivalität im Konsum** (was einer Unteilbarkeit des Nutzens entspricht) und die **Nichtausschließbarkeit von der Inanspruchnahmen des**

²Es kann optimal sein, der Output x_n^2 auf 0 zu setzen (Mishan 1971: 3).

³vgl. Buchanan und Stubblebine (1962: 381): „In full Pareto equilibrium, of course, these internal benefits, measured in terms of some numeraire good, net of costs, must be just equal, at the margin, to the external damage that is imposed on other parties.“

⁴vgl. u.a. Cornes und Sandler (1996: 26ff.): „The source of an externality is typically to be found in the absence of fully defined property rights.“

⁵vgl. hierzu den Abschnitt „Public versus private externalities“ in Baumol und Oates (1988: 19ff.)

Nutzens eines Gutes.

- Für ein Gut existiert keine Rivalität im Konsum, wenn eine Einheit des Gutes durch ein Individuum konsumiert werden kann, ohne andere (im Sinne der weitesten Auffassung des Begriffs) vom Konsum derselben Einheit auszuschließen.
- Güter, deren Nutzen ohne Kosten vom Eigentümer oder Anbieter zurückgehalten werden können, generieren exklusive Nutzen – bei Nutzen, die allen verfügbar sind, sobald das Gut einmal angeboten wird, kann niemand vom Konsum ausgeschlossen werden.

Der Nutzen von **privaten Gütern** kann nur von einem Individuum genossen werden und ist exklusiv, während bezüglich des Nutzens **rein öffentlicher Güter** keine Rivalität besteht und niemand davon ausgeschlossen werden kann.

Im Falle der *privaten Güter* wird das Pareto-Optimum erreicht, wenn Tausch und Produktion dieser Güter effizient sind. Weiterhin muss folgende übergeordnete Bedingung erfüllt sein, die Markt- und Produktionsseite zusammen führt:

$$MRS_{xy} = MRT_{xy}, \quad (8.4)$$

wobei MRS_{xy} die für alle Individuen gleiche Grenzrate der Substitution darstellt (innere Lösung), während MRT_{xy} mit dem Anstieg der Produktionsmöglichkeitsgrenze korrespondiert. Die Grenzrate der Substitution zweier Güter muss also im Pareto-Optimum der Grenzrate der Transformation eben dieser Güter entsprechen.

Für rein *öffentliche Güter* gilt eine andere übergeordnete Bedingung: diese Güter nützen gleichzeitig allen Gesellschaftsmitglieder. Daher muss jeder der individuellen Grenznutzen berücksichtigt werden, wenn die Ressourcenallokation festgelegt wird. Pareto-Optimalität für rein öffentliche Güter verlangt nach Samuelson (1954) und Samuelson (1955) die Erfüllung der folgenden Bedingung erster Ordnung:

$$\sum_{i=1}^n MRS_{zy}^i = MRT_{zy} \quad (8.5)$$

(n = Zahl der Gesellschaftsmitglieder, z = das rein öffentliche Gut, y = ein privates Gut). Rein öffentliche Güter müssen also stets die Bedingung der Produktionseffizienz befriedigen. Für diese Güter müssen bezüglich der Tausch-Effizienz keine Bedingungen erfüllt sein. Die übergeordnete Bedingung für rein öffentliche Güter (die *Summe* der Grenzraten der Substitution aller Gesellschaftsmitglieder muss der Grenzrate der Transformation entsprechen) ist nicht notwendigerweise erfüllt, wenn alle Individuen ihren persönlichen Nutzen maximieren.

Die Nichtausschließbarkeit-Eigenschaft rein öffentlicher Güter veranlasst die Individuen, zu wenig zum Angebot des öffentlichen Gutes beizutragen, da sie annehmen, dass sie sich auf den Beitrag der anderen Gesellschaftsmitglieder verlassen können. Die Individuen haben also keinen

Anreiz die Grenznutzen der anderen in ihre Entscheidung über ihren Beitrag zum öffentlichen Gut einzubeziehen. Solch ein Verhalten kann man als „free-riding“, falls kein Beitrag zur Bereitstellung des öffentlichen Gutes geleistet wird, oder im Falle eines geringen Angebotes mit Cornes und Sandler (1996: 30, 159ff.) als „easy-riding“ bezeichnen.

Zwischen rein öffentlichen und rein privaten Gütern spannt sich jedoch ein Kontinuum, in das reale Güter eingeordnet werden können. In diesem Sinn sprechen Cornes und Sandler (1996: 57) von den weit häufigeren nicht rein öffentlichen Gütern, die zum Teil rivalisierend im Nutzen sind und/oder von deren Nutzen man teilweise ausgeschlossen werden kann⁶. Im Aufsatz von Samuelson (1969) wird allerdings deutlich, dass das „polar“ öffentliche Gut seines ersten Aufsatzes zu diesem Thema – Samuelson (1954) – durchaus keine Sonderstellung einnimmt, dagegen aber der andere Pol, das private Gut, keine wirkliche Bedeutung hat: „Two poles and a continuum in between? No. [We are left with] a knife-edge pole of the private-good case, and with *all* the rest of the world in the public-good domain by virtue of involving some 'consumption externality'“. Doch: „much of reality may be found *near* to the pole of private goods. . .“ (Samuelson 1969: 110).

Eine wichtige Untergruppe der nicht rein öffentlichen Güter sind Clubgüter⁷, von deren Nutzen man ausgeschlossen werden kann, die aber zum Teil nicht rivalisierend im Konsum sind, für die also ein Ausschlussmechanismus bzw. ein Pseudo-Markt-Instrument existiert, mit dessen Hilfe Probleme durch mangelnde Offenbarung der Präferenzen vermieden werden (Cornes und Sandler 1996: 34).

Von einer bestimmten Nutzungsintensität an gilt das Prinzip der Nichtrivalität im Konsum für viele öffentliche Güter meist nicht mehr uneingeschränkt; es kommt zu Stau-, Verstopfungs- oder Übernutzungserscheinungen. Güter, bei denen solche Effekte auftreten können, sind *nicht reine* öffentlichen Güter („impure public goods“ (Cornes und Sandler 1996: 57–58)). Man kann sie auch als „congestible public goods“ (Hampicke 1991: 70) bezeichnen.

Hinsichtlich der Folgen von Übernutzungen besteht ein wichtiger Unterschied zwischen reinen Stauwirkungen, welche zwar den unmittelbaren Nutzen der Beteiligten verringern, bei ihrer Behebung jedoch keine Folgen hinterlassen, und Substanzzehrungen mit Folgeschäden. Viel diskutiert in diesem Zusammenhang ist die *Allmende* oder „*common property*“, obwohl die Nutzung solcher Ressourcen gerade zur Vermeidung von Übernutzung nur auf die Mitglieder einer Nutzergemeinschaft beschränkt und bezüglich der Inputniveaus der individuellen Mitglieder

⁶Für eine weitere Unterscheidung verschiedener Typen rein und nicht rein öffentlicher Güter („goods“ und „bads“) siehe auch Cornes und Sandler (1996: 51–63)

⁷Die Anlagen/Einrichtungen eines Clubs sind nur für Clubmitglieder verfügbar, weshalb sie keine rein öffentlichen Güter darstellen – es existiert keine endliche Beschränkung für das Gleichgewicht oder eine optimale Größe der Gemeinschaft, vielmehr generiert jeder Beitretende Nutzen für die Mitglieder dadurch, dass die Pro-Kopf-Kosten einer gegebenen Quantität des öffentlichen Gutes sinken. Clubgüter weisen allerdings Überfüllungsphänomene auf, was die erwünschte Größe des Clubs einschränkt (Cornes und Sandler 1996: 62–63).

reglementiert ist und Vorschriften für die Verteilung des Gesamtoutputs unter den Mitgliedern⁸ bestehen. Beispiele für übernutzte Ressourcen, bei denen Substanzzehrung zu beobachten ist, bzw. Nutzungsregimes, bei denen ein Anreiz zur Übernutzung besteht, fallen viel eher unter den Begriff „open-access“⁹ auf dem in folgenden Abschnitt eingegangen wird.

Mishan (1971: 9ff.) macht auf die Schwierigkeiten der Definition öffentlicher Güter, deren Diskrepanz zu realen Beispielen für derartige Güter und die Mehrdeutigkeit der von Samuelson (1954) formulierten optimalen Bedingungen für öffentliche und private Güter aufmerksam. Er definiert schließlich öffentliche Güter als Güter, die auf lange Sicht keine zurechenbaren Ressourcenkosten aufweisen (wie z.B. Autobahnen, Brücken und Straßen), wohingegen Krankenhäuser und Schulen keine Kollektivgüter im Sinne dieser Definition sind. Weiterhin wird darauf hingewiesen, dass der *Unterschied zwischen den eng miteinander verwandten Konzepten zu Kollektivgütern und Externalitäten allein in der Motivation* besteht – der Nutzen, den eine Person 1 beim Konsum eines privaten Gutes erzeugt, ist nicht beabsichtigt, während der Nutzen eines öffentlichen Gutes erwartet und vorgesehen ist¹⁰.

8.1.3 Property Rights

In den Besitzverhältnissen und Nutzungsformen von Gütern unterscheiden verschiedene Autoren drei bzw. vier verschiedene Typen. Stevenson (1991: 57–59) erkennt eine „Private Property, Common Property, Open Access Trichotomy“ in der Ressourcennutzung, während Lerch (1996: 267) in Anlehnung an Stevenson (1991) zwischen *Privateigentum*, „open access“ (Fehlen jeglicher Zugangs- oder Verfügungsrechte an einer Ressource) und „limited open access“ (Situation des beschränkt freien Eintritts, bei der die Zahl der Nutzer begrenzt ist, für die individuelle Nutzung aber keine Regulierung existiert), sowie *Gemeineigentum* (in einer klar abgegrenzten Gruppe von Eigentümern ist die individuelle Ressourceninanspruchnahme vorab festgelegt und folgt spezifischen Regeln) unterscheidet. Nach Lerch (1996) scheinen nur auf Grundlage einer solch klaren Begriffsabgrenzung und unter Beachtung der mit den jeweiligen Eigentumsformen verbundenen Transaktionskosten in einer ökonomischen Analyse exakte, theoretische fundierte Aussagen zu Problemen der Ressourcennutzung möglich.

Auch Bromley (1997: 2–3) unterscheidet vier große Typen von Ressourcen-Management-

⁸„... communities . . . place constraints on individual’s exploitation of open access resources – avoiding some of the problems of overexploitation of potentially open access resources. The resulting regimes involve *neither* wholly open access for all comers to an **unpriced resource** *nor* the assignment of exclusive rights to a particular group that hires out the services of the resource in question.“ Cornes und Sandler (1996: 60, eigene Hervorhebungen)

⁹Es existieren keine wohl-definierten Eigentumsrechte. Obwohl die Aktivität eines jeden Individuums die für andere verfügbaren Dienstleistungen dezimiert und somit negative Externalitäten verursacht, hat jeder freien Zugang zu der Ressource und zahlt lediglich die Kosten des Inputs für die Extraktion (z.B. Arbeitskraft) (Cornes und Sandler 1996: 58–59).

¹⁰Cornes und Sandler (1996: 51ff.) hingegen sehen in öffentlichen Gütern einen Spezialfall von Externalitäten.

Regimes, die allerdings nicht mit den vier Typen von Lerch (1996) übereinstimmen. Die großen Managementregimes, die seiner Auffassung nach die Aufmerksamkeit von Umweltökonomern verdienen, lauten: „(1) state-property regimes; (2) private-property regimes; (3) common-property regimes; and (4) non-property regimes (open access)“¹¹.

Dieser letzten Unterteilung von Systemen des Ressourcenmanagements bzw. der Organisation von Eigentum soll im weiteren gefolgt werden. Die Unterteilung von Lerch (1996) in „open access“ und „limited open access“ wird also, vor allem weil durch eine Zugangsbeschränkung zu einer Ressource noch nicht die Anreize zu ihrer Übernutzung beseitigt sind, vernachlässigt.

Können die Eigentumsrechte an einer Ressource an Individuen oder Gruppen verteilt, die Ressource also „privatisiert“¹² werden, so kann sich eine dezentralisierte spontane Marktlösung ergeben – Nutzer der Ressource zahlen dann einen Marktpreis für ihre Inanspruchnahme an deren Besitzer (Cornes und Sandler 1996: 60). Einige Ökonomen sehen ein „private-property“-Regime als einziges an, mit dem eine angemessene Behandlung von Naturressourcen möglich ist. Es wird argumentiert, dass sich ökonomische Effizienz nur ergeben kann, wenn individuelle Entscheidungsträger die exklusiven Verfügungsrechte über ein Vermögen (in diesem Fall über die Naturressource) besitzen. Was allerdings voraussetzt, dass diese Entscheidungsträger über vollständige Information verfügen, alle Ressourcen teilbar und mobil sind und die Marktpreise durch die Entscheidungsträger nicht beeinflusst werden können.

Bromley (1997) zeigt jedoch, dass es für einen informierten Besitzer rational sein kann, eine Ressource zu zerstören, wenn die Wachstumsrate dieser Ressource geringer als seine Zeitpräferenzrate ist, dass es aufgrund des Auftretens von Externalitäten häufig einen offensichtlichen Konflikt zwischen privaten und kollektiven Interessen in einer Gesellschaft gibt und eine Privatisierung in einigen, jedoch besonders bedeutsamen Fällen technisch und administrativ nur schwer umsetzbar ist – es scheint nicht möglich, die weltweiten Fischbestände oder die Atmosphäre einem alleinigen privaten Besitzer zu überschreiben, der diese dann angemessen verwalten kann. Das Management von Naturressourcen in Privateigentum kann daher nur unter bestimmten Umständen ein gesellschaftlich effizientes Angebot dieser Ressource hervorbringen.

Dem Privateigentum gegenüber steht die völlige Abwesenheit wohl definierter Eigentumsrechte im Fall von „open-access“-Ressourcen. Dazwischen kann man die Verwaltung von Ressourcen durch eine zentrale Institution, welche die betreffende Ressource bzw. deren Ausbeutung reguliert, und das „common property“-Regime ansiedeln.

Die Kontrolle über die Ressourcennutzung und Management einer natürlichen Ressource kann sich z.B. in der Hand des Staates in Form von verschiedenen Verwaltungsinstitutionen

¹¹Vgl. auch Cornes und Sandler (1996: 60)

¹²Mit Bromley (1997: 6): „Here the range of discretion open to the owner(s) is fairly extensive and will include the right to control, the right to transfer, the right to use, and several other aspects signifying relative autonomy for the owner.“

befinden. Diese Institutionen sind dann verantwortlich für die Ausführung der Wünsche einer größeren politischen Gemeinschaft. Beispiele für derart verwaltete Ressourcen sind u.a. Staatsforste und Nationalparks. Die staatlichen Naturressourcen werden entweder direkt von den staatlichen Institutionen verwaltet oder für begrenzte Zeiträume an Individuen bzw. Gruppen (z.B. Holzproduzenten oder Jäger) verpachtet – zum *usus fructus* mit nur geringem Ermessensspielraum. Individuen oder Gruppen dürfen diese Ressource nur mit Genehmigung der staatlichen Verwaltung nutzen.

Unter solch einem Regime kann es zur Degradation der Ressource kommen, falls die zuständige Institution nicht in der Lage ist, das Verhalten und den Umgang der autorisierten Nutzer mit der Ressource zu kontrollieren – aufgrund von Unwissen über die richtige Nutzung oder mangelnden Mitteln für die rechtzeitige Durchsetzung von Entscheidungen, oder wenn die politischen Prozesse nicht resistent gegen die Einflussnahme von Lobbyisten sind.

Eine ganz andere Form des Ressourcenmanagements ist das Gemeineigentum („common property“), das im folgenden diskutiert und dessen Unterschiede zum „open-access“-Regime von natürlichen Ressourcen, mit dem das Gemeineigentum in der Vergangenheit zum Teil verwechselt worden ist¹³, dargestellt werden soll.

Wenn alle Individuen freien Zugang zu einer Ressource haben, für die keine Besitzrechte gelten und kein Marktpreis existiert, und jedes Individuum lediglich seine eigenen Ausbeutungskosten berücksichtigt, obwohl die Aktivität eines jeden Individuums Einfluss auf die Verfügbarkeit der Ressource für die jeweils anderen Individuen hat, kann man von einem „open-access“-Regime sprechen. Für solche Ressourcen besteht die Gefahr der Übernutzung. Bromley (1997: 11) weist auch in Bezug auf die Notwendigkeit eines institutionellen Rahmens für Investitionen in Ressourcen darauf hin, dass „... the institutional vacuum of open access ensures that use rates will eventually deplete the asset and the investment will have been for naught“.

Die meisten Umweltprobleme können auf „open access“-Regime von Ressourcen zurückgeführt werden – z.B. die Verschmutzung von Ozeanen und der Luft oder die Übernutzung von Fischbeständen. Wenn für Menschen eigentlich wertvolle Naturressourcen für den ersten Interessenten verfügbar und ausbeutbar sind, liegt das nach Bromley (1997) entweder daran, dass sie noch nicht durch ein Gesellschaftssystem in seiner Gesetzgebung berücksichtigt worden sind, oder aber dass diese Ressourcen aufgrund von institutionellen Fehlern, die existierende kollektive oder individuelle Managementsysteme unterminieren, erst zu „open access“-Ressourcen gemacht wurden. So beginnt eine Lösung von Umweltprobleme gewöhnlich mit der Berücksichtigung der Probleme aus dem „open access“.

Eine mögliche Darstellungsform dieses Problems findet sich in Cornes und Sandler (1996: 58–59). Der Profit einer typischen Firma (Preisnehmer)¹⁴ aus der Ausbeutung einer „open-

¹³Eine kritische Diskussion der Literatur zu den Begriffen „common property“ und „tragedy of the commons“ findet sich z.B. in Lerch (1996: 256–263)

¹⁴Meist werden „open-access“-Ressourcen mit Hilfe Profit maximierender Firmen als individuelle Entschei-

access“-Ressource kann danach folgendermaßen in Output-Einheiten ausgedrückt werden:

$$\pi = [l/L]F(L) - wl, \quad (8.6)$$

wobei l für das verwendete Input-Niveau der Firma, L für das gesamte Input aller Firmen ($L = \sum_{i=1}^N l^i$) und w für den kompetitiven Arbeitslohn steht. $F(\cdot)$ ist eine Produktionsfunktion mit sinkenden Skalenerträgen, so dass bei allen Output-Niveaus gilt: das Durchschnittsprodukt der Arbeit, $F(\cdot)/L$, ist größer als ihr Grenzprodukt, $F'(\cdot)$. Ein mögliches Beispiel für eine derartig beschreibbare Ressource beinhaltet eine Anzahl von Fischereifirmen mit freiem Zugang zu einer potentiell produktiven Ressource – hier ein Fischgrund. Obwohl die Aktivität jedes Individuums die für andere verfügbare Menge der Dienstleistungen der Ressource verringert und so eine negative Externalität verursacht, kann doch jeder die Ressource frei nutzen, allein unter Berücksichtigung der Kosten seines eigenen Inputs, z.B. Arbeitsstunden.

Gemeinschaften können Bedingungen oder Vorschriften für die individuelle Nutzung einer Ressource, die sich in ihrem Besitz befindet, beschließen und so Übernutzung vermeiden. Neben einer Beschränkung des Zugangs sind im Rahmen der Gemeinschaftsnutzung zusätzliche Regelungen, z.B. Vorschriften bezüglich des Input-Niveaus der Nutzer und der Verteilung des Gesamtoutputs unter den Gemeinschaftsmitgliedern, nötig, um eine funktionierende „common property“-Situation zu erhalten¹⁵. Dabei ist erkennbar, dass es in Bezug auf den Ausschluss von Nicht-Eigentümern von Nutzung und Entscheidungen über die Ressourcennutzung eindeutige Parallelen zu privaten Gütern gibt¹⁶. Obwohl man bezüglich Natur, Größe und Struktur ein weites Spektrum von Eigentümer-Gemeinschaften beobachten kann, sind sie doch alle soziale Gruppen mit einer festgelegten Mitgliedschaft und festen Grenzen, mit gewissen gemeinsamen Interessen und wenigstens einigen Wechselwirkungen zwischen den Mitgliedern, sowie gemeinsamen kulturellen Werten und einem eigenen endogenen Einflussssystem. Beispiele für Natur-Ressourcen unter „common property“-Regime sind Acker- und Weideland und Wasserressourcen. Eigentümergemeinschaften können zum Beispiel Stammesgruppen oder -untergruppen, Stadtteil- oder Nachbarschaftsgemeinschaften etc. sein.

Essenziell für solche Gemeinschaften ist ein Einflussssystem, das Rechte und Pflichten effektiv durchsetzen kann. Die Befolgung bestimmter Regeln, ihr Schutz und ihre Durchsetzung durch geeignete Institutionen ist für die Aufrechterhaltung jeder Form von Besitz notwendig. Privateigentum würde nicht funktionieren ohne das erforderliche Einflussssystem, das die Einhaltung von Rechten und Pflichten absichert. Was auch für Gemeinschafts- und Staatseigentum gilt. Sollte

dungsträger modelliert. Doch auch eine Darstellung für Nutzen maximierende Konsumenten ist möglich, da Konsum-Aktivitäten oft Probleme mit gleicher Struktur verursachen können. Siehe hierzu Cornes und Sandler (1996: 59)

¹⁵Vgl. Lerch (1996: 262)

¹⁶Der Unterschied zwischen Privat- und Gemeineigentum besteht vor allem in der Zahl derer, die von Ausschluss bzw. Zulassung zur Nutzung betroffen sind. Daneben scheinen die Mitglieder einer Eigentümer-Gemeinschaft eher mit einer Absenkung ihres Lebensstandard als mit dem Ausschluss von Mitgliedern und deren Verlust ihrer Eigentumsrechte einverstanden zu sein (vgl. Bromley 1997: 9–10).

die Amtsgewalt versagen, so ist ein umfassendes Management der Naturressourcen nicht mehr möglich – jede Form der Organisation von Eigentum (Privat, Gemeinschaftlich oder Staatlich) degeneriert dann zu einem „open access“-System. „It is indeed the management-subsystem, with its authority mechanisms and ability to enforce operating rules and system maintenance provisions, that ensures the particular property regime is adhered to, and its systemic integrity (or system equilibrium) is well protected“ (Bromley 1997: 9).

Eine Ordnung des Gemeineigentums erfordert Tauschrechte, Vorschriften über die Verteilung von ökonomischen Netto-Überschüssen, ein spezifisches Management-System und dazugehörige Mechanismen zu ihrer Durchsetzung. Sollte auch nur eine dieser Komponenten gestört sein oder fehlen, versagt das gesamte System und hört nach Bromley (1997: 9–10) auf, als Eigentumsordnung zu funktionieren.

Mit Cornes und Sandler (1996: 60–61) kann man derartig verwaltete Ressourcen mit Hilfe der Beeinflussung des möglichen Sets an Profit bzw. Nutzen maximierenden Allokationen, aus dem die Individuen wählen, beschreiben, beispielsweise:

$$w^j = U^j(l^j, y^j) = U^j(l^j, F(L)/n). \quad (8.7)$$

Hier ist U^j die Nutzenfunktion des Individuums j , l^j – um beim obigen Beispiel zu bleiben – die Anzahl der Stunden, die das Individuum j für das Fischen verwendet, y^j steht für den Output seiner Aktivität, der auch von den Aktivitätsniveaus und der Menge der anderen Nutzer abhängig ist. Die Gesamtzahl der Nutzer der Ressource beträgt n .

Klassisches Beispiel für ein „common property“-System mit Beschränkung der Größe der Gemeinschaft der Nutzer und deren Input-Niveau ist die Viehwirtschaft in einem Teil der Schweizer Alpen – die Landwirte dort dürfen nur soviel Vieh auf die Sommerweiden treiben, wie im Winter auch versorgt werden können (Cornes und Sandler 1996: 61).

Gemeinschaftseigentum wird nach Bromley (1997: 10) degradiert, wenn zum einen die Gemeinschaftsregeln aus verschiedenen Gründen (z.B. steigende Mitgliederzahlen oder schwindende Wirtschaftsmöglichkeiten in der Umgebung der Gemeinschaftsressource) nicht mehr eingehalten werden. Zum anderen kann die Geringschätzung von Gemeinschaftseigentum durch den Staat dazu führen, dass auf Zwänge oder Bedrohungen der Naturressource in Gemeinschaftsbesitz nicht angemessen reagiert wird.

8.2 Die Dienstleistungen von Feuchtgebieten aus ökonomischer Sicht

Die in Abschnitt 4 zusammengefassten Dienste bzw. Güter, die von funktionierenden Feuchtgebieten bereitgestellt werden, können nach den im vorangegangenen Abschnitt vorgestellten Konzepten von öffentlichen und privaten Gütern eingeordnet werden.

8 Ökonomische und gesellschaftliche Bewertung von Feuchtgebietsfunktionen

Einen Überblick dazu gibt Tabelle 8.1, die eine Erweiterung der Tabelle 4.1 darstellt. Die aus ökonomischer Sicht v.a. als „privat“ einzuordnenden Güter bzw. Dienstleistungen sind hier rot gekennzeichnet. „öffentliche“ Güter bzw. Dienstleistungen erscheinen blau, Nutzungsformen, die sowohl „öffentliche“ als auch „private“ Güter und Dienstleistungen erzeugen, erscheinen grün.

Feuchtgebietstyp	Bereitgestellte Dienstleistungen	Alternative Nutzungen
<i>Alle Feuchtgebiete</i>	± Kohlenstoff- und Nährstoffsенke, Habitat und Nahrungsquelle – Bereitstellung von Biodiversität, ± Erholung/Tourismus, Bildung, Forschung	
Küsten-Feuchtgebiete	<i>allen gemein:</i> Küstenschutz (Stabilisierung der Küstenlinie und Schutz vor den Auswirkungen von Stürmen)	Eindeichen und Entwässerung
Salzmarschen	„extensive“ Landwirtschaft (Feuchtwiesen/Feuchtweiden)	intensive Land- und Forstwirtschaft, Besiedlung (urban oder Industrie), Abbau von Sedimenten (z.B. Kies oder Sand)
Tidebeeinflusste Sümpfe, Riede und Röhrichte	Sedimentanlagerung, Schadstoffsенke, Stabilisierung des Landschaftswasserhaushalts, Schutz des Grundwassers vor Salzwasserzufluss, „extensive“ Landwirtschaft (Feuchtwiesen/Feuchtweiden)	intensive Land- und Forstwirtschaft, Besiedlung, Abbau von Sedimenten
Mangroven	Fischerei	
Inland-Feuchtgebiete	<i>allen gemein:</i> Rückzugsräume für Tier- und Pflanzenarten, Mikroklimastabilisierung, <i>Jagd</i>	Eindeichen und Entwässerung, intensive Land- und Forstwirtschaft, Besiedlung (urban oder Industrie), Infrastrukturausbau (Straßen etc.)
Regenmoore		Torfabbau

Feuchtgebietstyp	Bereitgestellte Dienstleistungen	Dienstleistungen	Alternative Nutzungen
Niedermoore	Stabilisierung des Landschaftswasserhaushalts, Aufwuchs z.T. für den Menschen nutzbar: z.B. in „extensiver“ Landwirtschaft (Feuchtwiesen/ Feuchtweiden)		
Sümpfe, Riede und Röhrichte	Grundwasserspende, Hochwasserschutz, Aufwuchs z.T. nutzbar: z.B. Schilf für Reetdächer... oder in „extensiver“ Landwirtschaft (Feuchtwiesen/Feuchtweiden)		
Bruch- oder Sumpfwälder	Holz, Stabilisierung des Landschaftswasserhaushalts, Hochwasserschutz		
Auen	Stabilisierung des Landschaftswasserhaushalts, Hochwasserschutz, Sedimentanlagerung, Schadstoffsinke, Holz, „extensive“ Landwirtschaft (Feuchtwiesen/Feuchtweiden)		Abbau von Sedimenten (z.B. Kies oder Sand)

Tabelle 8.1: Gemeinsame und spezielle Dienstleistungen der verschiedenen Typen von Feuchtgebieten sowie mögliche Alternativen der Flächennutzung, rot: vor allem private Güter produziert, grün: öffentliche und private Güter bereitgestellt, blau: öffentliche Güter, eigene Darstellung

Diese Übersicht macht deutlich, dass Feuchtgebiete in erster Linie öffentliche Güter bereitstellen, während meist erst nach einer Zerstörung dieser Ökosysteme auf den entsprechenden Flächen in größerem Umfang auch private Güter generiert werden können. Eine Nutzung auf geringem Produktivitätsniveau („extensive Landwirtschaft“), die die Erhaltung der Funktionalität des Ökosystems erlaubt, ermöglicht die *gleichzeitige* Produktion von privaten und öffentlichen Gütern. Für Nutzungen auf höheren Produktivitätsniveaus ist eine Veränderung der Standortbedingungen (Entwässerung, Eindeichung etc.) erforderlich, was nicht mehr mit der „Produktion“ öffentlicher Güter vereinbar ist (vgl. Cotty und Voituriez 2003). Solange die Bereitstellung öffentlicher Güter nicht honoriert wird, bestehen daher starke Anreize für die Flächeneigentümer, die Nutzungsart zu ändern und dadurch ihren *individuellen* Gewinn aus der Flächennutzung zu optimieren.

Als Grundlage für eine Honorierung der aus gesamtgesellschaftlicher Sicht erwünschten Dienstleistungen von Feuchtgebieten muss deren Bewertung gesehen werden. Die folgenden Abschnitte erläutern das Vorgehen bei der Erfassung der Wertschätzung von Feuchtgebieten bzw. deren Dienste, also von Gütern, die bisher nicht auf Märkten gehandelt werden und von denen daher keine Preise bekannt sind. Daneben werden Ergebnisse verschiedener repräsentativer Bewertungsstudien vorgestellt.

8.3 Der Nutzen von Feuchtgebieten

Zunächst erfolgt eine kurze Betrachtung des „Wertes“ von Feuchtgebieten aus Sicht der Ökonomik¹⁷, bevor dann die Ergebnisse einiger Bewertungsstudien sowie von Metaanalysen zu diesem Thema vorgestellt werden. Im Abschnitt IV.17.5 wird dann der Versuch unternommen, die hier zusammengetragenen Wertschätzungen dieser Ökosysteme auf das Vorhaben der Absiedlung zugunsten der Renaturierung eines Feuchtgebietes anzuwenden und den ermittelten volkswirtschaftlichen Kosten mögliche volkswirtschaftliche Nutzen des Vorhabens gegenüber zu stellen.

8.3.1 Der ökonomische Wert eines Feuchtgebietes

In Abhängigkeit von Typ und Ausprägung haben Feuchtgebiete eine Reihe von ökonomischen Funktionen – sie stellen bestimmte Dienstleistungen bereit, die für Menschen wertvoll sind und sich aus den ökologischen und physikalischen Funktionen der Feuchtgebiete ableiten (Brander et al. 2003), wie Tabelle 8.2 deutlich macht.

Diese Ökosysteme tragen also direkt oder indirekt zur Bedürfnisbefriedigung von Individuen bei, z.B. durch die Bereitstellung von Trinkwasser. Doch auch in Produktionsprozessen spielen Feuchtgebiete z.T. eine wichtige Rolle, z.B. in der Land-, Fischerei- und Forstwirtschaft, aber auch als Ziele und Senken von Schadstoffemissionen in Luft und Gewässer. Feuchtgebiete „produzieren“ ökonomische Güter und Produktionsfaktoren, die einen ökonomischen Wert besitzen, da sie nicht im Überfluss zur Verfügung stehen, sondern knapp sind (nach Marggraf und Streb 1997: 27f.). Problematisch ist allein, dass die von Feuchtgebieten bereitgestellten Güter und Dienstleistungen meist öffentliche Güter darstellen, deren Werte in vielen Fällen nicht bekannt sind.

Dies ist nach Hampicke (1991: 82f.) zum Teil auch auf die Tatsache zurückzuführen, dass die betreffenden Güter lange Zeit nicht knapp waren, sondern erst in jüngerer Vergangenheit

¹⁷Eine ausführlichere Darstellung des Begriffes „Wert“ aus ökonomischer Sicht erfolgt in Abschnitt IV.15.3. Da dieser Begriff in Teil IV. eine besondere Rolle spielt, wird er erst dort und nicht an dieser Stelle angemessen eingeführt. In diesem Abschnitt liegt der Schwerpunkt auf der tatsächlichen Wertschätzung, die den Funktionen von Feuchtgebieten durch Individuen beigemessen wird.

knapp geworden sind. In diesen Fällen ist nie nach der Wertschätzung der Nutznießer gefragt worden (z.B. welche Kosten sie bereit wären zu tragen, um in den Genuss eines der Güter zu gelangen). Es existiert dann eine Bewertungslücke, die sich im ökonomischen System, sobald Knappheit entsteht, mit verheerenden Folgen fortpflanzt. Im ökonomischen Leben ist z.B. der Wert einer Kranichbeobachtung keine Größe, er ist unbekannt und spielt in keiner Transaktion eine Rolle. Deshalb sind auch Eigentumsrechte an ökologischen Gütern, soweit sie sich nicht auf kommerzielle Aspekte beziehen, gar nicht oder höchst vage formuliert. So hat z.B. niemand ein Recht darauf, Kraniche ziehen zu sehen.

Die Werte, die mit den Feuchtgebiedsdienstleistungen verbunden sind, lassen sich verschiedenen Komponenten des *total economic value* zuordnen. Man unterscheidet darin Werte aus der direkten Nutzung (*direct use values*), Werte aus der indirekten Nutzung der natürlichen Funktionen von Feuchtgebieten (*indirect use values*) und von einer Nutzung unabhängige Werte (*non-use values* – gegenwärtige oder zukünftige (potentielle) Werte der Naturressource), die vor allem von der Existenz der Ressource abhängen (Brander et al. (2003) und Barbier et al. (1997), siehe auch Tabelle 8.3).

Da viele der werthaftern Dienstleistungen von Feuchtgebieten nicht direkt oder indirekt auf Märkten gehandelt werden, so dass ihr Wert nicht direkt beobachtbar ist, bedarf es einer Schätzung des Wertes der Ressource, wofür eine Reihe von Bewertungsverfahren entwickelt worden sind: u.a. kontingente Evaluierung, hedonische Bepreisung, Reisekosten-Methode, Ersatzkosten-Methode, Netto-Faktoreinkommen-Ansatz, Produktionsfunktionsmethode, Marktpreise/Gesamterlös-Ansatz und Opportunitätskosten-Ansatz, die in Tabelle 8.4 kurz erläutert sind. Die Anwendbarkeit dieser Methoden ist sehr stark von der jeweiligen Dienstleistung, die bewertet werden soll, abhängig. Spalte vier der Tabelle 8.2 zeigt, welche Bewertungsmethode generell für welche Dienstleistung eines Feuchtgebietes anwendbar ist. Außerdem sei auf die Auflistung von Vor- und Nachteilen verschiedener ökonomischer Ansätze und Bewertungsmethoden in Barbier et al. (1997: Appendices 2 u. 3) hingewiesen.

8.3.2 Ergebnisse von Bewertungsstudien

In der Vergangenheit wurde eine Vielzahl von Studien zur gesellschaftlichen Wertschätzung von Feuchtgebieten bzw. deren Dienstleistungen erstellt. Daher werden im folgenden Abschnitt vor allem die Ergebnisse von Meta-Analysen vorgestellt. Diese Analysen machen inzwischen deutlich, dass nur schwer „der“ Wert je Flächeneinheit Feuchtgebiet, der für die Gesamtheit derartiger Ökosysteme Gültigkeit besitzt, ermittelt werden kann. Die Ergebnisse einiger ausgewählter Studien werden im folgenden beispielhaft vorgestellt. Tabelle 8.5 bietet eine Übersicht über deren Ergebnisse.

8 Ökonomische und gesellschaftliche Bewertung von Feuchtgebietsfunktionen

Ecological function	Economic function	Value type	Valuation method(s)
flood and flow control	storm protection	indirect use value	replacement cost, market prices, opportunity cost
storm buffering	storm protection	indirect use value	replacement cost, production function
sediment retention	storm protection	indirect use value	replacement cost, production function
groundwater recharge/discharge	water supply	indirect use value	replacement cost, production function, net factor income (NFI)
water quality maintenance/nutrient retention	improved water quality; waste disposal	indirect use value, direct use value	contingent valuation method (CVM), replacement cost
habitat and nursery for plant and animal species	commercial fishing and hunting; recreational fishing and hunting; harvesting of natural materials; energy resources	direct use value	CVM, replacement cost, market prices, NFI, travel cost method (TCM)
biological diversity	potential future use; appreciation of species existence	option value, non-use value	CVM
uniqueness to culture/heritage	appreciation of existence	non-use value	CVM
micro-climate stabilization	climate stabilization	indirect use value	production function
carbon sequestration	reduced global warming	indirect use value	replacement cost
natural environment	amenity, recreational activities	direct use value	hedonic pricing, CVM, TCM

Tabelle 8.2: Ökologische und ökonomische Feuchtgebietsfunktionen, Werttypen und übliche Bewertungsansätze zu ihrer Messung, aus: Brander et al. (2003: 6)

Use Values			Non-Use-Values
Direct Use Value	Indirect Use Value	Option and Quasi-Option Value	Existence Value
fish	nutrient retention	potential future (direct and indirect) uses	biodiversity
agriculture	flood control	future value of information	culture, heritage
fuelwood	storm protection		bequest values
recreation	groundwater recharge		
transport	external ecosystem support		
wildlife harvesting	micro-climatic stabilisation		
peat/energy	shoreline stabilisation, etc.		

Tabelle 8.3: Klassifikation des ökonomischen Gesamtwertes von Feuchtgebieten, aus: Barbier et al. (1997: 6)

Woodward und Wui (2001) führten eine Meta-Analyse über 39 Bewertungsstudien¹⁸ über Feuchtgebiete bzw. deren Funktionen und deren Werte durch. Unter der Annahme, dass der Wert eines Feuchtgebietes von dessen physikalischen, ökonomischen und geographischen Eigenschaften abhängig ist, leiten die Autoren aus den Ergebnissen der verwendeten Studien in ihrer Analyse eine Bewertungsfunktion ab, wobei auch die Art der Untersuchung, ihre Qualität sowie die der erhobenen Daten berücksichtigt werden.

Es zeigt sich, dass die angewendete Bewertungsmethode Einfluss auf die Ergebnisse einer Studie hat. Daneben produzieren Studien von schwächerer Qualität tendenziell höhere Werte und weisen höhere Standardfehler auf – die Präzision der Ergebnisse von Bewertungsstudien wird demnach ebenfalls von deren Qualität entscheidend beeinflusst. Woodward und Wui (2001: 269) weisen schließlich darauf hin, dass die Vorhersage des Wertes eines Feuchtgebietes auf der Grundlage vorhandener Studien (ein so genannter „benefit transfer“) sehr unsicher und die Bewertung des Einzelfalls meist erforderlich ist.

Der von Woodward und Wui (2001: 268) abgeleitete Wert eines Feuchtgebietes mit der

¹⁸Mehr als die Hälfte dieser Studien beziehen sich auf Feuchtgebiete in den USA. Daneben wurden auch Studien aus Australien, Kanada, Mexiko, Schweden, Schottland, Österreich und Nigeria in die Untersuchung einbezogen.

8 Ökonomische und gesellschaftliche Bewertung von Feuchtgebietsfunktionen

Valuation Method	Short description	Welfare measure
Contingent Valuation (Kontingente Bewertung)	Hypothetical questions to obtain Willingness to Pay (WTP) for wetland	Consumer surplus
Travel Cost (Reisekosten)	Estimate demand (WTP) for wetland using travel costs to visit site	Consumer surplus
Hedonic Pricing (Hedonische Bepreisung)	Estimate WTP for wetland using price differentials and characteristics of related products	Consumer surplus
Production function (Produktionsfunktion)	Estimate value of wetland as an input in production	Producer surplus
Net factor income (Nettofaktoreinkommen)	Assign value as revenue of an associated product(s) net of costs of other inputs	Producer surplus
Replacement cost (Ersatzkosten)	Cost of replacing the wetland function with an alternative technology	Estimates a value larger than the existing cost of supplying a particular function
Opportunity cost (Opportunitätskosten)	Value of next best alternative use of resources (e.g. agricultural use of water and land)	Consumer surplus, Producer surplus, or total revenue associated with next best alternative
Market prices (Marktpreise)	Assigns value equal to the total revenue of goods/services associated with the wetland	Total revenue

Tabelle 8.4: Bewertungsmethoden und damit verbundene Wohlfahrtsmaße, verändert nach: Brander et al. (2003: 9)

einzigsten Dienstleistung¹⁹ Hochwasserschutz liegt im Mittel bei 393 US\$²⁰ je Acre²¹ (89–1 747 US\$/Acre) bzw. 971,09 US\$ je Hektar (219,92–4 316,78 US\$/ha).

Eine weitere Meta-Analyse über 190 Bewertungsstudien mit insgesamt 215 einzelnen Beobachtungen von Werten von Feuchtgebieten stammt von Brander et al. (2003), worin insbesondere auf den positiven Einfluss sozio-ökonomischer Faktoren, wie Pro-Kopf-BIP und Einwohnerdichte, für die Bewertung dieser Ökosysteme hingewiesen wird – je höher die Besiedlungsdichte und je wohlhabender ein Gebiet, desto höher werden Feuchtgebiete bewertet²². Im Gegensatz zu Woodward und Wui (2001) stellen die Autoren fest, dass CVM²³-Studien tendenziell zu höheren Schätzungen der Werte von Feuchtgebieten führen als andere Methoden. Wie Woodward und Wui (2001) können die Autoren jedoch keine signifikante Beziehung zwischen der Größe eines Feuchtgebietes und seines Werts, also keine steigenden Skalenerträge feststellen, obwohl einige ökologische Funktionen durchaus ein bestimmtes Minimum an Feuchtgebietsfläche verlangen. In dieser Studie wurde unter den verschiedenen Funktionen von Feuchtgebieten die Verbesserung der Wasserqualität am höchsten bewertet. Wie auch Woodward und Wui (2001) mahnen Brander et al. (2003: 27–31) zur Vorsicht bei der Übertragung von Werten („value transfer“) aus Bewertungsstudien bzw. Meta-Analysen auf bisher unbewertete Ökosysteme.

Auf der Meta-Analyse von Brander et al. (2003) aufbauend präsentieren Schuyt und Brander (2004) Schätzungen der Werte verschiedener Feuchtgebietstypen sowie der verschiedenen Funktionen dieser Ökosysteme. Der durchschnittliche Wert von Feuchtgebieten beträgt danach 3 000 US\$²⁴ je ha und Jahr²⁵. Die Studie berücksichtigt allerdings aufgrund fehlender Untersuchungen *nicht* die Werte von Flüssen und Überschwemmungsflächen.

Im Gegensatz zu Schuyt und Brander (2004) kann Meyerhoff (1999) einige Studien („Contingent Valuation Method“-Studien) zur Bewertung von Flüssen und Flusslandschaften insbesondere im deutschsprachigen Raum vorstellen. So ermittelten etwa Gren et al. (1995, in Meyerhoff (1999: 86)) eine Wertschätzung der Donauauen in Deutschland in Höhe von 954 DM je ha und Jahr, wobei diese Größe als Untergrenze des ökonomischen Wertes anzusehen ist, da aufgrund der Datenverfügbarkeit nur eine Auswahl der ökologischen Leistungen der Flussauen bewertet werden konnte. Zu einem Ergebnis in ähnlicher Höhe gelangten auch Hampicke und Schäfer (1997) für das Biotop Isarmündung (ein Biotop von hervorragender ökologischer Bedeutung). Dessen Wert beträgt den Autoren zufolge 1000 DM je ha und Jahr. Ebenfalls in

¹⁹ „Do not represent marginal values and cannot be summed to obtain the value of multiple function wetlands.“ (Woodward und Wui 2001: 268)

²⁰ Standardisiert auf Jahr 1990 US \$

²¹ 1 Acre = 0,4047 ha

²² Vgl. Mitsch und Gosselink (2000a)

²³ „Contingent Valuation Method“

²⁴ Standardisiert auf Jahr 2000 US\$. Linksschiefe Verteilung: Median bei 170 US\$ ha⁻¹a⁻¹.

²⁵ Vgl. auch die Tabellen A.3 und A.2 mit den nach Feuchtgebietstyp und -funktion aufgeschlüsselten Ergebnissen dieser Studie.

dieser Größenordnung liegt das Ergebnis einer Studie von Meyerhoff und Dehnhardt (2002: 27), die u.a. mittels der Ersatzkosten-Methode den *monetären Wert der Elbauen als Nährstoffsenke* ermittelten. Die konservative Schätzung der Autoren liegt bei ca. 530 € je ha und Jahr (vgl. auch Dehnhardt 2002).

Heimlich et al. (1998: 13–17, 54) analysierten dreiunddreißig ökonomische Bewertungsstudien zu Feuchtgebieten in den USA. Die Autoren stellten dabei fest, dass die Mittelwerte der Werte von Feuchtgebieten je Ar im Allgemeinen den Kosten des Erhaltes bzw. der Renaturierung entsprechen (vgl. Tabelle A.1). Sowohl die Schätzungen der Nutzen von Feuchtgebieten als auch deren Kosten weisen jedoch eine große Schwankungsbreite auf und sind sehr standortspezifisch, so dass auch Heimlich et al. (1998: 54) bezüglich des Werts von Feuchtgebieten bzw. deren Kosten feststellen müssen: „it is not possible to make an aggregate assessment based on the current information“.

Ökologische Funktionen von Feuchtgebieten, wozu Heimlich et al. (1998: 79f.) u.a. Hochwasserschutz und Nährstoffretention rechnen, besitzen laut dieser Studie im Mittel einen Wert von 32 149 US\$ je Acre und Jahr²⁶ (79 439,10 US\$ ha⁻¹ a⁻¹).

In den hier erwähnten Meta-Analysen wird darauf hingewiesen, dass für einen sinnvollen „value transfer“, also die Ableitung des Wertes eines Feuchtgebietes auf der Grundlage von in anderen Bewertungsstudien ermittelten Werten anderer Feuchtgebieten, eine Vergleichbarkeit der physischen, aber auch der politischen Standort-Eigenschaften, insbesondere auch der sozio-ökonomischen Faktoren, wie BIP pro Kopf und die Besiedlungsdichte, gegeben sein muss (vgl. u.a. Brander et al. 2003: 27). Eine ähnlich Größe der Ökosysteme scheint allerdings nicht unbedingt erforderlich zu sein – in den Studien konnten steigende bzw. sinkende Skalenerträge nicht signifikant nachgewiesen werden.

²⁶Standardisiert auf Jahr 1992 US\$.

Autoren	Art der Studie	Ergebnisse	Anmerkungen
Heimlich et al. (1998)	Metaanalyse, 33 USA	Bewertungsstudien, u.a. durchschnittlicher Wert von ökologischen Funktionen von Feuchtgebieten (u.a. auch Hochwasserschutz u. Nährstoffretention): 32.149 US\$ Acre ⁻¹ a ⁻¹ entspricht: 79.439,10 US\$ ha ⁻¹ a ⁻¹	(Jahr 1992 US\$)
Woodward und Wui (2001)	Metaanalyse, 39 aus den USA, aber u.a. reich (zu den Donauauen)	Bewertungsstudien v.a. aus Österreich (berücksichtigt Dienstleistung 'Hochwasserschutz': 393 US\$ Acre ⁻¹ entspricht: 971,09 US\$ ha ⁻¹)	89 – 1747 US\$ Acre ⁻¹ (Jahr 1990 US\$)
Brander et al. (2003)	Metaanalyse, > 190 (215 einzelne Beobachtungen), weltweit	Bewertungsstudien durchschnittlicher Wert von Feuchtgebieten: 2.800 US\$ ha ⁻¹ a ⁻¹	linksschiefe Verteilung: Medianwert von Feuchtgebieten bei 150 US\$ ha ⁻¹ a ⁻¹ (Jahr 1995 US\$)
Schuyt und Brander (2004)	Metaanalyse, 89 weltweit	Bewertungsstudien, u.a. Medianwert der Feuchtgebietsfunktion 'Hochwasserschutz': 464 US\$ ha ⁻¹ a ⁻¹ ; durchschnittlicher Wert von Feuchtgebieten: 3.000 US\$ ha ⁻¹ a ⁻¹	linksschiefe Verteilung: Medianwert von Feuchtgebieten bei 170 US\$ ha ⁻¹ a ⁻¹ (Jahr 2000 US\$); basierend auf Brander et al. (2003)
Gren et al. (1995, in Meyerhoff 1999: 86)	Wertschätzung der Donauauen in Deutschland (Ersatzkostenmethode)	954 DM ha ⁻¹ a ⁻¹ entspricht etwa 488 € ha ⁻¹ a ⁻¹	Aufgrund Nichtverfügbarkeit verschiedener Daten als Untergrenze der möglichen Wertschätzung bezeichnet
Hampicke und Schäfer (1997)	Wertschätzung des Biotops Isarmündung (CVM, Staatsausgaben für Naturschutz, Expertenbefragung)	1000 DM ha ⁻¹ a ⁻¹ entspricht etwa 511 € ha ⁻¹ a ⁻¹	Untergrenze des ermittelten Intervalls der Wertschätzung
Meyerhoff und Dehnhardt (2002)	u.a. Wert der Elbauen als Nährstoffsenke, Ersatzkostenmethode	530 € ha ⁻¹ a ⁻¹	konservative Schätzung

Tabelle 8.5: Ergebnisse ausgewählter Studien zur ökonomischen Bewertung von Feuchtgebieten, eigene Darstellung

9 Zusammenfassung

Die bedrohten Feuchtökosysteme stehen mit den aktuellen Umweltproblemen Hochwasser und Eutrophierung in enger Beziehung. Feuchtgebiete können wirksame Lösungsansätze darstellen, um mit Hochwasserschäden und einem Überfluss an Nährstoffen aus diffusen Quellen in unserer natürlichen Umwelt umzugehen. Warum diese Ökosysteme dennoch bedroht sind, kann aus den ökonomischen Eigenschaften ihrer Dienstleistungen, die zumeist öffentliche Güter darstellen, abgeleitet werden. Das heißt, von Feuchtgebieten gehen Externalitäten aus, von deren Nutzen niemand zu vertretbaren Kosten ausgeschlossen werden kann und für die keine Rivalität zwischen den Nutznießern besteht – auch wenn ein Bürger in einer Siedlung an einem Fließgewässer unterhalb einer Überschwemmungsfläche nicht bereit ist, sich an den Kosten dieser Fläche zu beteiligen, kann er nur zu prohibitiv hohen Kosten von der hochwassermindernden Auswirkung der Überschwemmungsflächen ausgeschlossen werden, gleichzeitig ist es irrelevant, ob in der stromabwärts liegenden und hochwassergefährdeten Siedlung nur zwei oder aber 500 Personen leben, sie erfahren alle dieselbe Hochwasserschutzwirkung bzw. dieselbe Verminderung der Eutrophierung des Gewässers, die auch zur Verminderung des Reinigungsaufwandes in der Trinkwassergewinnung beiträgt (vgl. Fustec et al. 1999: 218).

Feuchtgebiete sind multifunktionale Ressourcen *par excellence*¹, wie schon in Teil I geschildert. Doch gerade diese Ökosysteme sind auch für fehlgehende Entscheidungen über Ressourcenallokationen besonders anfällig aufgrund der Art der Werte, die mit ihnen verbunden sind. Sie stellen nicht nur eine Reihe von Gütern bereit, wie etwa Fisch, Holz und Wild. Sie besitzen auch wichtige ökologische Funktionen, die wiederum indirekt ökonomische Aktivitäten unterstützen. Doch viele dieser letzteren Leistungen werden nicht auf Märkten gehandelt, weshalb ihr Wert für ökonomische Aktivitäten häufig unbeachtet bleibt (vgl. Barbier et al. 1997: chapter 2.3)².

Aufgrund der Eigenschaften von öffentlichen Gütern und der nicht existierenden Märkte für die genannten Dienstleistungen werden die Eigentümer von Feuchtgebietsflächen für die Bereitstellung der genannten Dienstleistungen nicht honoriert. Daher besteht für diese der Anreiz, die Nutzungsform Überschwemmungsfläche in andere Nutzungsformen, deren Produkte auf Märkten gehandelt werden können und die mit höheren *privaten* Nutzen einhergehen, zu überführen zu Lasten der aus gesellschaftlicher Sicht erwünschten Dienstleistungen der Fläche.

¹Den analytischen Rahmen von Multifunktionalität stellen z.B. Maier et al. (2001) dar.

²Eine Formalisierung der Kuppelproduktion von privaten und öffentlichen Gütern findet sich in Mishan (1969).

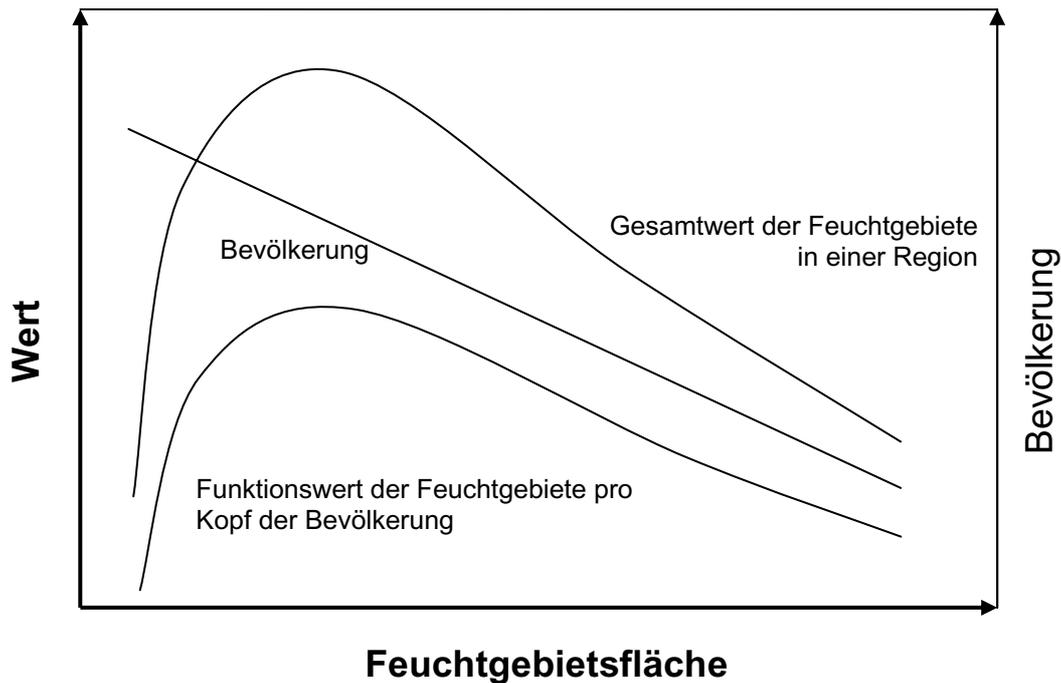


Abbildung 9.1: Gesamtwert der Feuchtgebietsfläche in einer Region als Funktion der Größe der menschlichen Bevölkerung – stark verändert nach einer Abbildung von King (1997) in Mitsch und Gosselink (2000a: 28)

Dieser Problematik kann am besten durch die eindeutige Zuweisung von Eigentumsrechten entsprechend Abschnitt 8.1.3 und die Initialisierung von Märkten, auf denen die Dienstleistungen von Feuchtgebieten direkt oder indirekt³ gehandelt werden können, begegnet werden.

Auch wenn derartige Märkte nicht existieren bzw. die tatsächliche Wertschätzung nicht bekannt ist, muss der Wert dieser Ökosysteme in öffentliche Entscheidungen über Flächennutzungen in Flussgebieten eingehen. Die Ermittlung der Wertschätzung der wertvollen Dienstleistungen von Feuchtgebieten ist ein wichtiger Schritt, um bei diesen Entscheidungen nicht nur private Nutzen einer Nutzungsintensivierung (Besiedlung etc.) sondern auch die gesellschaftlichen Kosten einer Zerstörung von Feuchtgebieten berücksichtigen zu können. Wie der vorangegangene Abschnitt deutlich gemacht hat, fallen die Bewertungen von Feuchtgebieten jedoch ebenso unterschiedlich aus, wie die untersuchten Feuchtgebiete, deren Vielfalt bereits in Teil I dargestellt wurde. Die in Tabelle 8.5 erwähnten Bewertungen schwanken in einem weiten Bereich zwischen 150 US\$ und 79 440 US\$ je Hektar und Jahr. Ein *vertretbarer* einheitlicher oder durchschnittlicher Wert eines Hektars Feuchtgebiet kann nicht angegeben werden, da je nach Feuchtgebietstyp und örtlichen Gegebenheiten unterschiedliche Dienstleistungen in unterschiedlichem Umfang bereitgestellt werden, wie u.a. Abschnitt 7 zeigt.

³Z.B. in Form von Überschwemmungsrechten (Benutzungsrecht) oder aber in Form von Nährstoffzertifikaten (Verschmutzungsrecht).

Auf allgemeiner Ebene kann argumentiert werden, dass ein nichtlinearer Zusammenhang entsprechend Abbildung 9.1 zwischen der gesellschaftlichen Wertschätzung von Feuchtgebietsflächen und deren Gesamtumfang in einem bestimmten Gebiet existiert. Dieser Zusammenhang ergibt sich aus einer ertragsgesetzlichen Produktionsfunktion des Faktors Feuchtgebietsfläche als deren erste Ableitung. Die Abbildung zeigt demnach die Grenzproduktivität des Faktors Feuchtgebietsfläche und damit dessen Wert in Abhängigkeit von der verfügbaren Menge dieses Faktors.

Inhaltlich erklärt sich dieser Zusammenhang wie folgt: Unter der Annahme, dass mit zunehmender Bevölkerung die Feuchtgebietsfläche in Flussgebieten abnimmt, ist mit wachsender Bevölkerung und Flächeninanspruchnahme eine steigende Wertschätzung von Feuchtgebietsflächen zu erwarten, da immer weniger Flächen z.B. immer höhere Nährstoffflüsse aufnehmen müssen bzw. immer weniger Raum für Wasserrückhaltung zum Hochwasserschutz verbleibt, auf den aber immer mehr Menschen angewiesen sind.

Von einem bestimmten Punkt an ist die vorhandene Feuchtgebietsfläche in einem Flussgebiet zu gering, um diese Aufgaben in ausreichendem Maß zu erfüllen. Die Wirkung der bereitgestellten Dienstleistungen ist in Bezug auf die entsprechenden Umweltprobleme zu schwach, so dass die Wertschätzung dieser Ökosysteme mit zurückgehender Flächen abnimmt. Die Nutzenstiftung von Feuchtgebietsflächen ist demnach vom Gesamtumfang dieser Flächen in einem Flussgebiet bzw. einer übergeordneten Region abhängig. Nimmt man an, dass die derzeitige Situation in Flussgebieten durch einen Punkt nahe dem Koordinatenursprung in Abbildung 9.1 beschrieben werden kann, ist eine höhere Nutzenstiftung der Feuchtgebietsflächen durch die Ausweitung dieser Flächen *parallel* zu einem Rückzug der Menschen aus Flussgebieten zu erreichen.

Teil III

Problematik der Erhaltung und der Rückgewinnung von Feuchtgebieten in Flussgebieten

10 Einleitung

"...given the argument that most wetland, once destroyed, can only be partially and imperfectly replaced by man, a precautionary approach to further wetland exploitation is strongly recommended."

(Gren et al. (1994: 72))

Betrachtet man die Tatsache des Verlusts von Feuchtgebieten mit Hilfe ökonomischer Theorie, so wird schnell deutlich: diese Ökosysteme stellen öffentliche Güter bereit, für die keine Märkte existieren und die daher tendenziell in zu geringen Mengen angeboten werden. Deshalb bestehen Anreize, die möglicherweise aus gesamtgesellschaftlicher Sicht wertvollen Feuchtgebiete zu zerstören und diese Flächen anderweitig mit einem höheren privaten Nutzen für den Flächenbesitzer zu bewirtschaften.

Ein Blick in die Realität der Entscheidungen über Flächennutzungen zeigt jedoch ein vielfach komplexeres Bild. Auf der Suche nach einem Erfolg versprechenden und praktikablen Weg zu einer effizienten Menge an Feuchtgebieten müssen nicht nur die zunächst mehr oder weniger unbewerteten Dienstleistungen dieser Ökosysteme in Wert gesetzt, deren positive externe Effekte also internalisiert werden. Vielmehr bedürfen auch der rechtliche Rahmen, in welchem Entscheidungen über Flächennutzungen getroffen werden, bzw. die damit verbundenen z.T. nur indirekten Anreizwirkungen Berücksichtigung und möglicherweise einer Korrektur, um eine Verbesserung der Situation der Feuchtgebiete bzw. deren Dienstleistungen zu erreichen.

Die *Hypothese* lautet: Entscheidend für das betrachtete Problem – Rückgang von Feuchtgebietsflächen trotz wertvoller Dienstleistungen – sind Anreize (gegeben durch gesetzliche Regelungen, Subventionen etc.), welche die Entscheidungen über bestimmte Flächennutzungen bzw. den Bodenmarkt i.w.S. beeinflussen.

Die in den folgenden Betrachtungen berücksichtigten Typen von Flächennutzungen in Flussgebieten sind vereinfachend *Feuchtgebiet* (extensive Nutzung oder ungenutzt), *Ackerland* (intensive Nutzung) und *Bauland* (intensive Nutzung).

Betrachtet man die derzeitige Situation und die Entwicklungen auf dem Bodenmarkt, so ist zu erkennen, dass die Landwirtschaft in Deutschland zwar mit ca. 54 % (im Jahr 2000, BBR 2005: 53) den größten Flächennutzer darstellt¹, jedoch gerade die Landwirtschaftsfläche derzeit

¹Vgl. Tabelle 11.1: Nach den CORINE Land Cover 2000 Daten machte die der Landwirtschaft zuzuordnende Bodenbedeckung (Ackerbau und Grünland) im Jahr 2000 in Deutschland einen Flächenanteil von 59,49 %

von den größten Veränderungen zugunsten v.a. der Siedlungs- und Verkehrsfläche betroffen ist (siehe Abbildung 11.2). Folgende Bereiche sind daher für diese Untersuchung relevant:

- der Baulandmarkt (Regulierung der Baulandbereitstellung etc.)
- die Landwirtschaftsförderung und der landwirtschaftliche Bodenmarkt
- die Naturschutzförderung bzw. Regelungen zum ökologischen Hochwasserschutz (Überschwemmungsflächen).

Insbesondere die gesetzlich geregelten Entwicklungsmöglichkeiten von Flächen und ihr daraus resultierender Preis sind für Entscheidungen über die Art der Flächennutzung von Bedeutung. Der Bodenmarkt ist ein unvollkommener Markt. Deshalb existieren eine Vielzahl von rechtlichen Regelungen zur Regulierung dieses Marktes, bestimmter Wirtschaftsformen (der Landwirtschaft) und zur Durchführung von Maßnahmen von öffentlichem Interesse (Hochwasserschutz).

Von verschiedenen Autoren² wird allerdings deutlich gemacht, dass der Bodenmarkt einerseits die ökologischen Leistungen des Bodens bzw. von Flächen nicht ausreichend reflektiert³, andererseits der rechtliche Rahmen, der eigentlich die verschiedenen Verzerrungen gerade dieses speziellen Marktes beseitigen soll, die Anreize für die Zerstörung von natürlichen Ökosystemen verstärkt – zum Beispiel durch eine Subventionierung der Landwirtschaft, die Anreize zu intensivem Wirtschaften⁴ und Überschussproduktion bestimmter Güter in sich birgt, oder die Verknappung von Bauland, was eine Wertsteigerung dieser Flächen und von Bauerwartungsland i.w.S. und somit Anreize zum Forcieren⁵ einer Nutzungsumwandlung zur Folge hat. So kann man beispielsweise auch heute noch wider besseren Wissens die Ausweisung von Bauland in Überschwemmungsgebieten beobachten (vgl. Süddeutsche Zeitung 15./16. Mai 2004 „Bauverbot in der Hochwasserzone“ oder auch den Fall der Absiedlung von Röderau-Süd⁶). In Abbildung 12.10 sind die verschiedenen Anreize zur Veränderung bzw. Beibehaltung einer bestimmten Flächennutzung in Flussgebieten vereinfachend dargestellt. Die Aussage von Herrn Kron (Münchener Rück, in einem Artikel der Frankfurter Rundschau)⁷ verdeutlicht den Problemrahmen: „Die Zunahme der Überschwemmungsschäden in den vergangenen Jahren ist in

aus.

²Vgl. u.a. Arlt et al. (2000), Hilber (1997) oder Kantzow (1995).

³„Private landowners decide to convert wetlands to alternative uses, like crop production or housing developments, by comparing the economic returns they expect to receive from these uses with what they would expect to receive if the wetlands were left in their natural state.“ (Heimlich et al. 1998: 3)

⁴Dies ist meist nicht mit der Beibehaltung des natürlichen hydrologischen Regimes der Flächen und damit der Bewahrung von Feuchtgebieten vereinbar.

⁵Stichwort: „Lobbying“, was zu ineffizienten Marktergebnissen führen kann

⁶Vgl. Abschnitt IV.16.1, Tabelle 17.3, Anhang Hochwasserschutzkostenabschätzung Röderau-Süd sowie Korrespondenz mit Herrn Korzen-Krüger (Sächsisches Staatsministerium des Innern)

⁷Artikel in der Frankfurter Rundschau vom 26. November 2003: „Gegen den Strom“ von Tobias Zick

erster Linie auf die boomende Erschließung flussnaher Gebiete zurückzuführen . . . Unvorsichtigkeit, Ignoranz und manchmal Gewinnsucht spielen da eine erhebliche Rolle.“

Es ist demnach wichtig, „perverse incentives“ (vgl. OECD 2003), die zur Zerstörung von Feuchtgebieten über das sozial optimale Maß hinaus führen⁸, zu erkennen, wenn möglich abzuwandeln oder zu beseitigen.

Ein Großteil der relevanten Literatur hierzu konzentriert sich nach OECD (2003) auf Subventionen. Diesem Report zufolge bewirken aber auch andere Maßnahmen, z.B. die Förderung der Regionalentwicklung oder die Schaffung von Arbeitsplätzen, verstärkte Ressourcennutzungen in Folge impliziter Anreize. Diese Anreize führen zu Preisen, die nicht die sozialen Präferenzen reflektieren und so zu Wohlfahrtsverlusten auf Grund von Übernutzung bestimmter Güter und Dienstleistungen führen (OECD 2003: 8). Politik und ökonomische Aktivität sind eng miteinander verknüpft, und die Förderung eines Wirtschaftssektor kann Auswirkungen in ganz anderen Bereichen der Volkswirtschaft haben.

Im folgenden soll daher der institutionelle Rahmen des Bodenmarktes im weitesten Sinne sowohl mit Gesetzen und Verordnungen, die dieses Thema betreffen, als auch die zahlreichen Subventionen für die Landwirtschaft unter der Annahme beleuchtet werden, dass dieser für die Erklärung einer übermäßigen Zerstörung bzw. einer nur zögerlichen Renaturierungen von Feuchtgebieten und Ausweisung von Überschwemmungsflächen trotz des Bewusstseins ihrer Bedeutung für Hochwasserschutz und Nährstoffretention und verschiedener diesbezüglicher gesetzlicher Regelungen von erheblicher Bedeutung ist.

⁸Mit Heimlich et al. (1998: 4–7) kann man annehmen, dass die Umwandlung einer bestimmten Menge an Feuchtgebieten in andere Nutzungsformen sozial optimal sein kann.

11 Situation – Feuchtgebietsfläche in Deutschland

Feuchtgebiete sind Ökosysteme mit einer Vielzahl von für den Menschen wertvollen Dienstleistungen – zum Beispiel die Retention von Nährstoffen aus diffusen Quellen, oder „ökologischer“ Hochwasserschutz, wobei durch die Bereitstellung von überflutbaren Flächen sowie eines funktionierenden, natürlichen hydrologischen Regimes der Flussgebiete Hochwasser abgeschwächt und gleichzeitig Rückzugsräume für bedrohte Arten und Erholungsraum für Menschen bereitgestellt werden kann. Doch solche Ökosysteme beanspruchen natürlich Fläche und stehen in Konkurrenz mit anderen Flächennutzungsmöglichkeiten, z.B. intensiver Landwirtschaft oder Besiedlung, wofür die fruchtbaren Flussebenen ebenfalls besonders geeignet scheinen.

Mit Blick auf noch immer ungelöste Umweltprobleme, wie die Eutrophierung von Nord- und Ostsee oder die in der Vergangenheit beobachteten zunehmenden Schäden durch Hochwasser (vgl. Schwarze und Wagner 2002, Changnon 2003, Pielke Jr. und Downton 2000, Schwarze und Wagner 2003), muss auch der geringe Umfang der Überschwemmungsflächen in Deutschland in den Blick rücken, die als echte Antwort auf diese Probleme gelten können (vgl. Teil II.).

Turner et al. (2000: 10) sehen die Ursachen für zurückgehende Feuchtgebietsflächen in miteinander verknüpften Markt- und Interventionsfehlern, die auf einem grundlegenden Mangel an Information oder Verständnis für die Vielzahl der Werte von Feuchtgebieten basieren. Dieser Mangel ergibt sich nach Turner et al. (2000: 10) vor allem aus der Komplexität und „Unsichtbarkeit“ der räumlichen Beziehungen zwischen Grundwasser, Oberflächenwasser und Feuchtgebietsvegetation.

Viele menschliche Aktivitäten verursachen externe Effekte, wie z.B. Schadstoffemissionen von Industrie und Landwirtschaft, die entfernte Gebiete beeinflussen, für die jedoch, aufgrund eines Mangels an durchsetzbaren Rechten, keine Kompensationen an die Betroffenen gezahlt werden. Viele Feuchtgebiete bzw. deren oben genannten Dienstleistungen wurden traditionell als öffentliche Güter behandelt und einem 'open access' ausgesetzt. Der Mangel an durchsetzbaren Eigentumsrechten an verschiedenen Dienstleistungen von Feuchtgebieten führte zu einer einseitigen Ausbeutung der Ressource. Es ist zu erkennen, dass viele ihrer Funktionen Nutzen außerhalb der Fläche generieren, über die ein privater Ressourcenbesitzer nicht verfügen kann. Das Fehlen eines Marktes für solche externen Dienstleistungen von Feuchtgebieten beschränkt die Anstrengungen, Feuchtgebiete zu erhalten, da die privaten Nutzen nicht den Nutzen für

die Allgemeinheit entsprechen (vgl. Turner et al. 1998).

Einen Mangel an Konsistenz in den politischen Entscheidungen für verschiedene Bereiche (z.B. kommunale Planung, Landwirtschaft, Umwelt- und Naturschutz) stellen Turner et al. (1998) fest. Dieses Thema soll im Folgenden näher beleuchtet werden.

11.1 Allgemeine naturräumliche Situation

Die Flächen für Wohnen und Arbeiten, Mobilität, innerörtliche Erholung und Freizeit bilden die Siedlungs- und Verkehrsfläche¹ (SuV-Flächen), die etwa 12 % der Gesamtfläche der Bundesrepublik Deutschland ausmacht². Den weitaus größten Anteil am Bundesgebiet haben die land- und forstwirtschaftlich genutzten Flächen mit mehr als 85 %. Die restlichen 3 % bedecken Wasserflächen, Brachen oder Ödland (BBR 2000: 35).

In der mittelfristigen Bilanz 1993 – 2001 dehnten sich in Deutschland fast alle Flächenutzungen zu Lasten der landwirtschaftlich genutzten Fläche aus (BBR (2003: 75), vgl. auch Abbildung 11.2). Seit 1992 wurden die SuV-Flächen bis 2003 um 4785 km² (+11,9 %) erweitert. Davon entfallen 3873 km² auf die Siedlungsfläche (+ 16,2 %) und 912 km² auf die Verkehrsfläche (+ 5,5 %) (StBA 2004). Absolut betrachtet wuchsen die suburbanen Kreistypen (nicht zentral-örtliche, eher dörflich geprägte Gemeinden) im Umland der Kernstädte und nahe der Autobahnkorridore am stärksten. Beim relativen Wachstum haben die Kernstädte auf Grund des hohen Bestandsniveaus relativ niedrige Zuwachsraten, die höchsten hingegen die ländlich verdichteten Kreise (vgl. Schultz und Dosch 2005: 7–8). Die Suburbanisierung verlagert sich demnach weiter in die ländlichen Randzonen der Agglomerationen, wo die Bau-landpreise vergleichsweise günstig sind.

Über die Größe der Feuchtgebietsfläche in Deutschland herrscht Unsicherheit, da nicht, wie in anderen Ländern, etwa den USA, ein Feuchtgebietsinventar verfügbar ist. Die Fläche der im Rahmen der RAMSAR-Konvention geschützten Feuchtgebiete beträgt zur Zeit 839 327 ha³, was einen Anteil an der Landesfläche – ca. 35,7 Mio. ha – von circa 2,3 % bedeutet. Günstige Schätzungen gehen von einer Feuchtgebietsfläche in Deutschland von etwa 1,3 Mio. ha aus (Stevenson und Frazier 1999: 15, 47) – dies wären rund 3,64 % der Fläche von Deutschland. Demgegenüber ergibt eine Auswertung von Daten zur potenziell natürlichen Vegetation in Europa (BfN 2004), dass in Deutschland ohne Einwirkung des Menschen mindestens 8 %

¹Zur Siedlungs- und Verkehrsfläche zählen auch die Trassen und Korridore der bandartigen Netzinfrastrukturen (vor allem Autobahnen, sonstige übergemeindliche Straßen, Bahnanlagen) sowie der Infrastruktureinrichtungen zur Versorgung von Bevölkerung und Wirtschaft (BBR 2000: 35).

²Vor allem in den Kernstädten der Agglomerationsräume nimmt diese Flächennutzungsart mehr als 50 % des Stadtgebietes ein (BBR 2000: 35).

³Nach www.wetlands.org, Recherche vom März 2003. Laut Mitlacher (1997) wurden bis 1997 671 204 ha als Feuchtgebiete internationaler Bedeutung unter Schutz gestellt

11 Situation – Feuchtgebietsfläche in Deutschland

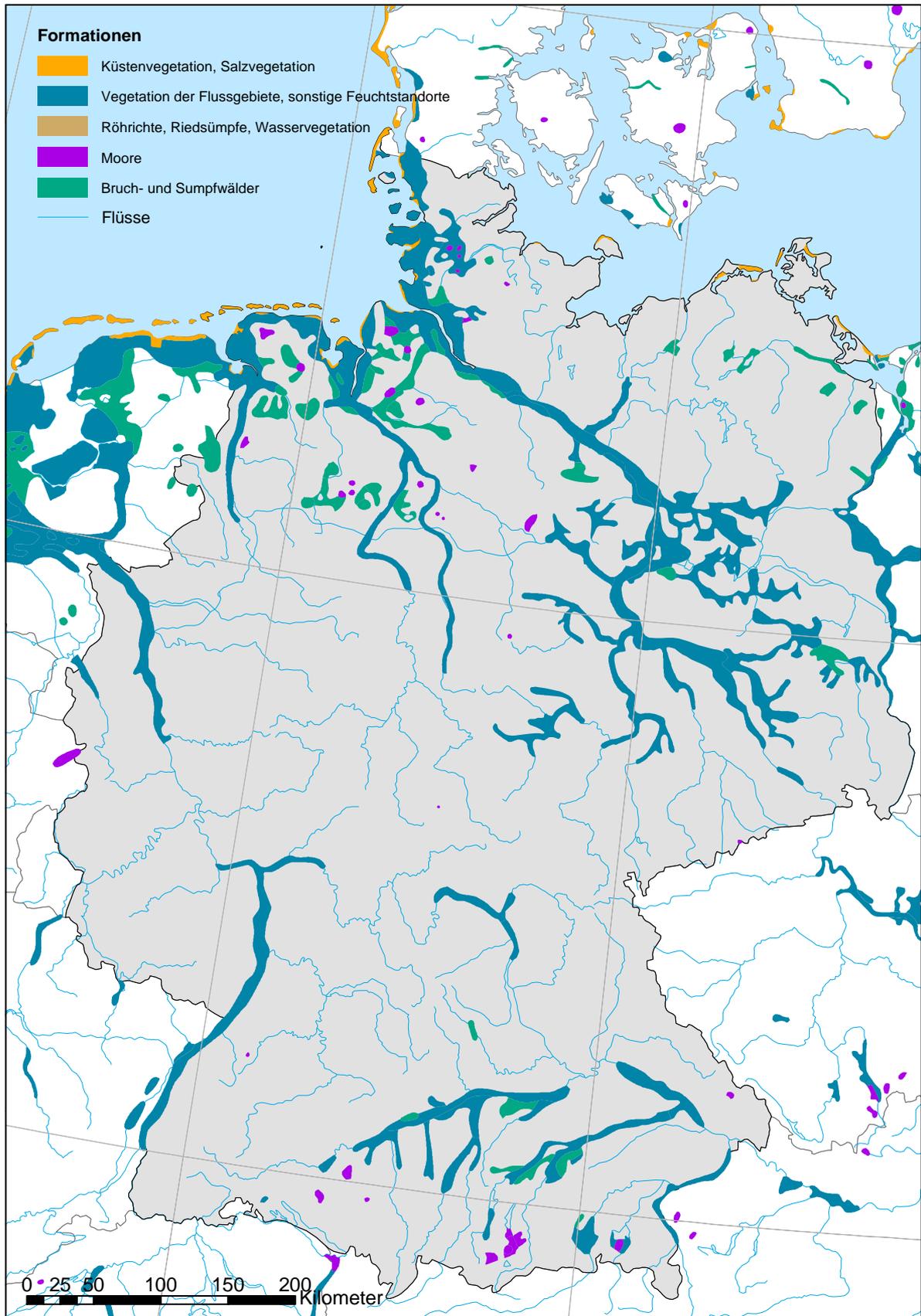


Abbildung 11.1: Potenziell natürliche Vegetation in Deutschland, Azonale Vegetation der Feuchtflächen, eigene Auswertung der Daten aus: BfN (2004), eigene Darstellung

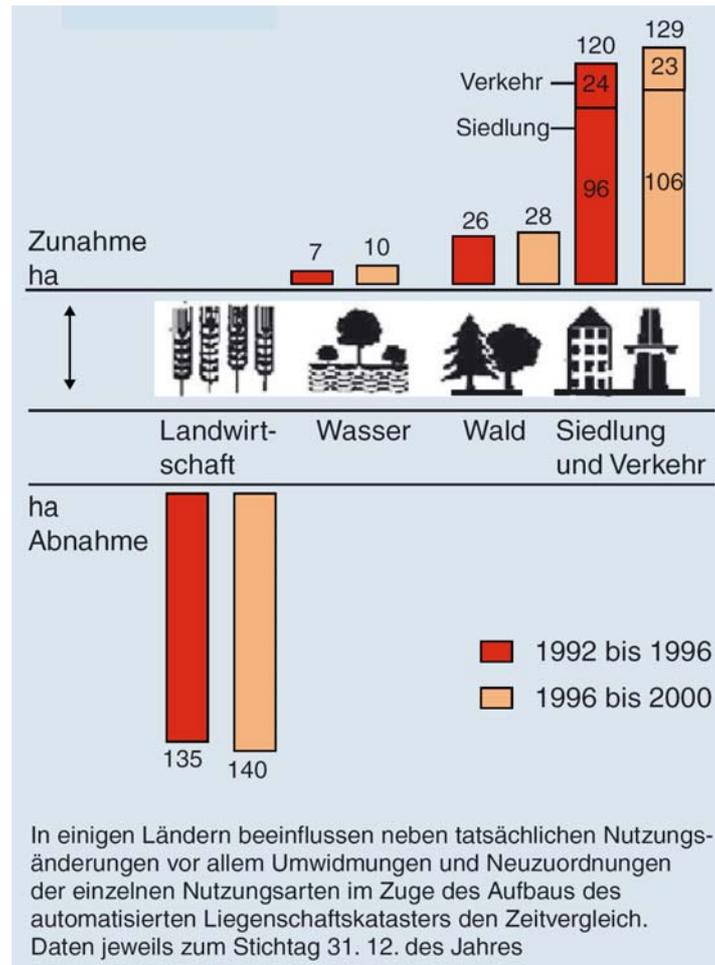


Abbildung 11.2: Tägliche Veränderung der Bodennutzungen in ha 1992 bis 2000, aus: BBR (2005: 53)

der Fläche (2,7 Mio. ha) von Vegetation der Feuchtstandorte eingenommen werden würden⁴. Abbildung 11.1 zeigt die potenzielle Verbreitung von Feuchtstandorten in Deutschland.

Der OECD (1989, nach BMU (1999: 26)) zufolge sind allein zwischen 1950 und 1985 50 % der westdeutschen Feuchtgebiete „verschwunden“, die weitere Entwicklung der Feuchtgebietsflächen wurde von der OECD leider nicht dokumentiert. Allerdings nahm – als ein Anzeichen für weitere Verluste von Feuchtgebieten – die Prozentzahl ausgestorbener und bedrohter Pflanzenarten oligotropher Sümpfe (bogs) und Moore (fens) zwischen 1988 und 1996 um 28 % zu (vgl. Korneck et al. 1998, in BMU (1999)). Die OECD (2003: 12) spricht von Verlusten dieser Ökosysteme in Europa in Höhe von 60 % und betont, dass dieser Prozess weiter anhält.

⁴Dabei ist zu berücksichtigen, dass die der Berechnung zugrunde liegende Karte der natürlichen Vegetation Europas in BfN (2004) in einem sehr kleinen Maßstab von 1 : 2,5 Mio. erstellt wurde. Es ist zu vermuten, dass an weitaus mehr Standorten die natürlichen Bedingungen zur Entwicklung von Feuchtökosystemen führen, wie die Flussläufe in Abbildung 11.1 andeuten.

11 Situation – Feuchtgebietsfläche in Deutschland

Bodenbedeckung	Fläche im Jahr 2000 in km ²	Anteil an Fläche Deutschland in %	Veränderung gegenüber 1990 in %	
			bezügl. Gesamtfläche	bezügl. Bodenbedeckungsart
Siedlungs- und Verkehrsflächen	27 912,42	7,65	+0,48	+6,66
Ackerbau	160 735,37	44,04	-0,83	-1,86
Grünland	56 390,42	15,45	+0,21	+1,38
Wald	107 139,02	29,36	+0,13	+0,46
Heide, Feuchtflächen	2 163,67	0,59	±0,00	-0,73
Gewässer	8 480,81	2,32	+0,05	+0,53
Extremstandorte	719,10	0,20	+0,01	+4,70
Abbauflächen	1 058,77	0,29	-0,04	-12,55
Deponien	179,17	0,05	± 0,00	+3,09
Sandflächen	161,07	0,04	± 0,00	-0,64
Deutschland (in CORINE, ohne Meere und Ozeane)	364 939,82			

Tabelle 11.1: Bodenbedeckung in Deutschland, eigene Auswertung CORINE Land Cover 2000
Daten, eigene Darstellung

Die Auswertung der CORINE Land Cover 2000 Daten zur Bodenbedeckung in Deutschland (DLR und DFD 2004) ergibt etwas abweichende Anteile der verschiedenen Landnutzungstypen⁵ an der Gesamtfläche Deutschlands, wobei die jeweiligen Größenordnungen einander jedoch entsprechen⁶. Die Flächen der verschiedenen Landnutzungsarten nach CORINE sollen hier dennoch ebenfalls erwähnt werden, da im Abschnitt 11.2 darauf Bezug genommen wird.

Wie Tabelle 11.1 zeigt, bedeckten danach im Jahr 2000 SuV-Flächen 7,65 % der Fläche Deutschlands, während mehr oder weniger land- und forstwirtschaftlich genutzte Flächen einen Anteil von über 88 % ausmachten. Die aus dem CORINE Datensatz abzulesende Entwicklung gegenüber 1990 zeigt eine deutliche Zunahme der SuV-Flächen um 6,66 % gegenüber einem Rückgang der ackerbaulich genutzten Flächen um 1,86 %, für Grünland- und Waldflächen waren aber in annähernd gleicher Größenordnung Zuwächse zu verzeichnen. Heiden und Feuchtflächen verringerten sich um 0,73 %.

Durch eine weitere Analyse, deren Ergebnisse Tabelle 11.2 zeigt, kann die Herkunft der Zuwächse der SuV-Flächen in Deutschland aufgedeckt werden. Es wird deutlich, dass der größte Teil, etwa 84 %, der Zuwächse tatsächlich aus dem Pool der ackerbaulich genutzten Flächen stammt. Heide- und Feuchtflächen erfuhren netto einen Verlust von ca. 6 km² bzw. 0,27 % an Siedlungs- und Verkehrsflächen. Diese Fläche macht aber 38 % der gesamten Flächenverluste dieses Bodenbedeckungstyps⁷ zwischen den Jahren 1990 und 2000 aus.

Eine klare Ableitung des Umfangs der Feuchtgebietsflächen in Deutschland aufgrund der CORINE Land Cover 2000 Daten ist nicht möglich. Näherungsweise kann die Fläche dieser Ökosysteme als die Summe folgender Bodenbedeckungstypen bestimmt werden: Heiden und Moorheiden (CORINE Bodenbedeckungstyp 322), Sümpfe (411), Torfmoore (412), Salzwiesen (421), in der Gezeitenzone liegende Flächen (423), Lagunen (521) und Mündungsgebiete (522)⁸. Deren Summe betrug im Jahr 2000 6 451,70 km², was einen Anteil an der Fläche

⁵Die im CORINE Datensatz insgesamt für Deutschland relevanten 36 verschiedenen Klassen der Bodenbedeckung wurden hier zum besseren Vergleich weiter in 10 Bodenbedeckungsgruppen (vgl. Tabelle 11.1) aggregiert, die für die Zwecke dieser Arbeit eine hinreichend feine Unterteilung der Bodenbedeckung darstellen.

⁶Bei dem Vergleich mit CORINE Land Cover Daten muss beachtet werden, dass bei der Kartierung der Bodenbedeckung im Rahmen von CORINE, die im Maßstab 1:100 000 erfolgte, die Erfassungsuntergrenze für flächenhafte Elemente auf 25 ha festgelegt wurde, und Fläche mit linienförmiger Ausprägung (z.B. Gewässerläufe) erst ab einer Breite von 100 m erfasst wurden (vgl. Keil et al. 2002: 95–96). Abweichungen, wie hier festgestellt zwischen Angaben des BBR und den aus dem CORINE Land Cover Datensatz abgeleiteten Informationen, können möglicherweise daraus sowie aus unterschiedlichen Definitionen einzelner Flächen bzw. Flächennutzungen resultieren.

⁷15,87 km² bzw. 0,73 % der Heiden, Moorheiden und Feuchtflächen im Jahr 1990.

⁸Die in den Tabellen 11.1 und 11.2 aufgeführte Bodenbedeckungsart „Heiden und Feuchtflächen“ ergibt sich als Summe der CORINE-Typen 322, 411, 412 und 421. Die in der Gezeitenzone liegenden Flächen (2 884,62 km²), Lagunen (1 127,55 km²) und Mündungsgebiete (275,85 km²) wurden den Gewässern zugeordnet. Im CORINE Datensatz als Meere und Ozeane gekennzeichnete Flächen wurden in der Analyse nicht berücksichtigt.

11 Situation – Feuchtgebietsfläche in Deutschland

Bodenbedeckung	Verlust in km²	Anteil an gesamter Zuwachs-Fläche in %	Anteil an Fläche des Bodenbedeckungstyps 1990 in %	Anteil an verlorener Siedlungsfläche in %
Ackerbau	1 496,25	83,49	0,91	25,67
Grünland	237,87	13,27	0,43	12,22
Wald	42,02	2,34	0,04	16,01
Heide, Feuchtflächen	6,15	0,34	0,28	0,40
Gewässer	1,05	0,06	0,01	35,88
Sonstige (Deponien, Abbau-, Sand-, Extremflächen)	8,89	0,5	0,40	9,81
gesamter Zuwachs an SuV-Fläche gegenüber 1990	1792,23	100 %	0,49 % (der Fläche Deutschlands in CORINE, vgl. Tab. 11.1)	
gesamter Verlust an SuV-Fläche gegenüber 1990				49,30 km ²
Saldo	1742,93 km ²			

Tabelle 11.2: Zuwachs und Verlust an Siedlungs- und Verkehrsfläche (SuV-Fläche) zwischen 1990 und 2000 in Deutschland, eigene Auswertung CORINE Land Cover 2000 Daten, eigene Darstellung

Deutschlands von 1,8 % bedeutet. Gegenüber 1990 ist im CORINE Datensatz ein Zuwachs des Umfangs der in der Gezeitenzone liegenden Flächen und der Salzwiesen festzustellen, bei allen anderen eindeutig zu den Feuchtgebietsflächen zu zählenden Bodenbedeckungstypen waren jedoch Verluste zu verzeichnen. In der Summe veränderte sich die Fläche dieser Bodennutzungen kaum – ein Verlust von 27,43 km² stand einem Zuwachs von 45,03 km² gegenüber, was in der Summe eine Zunahme der Fläche dieser Bodennutzungsgruppe⁹ zwischen 1990 und 2000 um 0,27 % bedeutet.

11.2 Aktuelle Nutzungen von Flussauen

Die aktuelle Nutzung von Flussauen in Deutschland, die als *Ausgangssituation für die Renaturierung von Überschwemmungsflächen* interessiert, wurde im Rahmen einer weiteren Auswertung der CORINE Land Cover 2000 Daten zu Deutschland abgeleitet, da vergleichbare bzw. einer Zusammenfassung zugängliche Angaben zur aktuellen Flächennutzung in deutschen Flussgebieten zur Zeit nicht verfügbar sind (vgl. bspw. Angaben im Rheinatlas (IKSR 2001) und im OderRegio Endbericht (Böhm und Rodriguez 2001: 21–27)).

Die in Tabelle 11.3 aufgeführten Daten zur Bodenbedeckung in Flussgebieten in Deutschland geben die tatsächliche Bodennutzung in einem Pufferbereich von 3 km¹⁰ um die Flächen der Gewässerläufe (Bodennutzungstyp 511) im CORINE Land Cover 2000 Datensatz für Deutschland wieder. Ein Vergleich dieser Flächen mit den tatsächlichen Überschwemmungsbereichen von Rhein oder Elbe zeigt eine relativ gute Übereinstimmung in der Größenordnung, so dass ein derartiges Vorgehen vor dem Hintergrund einer fehlenden Datengrundlage zu den tatsächlichen Flächennutzungen in deutschen Flussgebieten zu rechtfertigen ist.

Beim Vergleich der Bodenbedeckung in Deutschland und in dem hier untersuchten 3-km-Puffer um deutsche Gewässerläufe (5,88 % der Fläche Deutschlands) werden entscheidende Unterschiede deutlich. Der Anteil an Gewässerflächen ist im 3-km-Puffer naturgemäß sehr viel höher als für Gesamtdeutschland, doch trotz der daraus resultierenden verringerten Landfläche im Pufferraum liegen 12,68 % der gesamten Siedlungs- und Verkehrsfläche Deutschlands offensichtlich in flussnahen Gebieten. Diese Gruppe der Bodenbedeckungen hatte im Jahr 2000 einen Anteil am 3-km-Pufferraum von 16,50 %, im 1-km-Bereich um Gewässerläufe betrug deren Anteil sogar 18,56 %. Gegenüber 1990 war eine Zunahme der SuV-Flächen in flussnahen Gebieten (3-km-Pufferbereich) von 3,54 % zu beobachten, was in Anbetracht des auch 1990 schon sehr hohen Anteils dieser Bodenbedeckungsart in diesem Raum einen starken Zuwachs bedeutet. Das stärkste Wachstum der SuV-Flächen erfolgte im Bereich zwischen 1 km und 3 km Entfernung von Gewässerläufen. Hier nahm diese Gruppe der Bodenbedeckungsklassen

⁹Fläche im Jahr 1990: 6 434,09 km², Fläche im Jahr 2000: 6 451,70 km²

¹⁰Der 3-km-Pufferbereich umfasst alle Flächen, die sich in bis zu 3 km Entfernung von einem Gewässerlauf befinden.

11 Situation – Feuchtgebietsfläche in Deutschland

Bodenbedeckung	Fläche 2000	Anteil an der 3-km- Pufferfläche	Anteil an entspr. Bodenbe- deckung in Deutschland	Veränderung gegenüber 1990	
	in km ²	in %	in %	bezügl. Gesamtfläche Puffer	bezügl. Bodenbe- deckungs- art
Siedlungs- und Verkehrsflächen	3 539,18	16,50	12,68	+0,57	+3,54
Ackerbau	8 568,92	39,95	5,33	-0,83	-2,04
Grünland	3 839,23	17,90	6,81	+0,07	+0,39
Wald	4 164,17	19,41	3,89	±0,00	+0,02
Heide, Feuchtflächen	91,71	0,43	4,24	-0,01	-2,50
Gewässer	1 157,09	5,39	13,64	+0,16	+3,13
Extremstandorte	1,47	0,01	0,21	-0,01	-45,49
Abbauflächen	66,92	0,31	6,32	+0,04	+16,21
Deponien	19,88	0,09	11,10	±0,00	+3,90
Sandflächen	2,59	0,01	1,61	±0,00	±0,00
Flussgebiete Deutschland <small>(in CORINE, ohne Meere und Ozeane)</small>	21 451,17	100 %	5,88 % <small>(der Fläche Deutsch- lands in CORINE, vgl. Tab. 11.1)</small>		

Tabelle 11.3: Bodenbedeckung in deutschen Flussgebieten (3-km-Puffer um Bodenbedeckungstyp „Gewässerläufe“ (511) im CORINE Land Cover 2000 Datensatz), eigene Auswertung und Darstellung

zwischen 1990 und 2000 um 4,67 % zu. Im Jahr 2000 waren 15,22 % der Fläche in diesem Bereich von SuV-Flächen bedeckt – auf 3,64 % der Fläche Deutschlands lagen im Jahr 2000 7,24 % der gesamten SuV-Flächen. Doch schwächt sich diese Entwicklung ab – der Anteil der gesamtdeutschen Siedlungsfläche, welcher in diesem flussnahen Raum in 1 km bis 3 km Entfernung von Gewässerläufen liegt, sank zwischen 1990 und 2000 von 7,37 % auf 7,24 %.

Dem gegenüber steht ein im Vergleich zum gesamten Bundesgebiet starker Rückgang der in Abschnitt 11.1 als Feuchtflächen zusammengefassten Bodenbedeckungsklassen um 2,28 %. Im Jahr 2000 besaßen diese Flächen einen Anteil am 3-km-Pufferraum um Gewässerläufe in Deutschland von 0,85 %, was den Eindruck eines intensiv genutzten und stark menschlich überprägten Raumes, den die Daten der Tabelle 11.3 hervorrufen, unterstreicht.

Dieses Bild ist das Ergebnis einer Entwicklung, die an der *Oder* etwa im 18. Jahrhundert begann und zu einer Reduzierung der frei überflutbaren Flächen im Oder-Einzugsgebiet von ehemals 3 700 km² auf ca. 860 km² führte (Böhm und Rodriguez 2001: 13). Schon im 12. Jahrhundert setzte an der *Elbe* der Bau von Deichen ein. Seit dem 17. Jahrhundert wurde das natürliche Überschwemmungsgebiet v.a. im Bereich der Mittleren Elbe massiv verringert (IKSE 2001: 16), so dass die heutige Überschwemmungsfläche an der Elbe in Deutschland einen Umfang von 1 015,23 km² hat. Durch Deiche vom normalen hydrologischen Regime der Flussauen abgeschnitten sind weitere 3 336,98 km² Fläche, die erst bei Deichversagen oder -überströmen überschwemmt werden würden (IKSE 2001: 36–37). In Helms et al. (2002: 96) wird auf einen Bericht der IKSE von 1996 verwiesen, wonach die ursprünglich vorhandene Überflutungsfläche (12. Jahrhundert) 6 172 km² betrug, bis zum Jahr 1990 aber auf 13,6 % bzw. 837 km² zurückgegangen sei. Die Auswertung der in der Anlage-CD von Nestmann und Büchele (2002) enthaltenen georeferenzierten GIS-Daten der Überschwemmungsflächen an der Elbe in Deutschland ergibt eine aktuelle Überschwemmungsfläche¹¹ von 498,73 km² (*ohne* Fläche des Flusslaufes, die 123,51 km² ausmacht) zwischen Flusskilometer 100 (Rand des Mittelgebirgsbereiches zwischen Meißen und Riesa) und Geesthacht (Flusskilometer 584) (vgl. Büchele et al. 2002: 86–87)¹².

Folgen dieser Entwicklung sind v.a. der Verlust von ca. $2,3 \cdot 10^9$ m³ Retentionsvolumen an der Mittleren Elbe bei einem Hochwasser mit einhundertjähriger Wiederkehr, sowie die Beschleunigung der Hochwasserwellen und Scheitelerhöhungen (IKSE 2001: 16).

Am Rhein gab es nach IKSR (1997: 8–9) ursprünglich ca. 8 000 km² natürliche Überflutungsauen, wovon die Hälfte sich im Deltabereich des Rheins befand. Heute stehen an Ober- und Niederrhein jedoch nur noch etwa 15 % dieser Flächen als Überschwemmungsflächen zur Verfügung. Große Verluste sind aufgrund der besonderen geographischen Situation der Niederlande v.a. im Deltabereich des Rheins sowie am Oberrhein seit der Tullaschen Rheinbegradigung

¹¹Bearbeitungsstand: Jahr 2001

¹²Die Ursachen für die z.T. recht erheblichen Unterschiede zwischen den verschiedenen Erhebungen zum gleichen Fluss sind aus externer Ansicht nicht eindeutig nachvollziehbar.

11 Situation – Feuchtgebietsfläche in Deutschland

Mitte des 19. Jahrhunderts zu verzeichnen (vgl. IKS 1997: 8).

12 Der Bodenmarkt in Flussauen

Nun sollen „falsche“ Anreize auf dem Bodenmarkt als Ursache für die aktuelle Situation in den Flussauen – überproportionale Besiedlungsdichte, verstärkte Hochwassergefährdung und gestiegenes Schadenspotenzial gegenüber einem geringen Umfang der aus ökologischer Sicht wertvollen Überschwemmungsflächen – beleuchtet werden.

Dabei werden allein die lokalen (individuellen) Entscheidungen von Kommunen über das Maß der Ausdehnung von Siedlungsflächen in überschwemmungsgefährdete Flussgebiete hinein berücksichtigt vor dem Hintergrund der vereinfachenden *Feststellung: wo keine Werte angesiedelt sind* (sich kein Kapital akkumulieren konnte) *können im Hochwasserfall keine Verluste entstehen* (Schäden an landwirtschaftlichen Kulturen werden dadurch natürlich außer Acht gelassen). Der Grund für diese lokale Betrachtungsweise liegt in der *Annahme*, dass gerade lokale – kommunale – Entscheidungen letztlich einen großen Einfluss auf die tatsächliche Höhe von Hochwasserschäden haben können – neben den Einflüssen des regional und über-regional bestimmten örtlichen Hochwasserschutzniveaus und von Oberliegerentscheidungen¹ über Flächennutzungen (Bewaldung, Überschwemmungsräume, Besiedlung) und -funktionen (Wasserspeicherung, Versiegelung) und somit über die Bereitsstellung von Dienstleistungen für Unterlieger (Abschwächung bzw. Verzögerung der Hochwasserwelle, Scheitelkappung bzw. -reduzierung).

Die der folgenden Betrachtung zu Grunde liegende *Hypothese* lautet: Auf Grund einer mangelnden Internalisierung der externen Effekte der Ausdehnung von Siedlungsflächen (gefördert durch fehllaufende Anreize verschiedener politischer Maßnahmen bzw. rechtlicher Regelungen) ergibt sich eine Zerstörung von Feuchtgebieten bzw. Eindeichungen von Überschwemmungsflächen über das sozial optimale Maß hinaus.

12.1 Konkurrierende Flächennutzungen in Flussgebieten

Wie Abschnitt 11.2 zeigte, ist in dem für Überschwemmungsflächen in Frage kommenden flussnahen 3-km-Bereich (insbesondere aber im 1-km-Bereich) von Gewässerläufen in Deutsch-

¹Lünenbürger (forthcoming: „The economics of river flood management: a challenge for the federal organization?“) weist auf die Möglichkeit der Überbewertung der Bedeutung von Oberlieger-Unterliegerbeziehung im Rahmen von Hochwasserschutzenscheidungen hin.

land der Anteil der SuV-Flächen sehr hoch. Daneben sind ackerbaulich genutzte Flächen (etwas geringerer Anteil als im bundesdeutschen Durchschnitt: 39,95 %) und Grünlandflächen (etwas höherer Anteil als im bundesdeutschen Durchschnitt: 17,90 %) sowie Wald (geringerer Anteil als im bundesdeutschen Durchschnitt: 19,41 %) als Bodenbedeckungsgruppen von Bedeutung. Auf Grund der Dynamik (Zu- bzw. Abnahme der Flächenanteile zwischen 1990 und 2000) sowie der Anteile an flussnahen Flächen (3-km-Bereich) spielen in den folgenden Untersuchungen die Bodenbedeckungsgruppen Ackerbau (-2,04 %), Siedlung und Verkehr (+3,54 %) und Feuchtflächen (-2,28 %) die entscheidenden Rollen. Tabelle 11.3 macht den Konflikt zwischen den Flächennutzungsarten *Überschwemmungsflächen bzw. Hochwasserschutz* (Synonym zu Feuchtflächen i.w.S.), *Besiedlung* und *intensiver Landwirtschaft* bzw. die schwierige Ausgangssituation für Deichrückverlegungsvorhaben und Renaturierungen von Flussgebieten deutlich.

Es stehen hier Flächennutzungen, die öffentlichen Nutzen (im Sinne eines öffentlichen Gutes – vgl. Abschnitt II.8) generieren, und Flächennutzungen, die diese öffentlichen Güter nicht bereitstellen, sondern in erster Linie privaten Nutzen (im Sinne privater Güter) generieren, in Konkurrenz. Den ersten Typ der Flächennutzung repräsentieren hier die Überschwemmungsflächen bzw. Feuchtgebiete, welche u.a. die hier exemplarisch betrachteten öffentlichen Güter „ökologischer Hochwasserschutz“ und „Nährstoffretention“ bereitstellen können. Der letztere Typ umfasst intensive Landwirtschaft und Besiedlung, die nur unter Ausschluss der Funktionen von Überschwemmungsflächen, nämlich durch Eindeichung und Trockenlegung, in Flusslandschaften möglich sind.

Eine Betrachtung aus ökonomischer Sicht (vgl. Abschnitt II.8) in Zusammenschau mit der beobachteten Dynamik der Flächennutzung in Flussgebieten (s.o.) verdeutlicht die Problematik und die Gefahr einer suboptimalen Bereitstellung der hier interessierenden öffentlichen Güter „ökologischer Hochwasserschutz“ und „Nährstoffretention“.

12.2 Bodenmarkt

Boden ist insbesondere in hochentwickelten Volkswirtschaften und in dicht besiedelten Räumen knapp. Er ist eine Ressource, die als Inputfaktor sowohl im Agrarsektor als auch im nichtlandwirtschaftlichen Bereich eine bedeutende Rolle spielt (Drescher und McNamara 2000: 236). In Erweiterung von Arlt et al. (2000) kann man die Knappheit von Bauland bzw. von Siedlungs- und Verkehrsfläche als ein charakteristisches Merkmal des Bodenmarktes im dichtbesiedelten Deutschland ansehen. Diese Knappheit ist Ursache für Nutzungskonkurrenz und Nutzungskonflikte, die wiederum das Marktverhalten der verschiedenen Akteure und die Bodenpreisbildung wesentlich beeinflussen.

Der Bodenpreis ist eine sekundäre Erscheinung – er ergibt sich aus der Grundrente, die den periodisch erzielbaren Ertrag der Boden- bzw. Flächennutzung darstellt. Die verschiedenen

Flächenleistungen haben daher bei der Bodenpreisbildung eine grundlegende Bedeutung. Einer Fläche können durch Menschen unterschiedliche Funktionen übertragen werden, an dem Grad der Erfüllung dieser Aufgaben bemessen sich die verschiedenen Leistungen von Flächen – man kann mit Arlt et al. (2000) von ökonomischen, sozialen und ökologischen Leistungen² von Flächen sprechen. Diese Autoren weisen darauf hin, dass die ökologischen Flächenleistungen (Lebensraum- und Regelungsfunktionen, wie z.B. Filter- oder Pufferfunktionen für Schadstoffe, aber auch Nutzungsfunktionen, wie Schutz vor Erosion, Lärm oder Hochwasser) bei der Bodenpreisbildung bisher nur unzureichend berücksichtigt werden. Diese Dienstleistungen werden vom Boden bzw. der Fläche bisher weitgehend kostenlos erbracht – sie stellen öffentliche Güter dar, die monetär nicht oder nur unzureichend bewertet und daher an Märkten auch nicht gehandelt werden können, so dass es für die Besitzer der Fläche keinen Anreiz gibt, zugunsten dieser Dienste auf andere Nutzungsformen mit scheinbar höheren Flächenleistungen³ zu verzichten.

Diese Leistungen erfahren also eine ungenügende Inwertsetzung, was der Bodenmarkt mit grundsätzlich höheren Bodenpreisen für Flächen mit sozioökonomischen Nutzungen gegenüber Flächen mit ökologischen Funktionen reflektiert (Arlt et al. 2000). Daraus resultiert eine Verdrängung ökologischer Funktionen durch sozioökonomische Funktionen im Rahmen der Flächennutzung – eine anhaltende Inanspruchnahme von Freiflächen und Freiräumen zu Siedlungs- und Verkehrszwecken.

12.2.1 Ideal

Wäre der Bodenmarkt im ökonomischen Sinne ein vollkommener Markt, würden also keine öffentlichen Güter, externen Effekte etc. auftreten, so wäre die Grundrente bei Zurechnung aller mit der Flächennutzung verbundenen Kosten und Nutzen ein korrektes Maß für den Knappheitsgrad des Bodens. Dieses Knappheitsmaß würde für die richtige Art und Intensität der verschiedenen Bodennutzungen, und somit für eine effiziente Allokation dieser Ressource sorgen (vgl. Arlt et al. 2000: 5).

Von einem vollkommenen Markt⁴ spricht man, wenn folgende Annahmen zutreffen: die gehandelten Güter sind *homogen*, es ist ein freier Marktzugang aller Akteure gewährleistet, es existieren keine persönlichen Präferenzen von Käufern bzw. Verkäufern für einen bestimmten Verkäufer bzw. Käufer, eine räumliche und/oder zeitliche Differenzierung zwischen Angebot

²Für weitere Erläuterungen und Literaturverweise siehe: Arlt et al. (2000: 3)

³vgl. Hübler et al. (1996) und Weise (1998) in Arlt et al. (2000)

⁴vgl. W. S. Jevons „Law of Indifference“ (Jevons 1888): Dieses Gesetz besagt, dass für ein Gut nur ein (einheitlicher) Preis gelten kann, wenn räumliche, zeitliche, sachliche und persönliche Differenzierungen entfallen sowie vollkommene Information gegeben ist.

Diese Bedingungen beschreiben den vollkommenen Markt. Bei Fehlen von vollkommener Information vermutet man einen temporär unvollkommenen Markt. Trifft eine der anderen Bedingungen nicht zu, wird der Markt als unvollkommen bezeichnet.

und Nachfrage ist nicht möglich und es ist vollkommene Information bei allen Marktteilnehmern gegeben.

In der Realität des Bodenmarktes treffen jedoch die meisten dieser Bedingungen für einen vollkommenen Markt und dessen Effizienz nicht zu (vgl. Arlt et al. 2000: 6–8). Insbesondere sind die Homogenität der auf diesem Markt gehandelten Güter und vollkommene Information im Allgemeinen nicht gegeben.

12.2.2 Reale Abweichungen

Die Unvollkommenheiten des Bodenmarktes können zur Verdeutlichung der einzelnen Problemfelder drei Bereichen zugeordnet werden.

1. Zum einen beeinflussen die besonderen *Eigenschaften des Marktgegenstandes Boden* die Funktionsfähigkeit des Marktes für dieses knappe Gut.

- Boden ist nicht vermehrbar – diese Ressource ist endlich und nicht reproduzierbar. Gleichzeitig ist der Herstellungsaufwand zunächst gleich Null (für landwirtschaftlich zu nutzenden Boden oder Bauland sind aber doch Investitionen nötig, so dass die Produktionskosten für derart genutzte Flächen im Gegensatz zu Arlt et al. (2000) durchaus größer Null sein könnten), und der Nutzen in der Zeit geht theoretisch gegen unendlich, da ein Gebrauch nicht zum Verbrauch dieser Ressource führen kann.
- Das Gut Boden ist nicht homogen – auf dem Bodenmarkt gehandelte Grundstücke sind nie völlig identisch. Allerdings können sich Teilmärkte mit mehr oder weniger homogenen Gütern (in bestimmter Hinsicht ähnliche Flächen) herausbilden.
- Boden ist nicht mobil. Das Bodenangebot kann nicht auf räumliche Preisunterschiede reagieren – *aber*: die Nutzer oder Nachfrager können (zumindest theoretisch) räumlich ausweichen.
- Die Bodennutzung ist stets mit Externalitäten verbunden.

2. Zum anderen weist der *unreglementierte Bodenmarkt Unvollkommenheiten* auf.

Für das Versagen des Bodenmarktes bezüglich bestimmter Flächenleistungen sind nach Arlt et al. (2000) vor allem das Auftreten von externen Effekten und öffentlichen Gütern verantwortlich: d.h. für verschiedene Schutzwirkungen und ökologische Ausgleichsleistungen sowie für landschaftliche Schönheit, die sich aus bestimmten Flächennutzungsarten bzw. verschiedenen Zuständen der Flächen ergeben, existiert kein Markt mit einer zahlungskräftigen Nachfrage und somit auch kein Preis, so dass es tendenziell zu einer Unterversorgung mit diesen Gütern bzw. zu einer Überbeanspruchung insbesondere der verfügbaren natürlichen Ressourcen kommt.

Daneben ist die Transparenz des Marktes – ein zentraler Punkt der Gleichgewichtstheorie – in der Realität nicht gegeben. Für den Bodenmarkt außerdem typisch ist eine geringe Anzahl von Teilnehmern – diese sind also keine idealtypischen Preisnehmer und Mengenanpasser, sie können durchaus je nach Marktmacht Einfluss auf die Preisgestaltung nehmen und verhalten sich (aus gesellschaftlicher Sicht) nicht immer gewinn- bzw. nutzenmaximierend.

Der Bodenmarkt ist ein *spekulativer* Markt – die Marktteilnehmer werden durch ihre Erwartungen bezüglich zukünftiger Erträge geleitet, der Grundstückswert ist der kapitalisierte Wert der in Zukunft erwarteten Renditen des Grundstücks – und ein *Faktormarkt* – die Nachfrage nach städtischem Boden stellt eine abgeleitete Nachfrage der Nachfrage nach Büros, Läden, Wohnungen und anderer Nutzungsarten dar. Die Grundstückswerte sind daher langfristig auf die Marktpreise von genutzten Immobilien bezogen (Richardson 1977: 80). Die Nachfrage nach Landwirtschaftsflächen könnte der Nachfrage nach landwirtschaftlichen Produkten bzw. den Verdienstmöglichkeiten u.a. auf Grund von Subventionen für bestimmte Landwirtschaftsformen entsprechen. Der Bodenpreis ist auch von Miet-, Pacht- und Verkaufsmöglichkeiten der Flächen oder darauf befindlicher Gebäude abhängig.

Dies alles zeigt, dass der unreglementierte Bodenmarkt ein höchst unvollkommener Markt ist – die besonderen Eigenschaften des Gutes Boden in Zusammenhang mit der geringen Zahl der Marktteilnehmer, die oft nicht über vollständige Information bezüglich des Bodenmarktes verfügen, ergeben in diesem Zusammenhang wesentliche Probleme (vgl. Arlt et al. 2000: 8–9).

3. Aber auch der *reglementierte* Bodenmarkt in Deutschland ist nicht frei von Verzerrungen und *Unvollkommenheiten*.

Der deutsche Bodenmarkt ist ein stark reglementierter Markt⁵ – es existiert aufgrund der oben angeführten Unvollkommenheit eine Vielzahl von institutionellen Regelungen, Auflagen und Beschränkungen sowohl des An- und Verkaufs als auch bezüglich der Nutzungsart und -intensität von Grundstücken (vgl. Drescher und McNamara 2000: 234). Mit Frey (1990, nach Arlt et al. (2000)) kann vom Boden als einem Komplex von Rechten und Pflichten gesprochen werden. Im folgenden Abschnitt 12.3 wird auf den gesetzlichen Rahmen des Bodenmarktes näher eingegangen. Es zeigt sich dabei, dass Gesetze und Vorschriften, welche die Unvollkommenheiten beheben sollen, diese auch verstärken können.

Staatliche Maßnahmen und Eingriffe in das Marktgeschehen erfolgen u.a., um bodenbezogene öffentliche Güter bereitzustellen, z.B. in Form der Raum-, Flächennutzungs- und Landschaftsplanung oder Entschädigungen von Flächennutzern für die Bereitstellung öffentlicher Güter oder in Form direkter staatlicher Leistungserbringung unter anderem

⁵Vgl. Arlt et al. (2000: 9)

im Infrastrukturbereich (z.B. Straßen-, aber auch Deichbau).

Die Bereitstellung solcher öffentlicher Güter, die Erweiterung bzw. Einschränkung der Nutzungsrechte und die Erhöhung oder Senkung der Standortqualität allgemein verändern den Wert der betroffenen Grundstücke und somit das Vermögen der jeweiligen Eigentümer, häufig ohne dass diese Eigentümer dafür spezielle Abgaben entrichten müssten und nur in manchen Fällen Entschädigungen erhalten (vgl. Hilber 1997: 11–12). Beispielsweise kann die kostenlose oder zu billige Bereitstellung von Verkehrsinfrastruktur als indirekte Unterstützung bzw. Subventionierung infolge einer mangelnden Internalisierung externer Effekte verstanden werden (vgl. OECD 2003: 17).

12.2.3 Abriss der Theorie der Bodenmärkte

Die im Abschnitt 12.2.2 unter Nummer 1. dargestellten Besonderheiten des Produktionsfaktors und Marktgegenstandes Boden führen dazu, dass die ökonomische Theorie zu Bodenbesitz und Bodenhandel einige Besonderheiten aufweist (Giuliani 2002: 45). Es folgt hier ein sehr kurzer und schlaglichtartiger Blick auf diese Literatur, der keinesfalls vollständig bzw. umfassend sein kann. Hingegen sollen v.a. für die späteren Betrachtungen relevante Quellen benannt werden.

Allgemeines Da die Menge des natürlichen Faktors Boden im Allgemeinen, zumindest aber in der kurzen Frist als fix⁶ angesehen wird, kann das Einkommen aus dessen Nutzung (Faktoreinkommen) als *Rente*⁷ bezeichnet werden (vgl. Marshall (1890) nach Schumann et al. 1999: 394). Kann der Faktor auch in alternativen Verwendungen eingesetzt werden, so ergeben sich bei dessen Nutzung Opportunitätskosten. Der sich aus Angebot und Nachfrage ergebende Faktornutzungspreis setzt sich in diesem Fall aus den Opportunitätskosten, d.h. dem Ertrag der nächstbesten Verwendung des Bodens, und der Rente je Faktornutzungseinheit zusammen (vgl. Schumann et al. 1999: 394–395).

Erste konkrete bodenökonomische Ansätze finden sich in der *klassischen Ökonomik* (Giuliani 2002: 47)⁸. Für die Formulierung der klassischen Grundrententheorie sind insbesondere David Ricardo⁹ und Johann Heinrich von Thünen¹⁰ von Bedeutung, die sehr unterschiedliche, in sich

⁶Faktorbestands- und Faktornutzungsangebot werden also als konstant angenommen.

⁷Bei vermehrbaren Faktoren wie Sachkapital und Arbeit kann sich nur kurzfristig ein Renteneinkommen ergeben – Marshall (1890, nach Schumann et al. (1999: 395)) spricht daher in diesem Zusammenhang von einer *Quasirente*. Bei vollständiger Konkurrenz verschwindet dieses Renteneinkommen mittel- bis langfristig durch ein zusätzliches, aus der Vermehrung des Faktors resultierendes Angebot.

⁸Für eine Boden bezogene Betrachtung der zeitlich bzw. inhaltlich vor der klassischen Ökonomik angesiedelten Dogmengeschichte mit Merkantilismus und Physiokraten siehe u.a. Hubacek und Bergh (2006: 7–8)

⁹Ricardo (2001)

¹⁰von Thünen, Johann Heinrich (1826): „Der isolirte Staat in Beziehung auf Landwirtschaft und Nationalökonomie, oder Untersuchungen über den Einfluss, den die Getreidepreise, der Reichthum des Bodens und die Abgaben auf den Ackerbau ausüben“. Hamburg, Friedrich Perthes.

konsistente Ansätze, stets unter Berücksichtigung der Heterogenität des Faktors Boden, entwickelten. Nach *Ricardo* ergibt sich die Höhe der monetären Bodenrente zum einen aus den zu erwartenden Kosten- oder Nutzenvorteilen¹¹, die ein Standort gegenüber anderen Standorten besitzt – diese Form der Bodenrente wird auch als *Differenzialrente* bezeichnet. Zum anderen sah *Ricardo* einen Grund für die Existenz von Bodenrenten in der Knappheit des Bodens, woraus sich eine so genannte *Knappheitsrente* auch bei völliger Homogenität des Bodens ergeben würde (vgl. Hubacek und Bergh 2006: 9). Eine ganz neue Dimension in der Behandlung von Boden in der ökonomischen Theorie führte jedoch *von Thünen* ein (Hubacek und Bergh 2006: 11) – er erachtete nicht, wie *Malthus*, *Ricardo* und andere, die Unterschiede in der Bodengüte als vielmehr die so genannte „Gunst oder Ungunst der Lage“ als entscheidenden Faktor für die Höhe der Bodenrente (vgl. Giuliani 2002: 47). Obwohl sowohl von *Thünen*, als auch *Ricardo* zur klassischen ökonomischen Literatur gezählt werden, weisen beider bodentheoretische Konzeptionen Elemente des neoklassischen Marginalprinzips auf. Und nach *Samuelson* (1983) muss das Konzept abnehmender Grenzerträge von *Thürens* als Vorläufer des marginalistischen Ansatzes der neoklassischen Ökonomik (vgl. Abschnitt IV.15.3.1) gesehen werden.

Für die meisten der klassischen Autoren war Boden bzw. Land von großer Bedeutung für den Produktionsprozess. Vor allem die Produktivität des Bodens und die Verteilung seiner Erträge spielten in den Untersuchungen der Zeit eine wichtige Rolle. Mit der industriellen Revolution verlagerte sich die Aufmerksamkeit jedoch auf die Industrie und schwächte die Bedeutung des Bodens im Produktionsprozess in den Augen der zeitgenössischen Ökonomen ab – der Produktionsfaktor Boden spielt in der neoklassischen Theorie, die sich dann entwickelte, meist eine untergeordnete Rolle (vgl. Hubacek und Bergh 2006: 12–15). Die bisherige Aufteilung in die drei Produktionsfaktoren Arbeit, Boden und Kapital wurde in Frage gestellt. Sehr einflussreich war in diesem Zusammenhang die Auffassung von *Frank H. Knight* (u.a. *Knight* 1936a;b) bezüglich des Produktionsfaktors Boden, für den dieser kein besonderer Faktor war, sondern vielmehr mit allen anderen Produktionsfaktoren unter „Kapital“ subsummiert werden sollte (*Patinkin* 1973: 794). Bei *Solow* (1956) etwa umfasste die Produktionsfunktion nur noch die Faktoren Kapital und Arbeit¹². In der späteren Literatur wurde die Produktionsfunktion tatsächlich auf einen Faktor – das Kapital – reduziert (Hubacek und Bergh 2006: 16). Nur in speziellen Disziplinen, etwa der Landwirtschaft, der Ressourcenökonomik und der Raumwirtschaft („spatial economics“) mit städtischer Ökonomik („urban economics“) und Verkehrswirtschaft („transport economics“) wurden die Auswirkungen von Landnutzungsentscheidungen weiterhin thematisiert. Und erst durch aktuelle Umwelt- und Ressourcenprobleme erfährt der Boden derzeit neue konzeptionelle Aufmerksamkeit (vgl. Hubacek und Bergh 2006).

In der neoklassischen Perspektive stellt die ökonomische Rente im einfachsten Fall unter Vernachlässigung der Heterogenität das Wertgrenzprodukt der betrachteten Einheit des fixen

¹¹Aus der physischen Qualität des Bodens (Fruchtbarkeit, Eignung zur Bewirtschaftung etc.) oder aus der geographischen Lage (der Distanz zum Absatzmarkt etc.)

¹²*Solow* (1956: 66): $Y = F(K, N)$, wobei K = Kapital, N = Arbeit

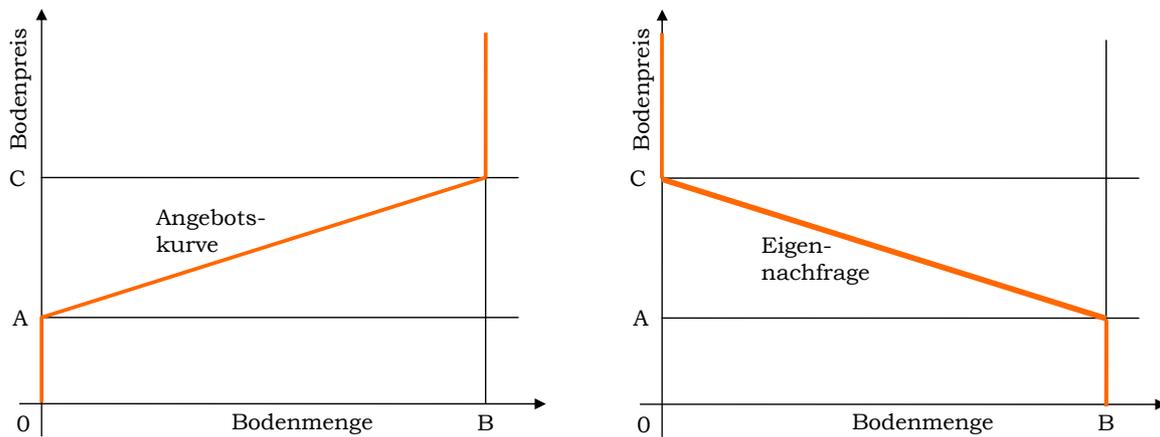


Abbildung 12.1: Angebots- und Eigennachfragefunktionen für den Faktor Boden, nach: Rieder und Huber (1992: 22)

Produktionsfaktors Boden dar (vgl. u.a. Henrichsmeyer und Witzke 1991: 367). Die Bodennachfrage ergibt sich dann als abgeleitete Nachfrage – aus volkswirtschaftlicher Sicht bestimmt z.B. der Preis der von der agrarischen Nutzfläche zu gewinnenden landwirtschaftlichen Produkte die Rente und somit den Wert dieser Fläche (vgl. Varian (1995: 378) und Rieder und Huber (1992: 22)). Da jedoch das Angebot an Boden, wie schon erwähnt, als annähernd fix angesehen werden kann¹³, ist es oberhalb eines bestimmten Preises unabhängig von diesem – die Angebotskurve für Boden ist dann völlig unelastisch. Allgemein sind positive Bodenpreise mit der Knappheit des Bodens sowie der Existenz konkurrierender Nutzungsinteressen zu erklären.

Ein Bodenbesitzer wird seinen Besitz auf dem Bodenmarkt anbieten, wenn dessen individuell festgelegter Ertragswert geringer ist als der zu erwartende Bodenpreis. Auch die Bodennachfrager vergleichen den erwarteten Ertragswert und den aktuellen Bodenpreis, sie stellen dieselben Überlegungen wie die Anbieter von Boden an, was eine Besonderheit des Bodenmarktes ist. Ist der Bodenpreis geringer als der erwartete Ertragswert, so wird Boden nachgefragt. Anbieter und Nachfrager unterscheiden sich demnach in der subjektiven Bewertung des Ertragswertes einer Fläche.

In Abbildung 12.1 sind diese Zusammenhänge dargestellt. Bis zu einem Preis von A wird kein Boden angeboten. Mit steigendem Preis oberhalb von A wird bei immer mehr Landbesitzern der subjektive Ertragswert durch den Bodenpreis überschritten – das Angebot an Boden nimmt zu, bis bei einem Preis C der gesamte verfügbare Boden B auf dem Markt angebo-

¹³Zu beachten ist aber, dass das Angebot für einzelnen Arten der Bodennutzung (landwirtschaftliche Nutzung, Bebauung) zu Ungunsten anderer Nutzungsarten durchaus zunehmen kann. So ist, wie in Abschnitt 11 beschrieben, in Deutschland ein stetiges Wachstum der Siedlungs- und Verkehrsflächen auf Kosten v.a. landwirtschaftlich genutzter Flächen zu beobachten.

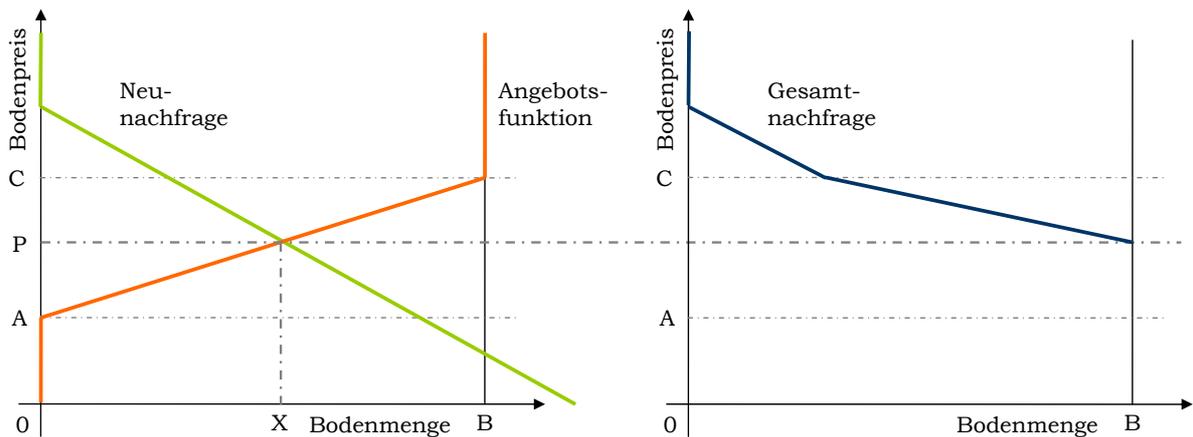


Abbildung 12.2: Darstellung der Bodenpreisbildung, nach: Rieder und Huber (1992: 23)

ten wird. Steigt der Preis über C hinaus, kann er nicht mehr mengenbestimmend sein – die Angebotsfunktion ist dann vollkommen preisunelastisch.

Wenn (vgl. Abbildung 12.1, rechte Darstellung) der Preis bei A oder darunter liegt, behalten die bisherigen Eigentümer das gesamte Land, sie üben die größte mögliche Eigennachfrage aus. Bei steigendem Preis sinkt die Eigennachfrage, um schließlich bei Preisen oberhalb von C auf Null zu sinken – alles Land wird verkauft. Die Gesamtnachfrage nach Boden ergibt sich dann als Summe von Eigen- und Neunachfrage, wie in Abbildung 12.2 dargestellt. Die Neunachfrage ist dabei im Gegensatz zur Eigennachfrage relativ unelastisch (nach: Rieder und Huber 1992: 22–23).

Wie auf anderen Märkten auch, ergibt sich nun auf dem Bodenmarkt der Gleichgewichtspreis aus der Wechselwirkung von Angebot und Nachfrage. In Abbildung 12.2 ist zu erkennen, dass nur die Bodenmenge, die von einer Neunachfrage betroffen ist, den Eigentümer wechselt – der Bodenpreis P ergibt sich im Schnittpunkt von Neunachfrage und abgeleiteter Angebotsfunktion, X ist die gehandelte Bodenmenge. Die rechte Darstellung in Abbildung 12.2 zeigt eine andere Möglichkeit der Ableitung des Bodenpreises – hier wird auf den gesamten Bodenmarkt geblickt, der von Gesamtnachfrage und Gesamtangebot bestimmt wird. Nach Rieder und Huber (1992: 23) lässt sich unabhängig von der Herangehensweise stets derselbe Bodenpreis ableiten.

Von besonderem Interesse ist neben dem landwirtschaftlichen Bodenmarkt als „Spender“ von Flächen nun der urbane Bodenmarkt, da von diesem Markt bzw. von urbanen Flächennutzungsentscheidungen entscheidende Anreize zur Ausdehnung von Siedlungsflächen ausgehen können.

Urbane Bodenmarkt – Baulandmarkt Alonso (1960), neben Mills und Muth einer der

ersten Autoren, die sich der theoretischen Analyse urbaner Ressourcenallokationen widmeten (vgl. Mills 2000, Goldstein und Moses 1973), leitet in seinem Übersichtsartikel ein einfaches Modell der Standortoptimierung von Haushalten¹⁴ aus einem landwirtschaftlichen Modell ab, welches sehr stark an das von J.H. von Thünen angelehnt ist – auch aus Alonsos an der Nachfrageseite des Marktes orientiertem Modell können sich die „Thünenschen Ringe“ der Landnutzung um einen zentralen Marktplatz ergeben, auf dem verschiedene Güter gehandelt werden. Ein solches Modell ist nicht sehr realitätsnah, da eine Vielzahl weiterer Effekte die Auswirkungen der im Modell berücksichtigten Variablen überlagert. Insbesondere für die Standortentscheidung von Unternehmen sind andere Modelle aussagekräftiger. Für die Wahl des Wohnortes, die hier besonders interessiert, können aus diesem einfachen Modell jedoch sinnvolle Aussagen abgeleitet werden.

Die Standortentscheidung (hier: Entfernung vom Siedlungskern, Markt etc.) von Stadtwohnern ergibt sich bei Alonso (1960) in Abhängigkeit vom Nutzen des Wohnens *und* der Höhe der Entfernungskosten, den Pendlerkosten. Daraus leitet Alonso (1960: 150–155) so genannte „bid rent functions“¹⁵ ab, die Indifferenzpfade zwischen dem Preis des Gutes Fläche und der Entfernung zum Geschäftszentrum bzw. Stadtzentrum darstellen. Während Indifferenzkurven sich aber lediglich auf die Präferenzen von Individuen beziehen, werden die „bid rent functions“ sowohl von Präferenzen als auch vom jeweiligen Budget bestimmt. Daneben ist zu berücksichtigen, dass – im Gegensatz zu Indifferenzkurven – die *niedrigeren* „bid rent functions“ *höhere* Profite bzw. eine *stärkere* Bedürfnis-Befriedigung ermöglichen.

Zur Bestimmung des individuellen Gleichgewichts-Standorts wird aber, analog zur Anwendung der Indifferenzkurven, vom Entscheidungsträger (der Einwohner) der Tangentialpunkt und somit der Punkt gleicher Steigung einer entsprechenden „bid rent function“ brc und der Kurve der aktuellen Bodenpreise S gesucht (vgl. Abbildung 12.3), da auf der niedrigsten zu erreichenden „bid rent function“ z.B. der mögliche Nutzen mit entsprechender „bid rent function“-Schar (brc_1, brc_2, brc_3) maximal sind. Es ergeben sich dann Standort (Entfernung vom Stadtzentrum) L und Bodenrente R . Flächennutzungsarten mit steiler verlaufenden „bid rent functions“ nehmen im Modell von (Alonso 1960: 155) Flächen in größerer Nähe zum Stadtzentrum ein.

Die unterschiedlichen Flächenutzungsformen, aber auch die verschiedenen Individuen *innerhalb* dieser, können dann anhand des unterschiedlichen Anstiegs ihrer „bid rent functions“ geordnet werden, ein Marktgleichgewicht lässt sich so ableiten. Ist etwa der Anstieg der „bid rent functions“ von einigen Einwohnern stärker als derjenige der „bid rent functions“ anderer, so ergibt sich eine relative Ordnung der verschiedenen Preise und Standorte, aus der die tatsächlichen Preise, Standorte und Besiedlungsdichten (bzw. Grundstücksgrößen) unter

¹⁴„...household maximization problem in which a household decides how much housing to consume and where to live.“

¹⁵Funktionen der maximalen Zahlungsbereitschaft für den Produktionsfaktor Fläche in Abhängigkeit von der Bodenrente und den Transportkosten des produzierten Gutes entsprechend der Lage der Fläche

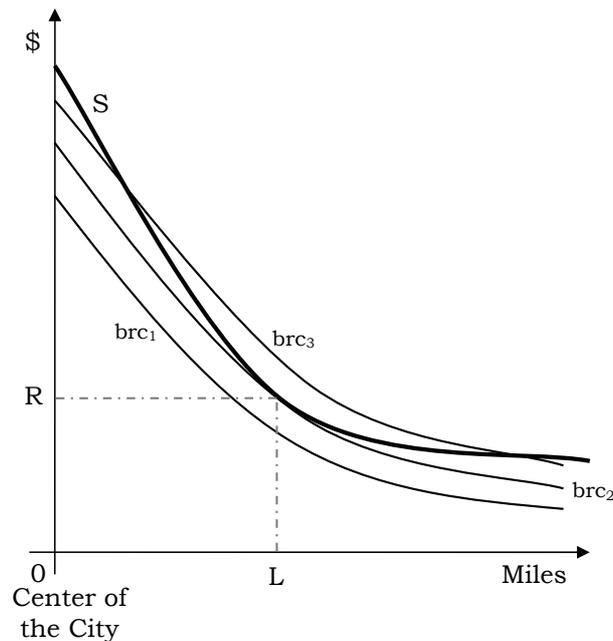


Abbildung 12.3: Bestimmung des optimalen individuellen Standorts anhand von „bid rent functions“ leicht verändert nach: Alonso (1960)

bestimmten Annahmen abgeleitet werden können (vgl. Alonso 1960: 156–157).

Dieses Modell ist natürlich sehr schlicht und stellt den einfachsten Fall dar, worauf auch Alonso (1960: 157) hinweist. Daran anschließend, wie in Mills (2000) beschrieben, wurden eine Vielzahl von stadtökonomischen Beiträgen veröffentlicht und vor allem die speziellen Themen „spatial analysis, housing, government sector, labor/poverty/race, crime, transportation, education, interurban/rural-urban migration, developing countries“ (vgl. Mills 2000: 5–7) behandelt. Große Fortschritte waren u.a. in der Erklärung der räumlichen Struktur von Städten und der Rolle kommunaler Verwaltungen zu verzeichnen (vgl. auch Hubacek und Bergh 2006: 21–22). Für die folgenden, grundlegenden Betrachtungen zu kommunalen Entscheidungen über die Ausweitung von Baulandflächen in der *Peripherie* der Kommunen in Flussgebieten wird jedoch kein komplexeres Modell angewendet. Alle folgenden Aussagen des Abschnitts 12.4 werden unter Annahme des beschriebenen einfachen Siedlungsaufbaus mit nur einem zentralen Kern abgeleitet, da hier die Ausdehnung von Siedlungen in bisher noch nicht erschlossene Gebiete interessiert, d.h. die Effekte, die eine weitere Erschließung und Besiedlung auf einzelwirtschaftlicher Ebene im Gegensatz zur gesamtgesellschaftlichen Perspektive sinnvoll erscheinen lassen.

Neben der Struktur des Bodenmarktes bzw. von Siedlungen sind für diese Arbeit auch kommunale Entscheidungen über den Umfang der ausgewiesenen Bebauungsflächen im Rahmen der Flächennutzungsplanung von Bedeutung, die in der Theorie u.a. im Rahmen des „Urban Public Finance“ beleuchtet werden.

„Urban Public Finance“ An der Grenze zwischen „Urban Economics“ und „Local Public Finance“ beschäftigt sich „Urban Public Finance“¹⁶ mit dem Wohnungsmarkt und dem Markt für kommunale Dienstleistungen (Ross und Yinger 1999: 2002).

In diesen Bereich fallen auch Betrachtungen zur Flächennutzungsplanung bzw. „zoning“¹⁷. Aus der Argumentation von Fischel (u.a. Fischel 2000: 414–416) auf der Grundlage von Tiebout (1956) und Hamilton (1974) ergibt sich, dass die öffentliche Planung vor allem durch finanzpolitische Überlegungen¹⁸ bestimmt wird. U.a. Fischel (2000: 414–416) und Pogodziski und Sass (1991: 597) sprechen daher von „fiscal zoning“¹⁹. Wie empirische Untersuchungen im Gegensatz zu Ergebnissen des Modells von Hamilton (1974) nahe legen (vgl. Ross und Yinger 1999: 2030–2037), ist „zoning“ nicht neutral, sondern kann sich durchaus auf die Werte von Immobilien auswirken und eine ineffiziente Bebauung verursachen (vgl. auch Evans 1999: 1643).

Allerdings muss mit Evans (1999: 1643) betont werden, dass die Schlussfolgerung aus einer empirischen Studie, „zoning“ sei ineffizient, unter Umständen falsch sein kann. Vielmehr besteht die Möglichkeit, dass diese Maßnahme nicht in korrekter Weise ausgeführt wurde, bei richtiger Umsetzung also durchaus zu der eigentlich intendierten Internalisierung externer Effekte der Landnutzung bzw. Besiedlung und damit zu einem effizienten Ergebnis führen könnte.

Ross und Yinger (1999) stellen fest, dass in der Vergangenheit in den meisten Veröffentlichungen im Bereich „Urban Public Finance“ dafür argumentiert wurde, dass dezentral organisierte Kommunen Effizienzvorteile gegenüber zentralisierten Entscheidungsträger besitzen. Eine generelle Betrachtung dieser Autoren zeigt jedoch, dass auch in einem dezentral organisierten System Ineffizienzen

- aufgrund einer Fehlverteilung von Haushalten über die Kommunen,
- aufgrund von Grundsteuern,

¹⁶Eine Übertragung dieses Begriffes ins Deutsche fällt schwer. Eventuell ist er mit „urbaner Finanzwirtschaft“ im Gegensatz zu Stadtökonomie („Urban Economics“) und kommunaler Finanzwirtschaft („local public finance“) zu übersetzen.

¹⁷„Zoning“ ist als Äquivalent zur Flächennutzungsplanung im englischsprachigen Raum zu sehen. Dennoch sind diese beiden Begriffe nicht kongruent, weshalb bei Zitaten und Verweisen auf englischsprachige Literatur der Begriff „zoning“ unübersetzt bleibt. Für eine Gegenüberstellung von deutscher Flächennutzungsplanung und amerikanischem „zoning“ vgl. z.B. Drescher und McNamara (2000).

¹⁸Pogodziski und Sass (1991: 597) unterscheiden konzeptionell zwei verschiedene Gründe für „zoning“: „The rationale for municipal zoning regulations falls into two broad categories: externality zoning and fiscal (or exclusionary) zoning. The traditional justification for zoning is that it minimises the impact of externalities by separating incompatible land uses. Fiscal zoning refers to attempts to use zoning to attract property owners with high tax-to-service ratios. Fiscal zoning may thus act to exclude certain classes of potential residents such as poor or racial minorities.“

¹⁹Vgl. Fußnote 18

- aufgrund der Kapitalisierung öffentlicher Dienstleistungen etwa in Häuserpreisen, und
- aufgrund von Heterogenitäten

auftreten können und in den modernen, entwickelten, dezentral organisierten Gesellschaften der westlichen Welt tatsächlich auftreten (Ross und Yinger 1999: 2042–2049). Da demnach eine Vielzahl möglicher Quellen für Ineffizienzen existiert, ist eine Lösung nur in einem „second best“-Rahmen²⁰ zu finden²¹.

12.3 Institutioneller Rahmen von Entscheidungen über Flächennutzungen in Flussauen

Der Zusammenhang zwischen Lage einer Fläche bzw. deren verschiedenen Standortfaktoren und dem entsprechenden Grundstückspreis ist, so wird in Richardson (1977) deutlich, sehr komplex. In diesem Abschnitt soll das rechtliche Gefüge²², das den landwirtschaftlichen Bodenmarkt und den Baulandmarkt steuern und lenken soll, als eine wichtige Quelle von Verstärkungen und Abschwächungen der verschiedenen natürlichen Standortfaktoren gedeutet und deren Einfluss dargestellt werden. Dabei werden landwirtschaftlicher Bodenmarkt und Baulandmarkt gemeinsam betrachtet, da hier insbesondere der Übergang von Flächen von einem Bodenmarkt in den anderen interessiert – eben die Umwandlung von landwirtschaftlichen Nutzflächen in Siedlungsflächen.

Eine Studie zu den Einflussfaktoren des *landwirtschaftlichen* Bodenmarktes (Capozza und Helsley 1989) zeigt, dass die Produktivität von Landwirtschaftsflächen deren Preis z.T. zu weniger als 50 % bestimmt. Nicht-landwirtschaftliche Verwendungszwecke, v.a. die Erwartungen über zukünftige Nutzungsänderungen spielen dagegen v.a. in Gebieten mit rasch wachsenden Städten eine maßgebliche Rolle bei der Preisbildung (vgl. Drescher und McNamara (2000: 239), Capozza und Helsley (1989: 304–305), Dunford et al. (1985)).

²⁰Eine „zweitbeste“ Lösung ergibt sich, wenn einige Beschränkungen, z.B. eine verzerrende Grundsteuer, als gegeben angenommen werden: „...if there is introduced into a general equilibrium system a constraint which prevents the attainment of one of the Paretian conditions, the other Paretian conditions, although still attainable, are, in general, no longer desirable. ...then an optimum situation can be achieved only by departing from all the other Paretian conditions.“ (Lipsey und Lancaster 1956: 11)

²¹Nach Ross und Yinger (1999: 2049) sind jedoch die Kosten, Effizienz zu erreichen, und deren potenzielle Vorteile meist nicht in befriedigendem Maße bekannt.

²²Es muss berücksichtigt werden, dass gerade in jüngster Zeit z.T. starke Veränderung an verschiedenen der hier aufgeführten rechtlichen Regelungen vorgenommen wurden (etwa der Wegfall der Eigenheimzulage – Bundesratsbeschluss vom 20. Dezember 2005). Die hier geführte Argumentation hat daher zum Teil historischen Charakter. Sie kann aber zumindest einige „Fehler“ der Vergangenheit und deren Auswirkungen verdeutlichen.

In dem einfachen Modell von Capozza und Helsley (1989)²³ ergibt sich der landwirtschaftliche Bodenpreis in Ballungsgebieten aus vier additiven Komponenten (vgl. auch Abbildung 12.4):

1. der Wert der landwirtschaftlichen Bodenrente,
2. die Kosten der Erschließung des Baulandes („cost of conversion“),
3. der Wert der räumlichen Erreichbarkeit und
4. der Wert erwarteter zukünftiger Rentenzuwächse.

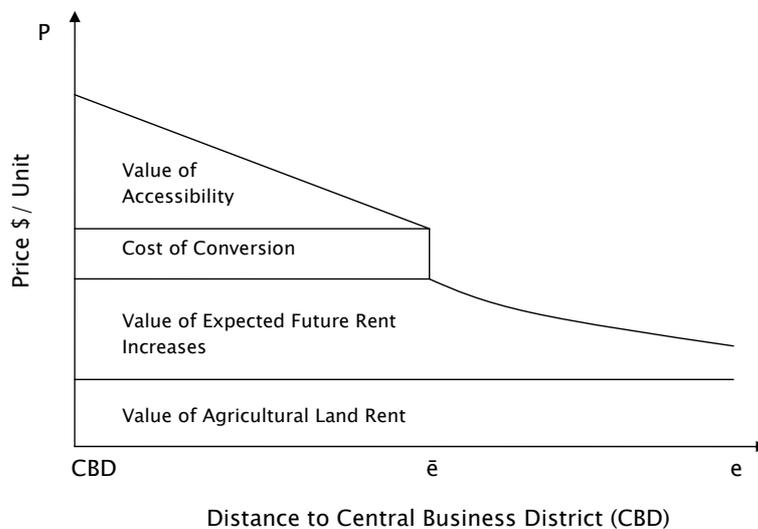


Abbildung 12.4: Komponenten der Bodenpreise von Landwirtschaftsflächen innerhalb (CBD – \bar{e}) und außerhalb ($> \bar{e}$) von Ballungsgebieten, nach: Capozza und Helsley (1989: 300)

Realitätsnäher beschreiben Dunford et al. (1985) die Preisbildung bei Landwirtschaftsflächen, wobei jedoch auch diese Autoren auf die Bedeutung des Einflusses der Erwartungen über zukünftige Nutzungsmöglichkeiten hinweisen. Der Preis von landwirtschaftlich genutzten Flächen ergibt sich nach Dunford et al. (1985: 11) aus einem ganzen Bündel von Eigenschaften, die in fünf Kategorien geordnet werden können:

1. externe ökonomische und administrative Einflüsse,
2. Erwartungen bezüglich zukünftiger Nutzungen (Erwartungen über Preisentwicklungen von Agrarprodukten bzw. bezüglich Politikveränderungen und Erwartungen über Nutzungsänderungen und volkswirtschaftliche Entwicklungen),

²³Die Grundstückseigentümer verfügen über vollständige Information, der Bodenmarkt ist unverzerrt und die Grundstücke habe eine fixe Größe.

3. Käufercharakteristika,
4. Verkäufercharakteristika,
5. Bodeneigenschaften i.w.S.

Die Bedeutung der verschiedenen Einflussfaktoren konnten diese Autoren in einer empirischen Untersuchung belegen.

Nach Arlt et al. (2000) kann man die Faktoren, welche allgemein die Bodenpreisbildung beeinflussen, in Mikro- und Makrofaktoren sowie staatliche Festlegungen unterscheiden. **Mikrofaktoren** sind vor allem technische Eigenschaften des betrachteten Grundstückes, aber auch Eigenschaften der sozialen und wirtschaftlichen Umwelt²⁴: Lagemerkmale, Entwicklungszustand (§ 4 WertV: Flächen für Land- und Forstwirtschaft, Bauerwartungsland, Rohbauland, Baureifes Land²⁵), Art und Maß der baulichen Nutzung, wertbeeinflussende Rechte und Belastungen, beitrags- und abgabenrechtlicher Zustand, Wartezeit bis eine bauliche oder sonstige angestrebte Nutzung möglich ist – diese ergeben sich aus den planungs- und baurechtlichen Bestimmungen der §§ 30, 33 und 34 des BauGB und anderer Bestimmungen – grundstückspreisbestimmend ist u.a. die zulässige Geschoszahl und der erschließungsbeitragsrechtliche Zustand (Arlt et al. 2000).

Die **Makrofaktoren** können geografisch-räumlicher, sozio-ökonomischer (Wirtschafts- und Bevölkerungsstruktur einer Stadt/Region, Zinsen – insbesondere Darlehens- und Hypothekenzinsen, etc.) und infrastruktureller Art (Erreichbarkeit/Verkehrsanbindung, etc.) sein.

Ein unkorrigierter Bodenmarkt versagt in der Regel bei der Allokation des Gutes „Umwelt“ im allgemeinen und beim Gut Boden im besonderen, da das herrschende Preissystem die Kosten des Umwelt„verzehr“ nicht berücksichtigt. Um eine für die Volkswirtschaft optimale Nutzung der Fläche und eine akzeptable Verteilung der Erträge zu erhalten, werden **staatliche Eingriffe** als notwendig erachtet (Arlt et al. 2000). Die öffentlichen Akteure am Bodenmarkt – Gemeinden und Kreise – haben Planungshoheit, ihre Planungsaussagen sind verbindlich und es existieren verschiedene Genehmigungsvorbehalte, so dass sie weitreichende Einflussmöglichkeiten auf den Bodenmarkt bzw. das Angebot verschiedener Flächenqualitäten (v.a. Bauland) und somit auf die Preisbildung besitzen.

Dies kann ein Problem darstellen, wenn Planungshoheit und Interesse an einer bestimmten Form der Landnutzung (Bau/Gewerbeansiedlung kann Steuereinnahmen, Arbeitsplätze etc. bedeuten) zusammenfallen (vgl. auch Mayer 1997).

Hoheitliche Eingriffe in den Bodenmarkt i.w.S. sollen nun mit besonderer Aufmerksamkeit für deren Auswirkungen auf Entscheidung über Feuchtgebietsflächen betrachtet werden. Allerdings

²⁴vgl. Verordnung über Grundsätze für die Ermittlung der Verkehrswerte von Grundstücken (Wertermittlungsverordnung – WertV) §§ 3–5

²⁵vgl. Arlt et al. (2000: 15)

ist die direkte Messung der Auswirkungen von verschiedenen Anreizmaßnahmen nach OECD (2003: 11) schwierig. Es können demnach vor allem qualitative Aussagen getroffen werden.

Im folgenden sollen verschiedene Regelungen auf deutscher und europäischer Ebene, die den Bodenmarkt in Flussauen betreffen und beeinflussen könnten, beleuchtet werden.

12.3.1 Auf internationaler Ebene

Auf internationaler Ebene haben vor allem Verordnungen und Richtlinien der Europäischen Union zu Umweltschutz und Landwirtschaft Einfluss auf den hier betrachteten Bereich des Bodenmarktes in Deutschland.

Die umweltrechtliche Kompetenzgrundlage für die hier vor allem interessierenden Themen *Vermeidung der Eutrophierung von Gewässern* und *Schutz vor Hochwasser* stellt der Artikel 174 EGV²⁶ dar (vgl. Reinhardt 2004: 421). Eine ausdrückliche Kompetenzzuweisung für den Hochwasserschutz findet sich im EG-Vertrag allerdings nicht, der Hochwasserschutz, aber auch die Vermeidung von Eutrophierung werden nicht explizit erwähnt.

Als Sekundärrecht ist hier vor allem die Wasserrahmenrichtlinie (WRRL, von Oktober 2000) relevant. Diese Richtlinie verpflichtet die Mitgliedstaaten zur Einhaltung anspruchsvoller und strenger Qualitätsziele insbesondere in Bezug auf die ökologische und chemische Qualität von Oberflächengewässern sowie zu guter chemischer Qualität und ausreichender Quantität des Grundwassers. Sie stellt einen für alle Mitgliedstaaten einheitlichen Handlungsrahmen für Wasserpolitik und Wasserwirtschaft dar und ersetzt eine Vielzahl bisher existierender Einzel-Richtlinien (u.a. Grundwasser-RL 80/68/EWG und Oberflächenwasser-RL 75/440/EWG) bzw. bezieht sich stark auf derartige Einzel-Richtlinien (z.B. die Trinkwasser-RL 80/778/EWG oder die Nitrat-RL 91/676/EWG). Der Ansatz der WRRL ist medienübergreifend, sie beinhaltet eindeutige Bezüge u.a. zur landwirtschaftlichen Nutzung, Bodenschutz, Naturschutz und Küstenschutz.

Stoffe, die zur Eutrophierung beitragen, werden in dieser Rahmen-Richtlinie zu den wichtigsten Schadstoffen, deren verbesserte Handhabung einen wesentlichen Punkt der WRRL ausmacht, gezählt (Anhang VIII WRRL). Überschwemmungen hingegen werden lediglich exemplarisch und ohne originären und tiefer gehenden Regelungsansatz genannt (Reinhardt 2004: 421). Aus der WRRL können sich u.a. auch Einschränkungen der Nutzungsmöglichkeiten (Ackerbau versus Grünland, etc.) bzw. der Form der Bewirtschaftung landwirtschaftlicher Flächen ergeben.

Diese Regelungen zum Gewässerschutz haben zusammen mit Subventionen und Direktzahlungen bzw. die Reglementierung der Wirtschaftsweise durch Umweltstandards im Rahmen der Gemeinsamen Agrarpolitik der EU (GAP) ebenso wie die EU-Verordnungen zu Pflanzen-

²⁶Vertrag zur Gründung der Europäischen Gemeinschaft – konsolidierte Fassung von Dezember 2002

schutzmitteln und zum Ökologischen Landbau²⁷ Einfluss auf die Verdienstmöglichkeiten auf einer bestimmten Fläche, und können sich positiv bzw. negativ auf die entsprechenden Nutzungsmöglichkeiten bzw. -perspektiven (auch: Umwandlung in Bauland) und damit auf die Bodenpreise auswirken.

Ebenso wichtig wie mögliche Agrar-Beihilfen der EU ist bei Entscheidungen über die Nutzungsweise von Flächen in Flussauen die Frage der Haftung für Hochwasser-Schäden bzw. des Anspruchs von Betroffenen auf Beihilfen. Wie Reinhardt (2004: 421) verdeutlicht, kann eine Verantwortlichkeit der EU für derartige Schäden auf der Grundlage der existierenden Richtlinien und Verordnungen bzw. des EGV nicht begründet werden. Im Abschnitt 12.3.4 wird auf die Haftungssituation im Hochwasserschutz auf nationaler Ebene eingegangen.

12.3.2 Wirkungen der EU-Umweltpolitik

Über die Umweltpolitik²⁸ der EU vor der Einführung der WRRL, über deren Auswirkungen bzw. Wirksamkeit zur Zeit noch keine verlässliche Aussage getroffen werden kann, stellt Pearce (1998: 489) fest: „It seems fair to say that most past environmental policy at the European Union (EU) level has not been informed by environmental appraisal procedures, where appraisal is taken to mean a formal assessment of policy costs and effectiveness using one of the established procedures of cost-benefit analysis, risk assessment and multi-criteria assessment.“ Darauf folgt zwar der Hinweis, dass sich dieses Bild in den letzten Jahren zunehmend verändert hat. Später stellt Pearce (1998: 490) jedoch fest, dass die Forderungen nach der Berücksichtigung potentieller Kosten und Nutzen des Tätigwerdens bzw. Nichttätigwerdens und anderer Faktoren nach Artikel 130r(3)²⁹ des Maastricht-Abkommens (Vertrag zur Gründung der Europäischen Gemeinschaften, 1991/93) bisher „in only the most loose manner“ umgesetzt wurden (vgl. auch Pearce 1998: 496–498).

Die Untersuchung von Pearce (1998) bezieht sich nur auf die Umweltpolitik in der EU, doch scheint eine ähnliche Einschätzung auch auf andere Politikbereiche in der EU und insbesondere auf die Wechselbeziehung zwischen diesen zuzutreffen: Die Konsistenz gemeinschaftlich finanzierter Programme mit den Politiken der einzelnen Mitgliedsstaaten, sowie die Kohärenz der verschiedenen Politikbereichen der EU wird auch durch die Europäische Kommission im Rahmen der Evaluierung der Agrar-Umweltmaßnahmen der EU³⁰ als Notwendigkeit *und* noch nicht gänzlich gelöstes Problem dargestellt.

Eine formale Bewertung möglicher Auswirkungen (Kosten und Nutzen) von EU-Richtlinien

²⁷Verordnung (EWG) Nr. 2092/91 des Rates vom 24. Juni 1991 über den ökologischen Landbau und die entsprechende Kennzeichnung der landwirtschaftlichen Erzeugnisse und Lebensmittel – EG-Öko-Verordnung

²⁸Hier im weitesten Sinne verstanden, was auch die umweltpolitischen Maßnahmen im Rahmen der GAP einbezieht.

²⁹TITEL XIX (vormaliger Titel XVI) UMWELT Artikel 174 (vormaliger Artikel **130 r**)

³⁰Europäische Kommission – Generaldirektion VI Landwirtschaft (1998: 139–140)

in deren Zielbereichen aber auch in anderen Politikbereichen, und somit Kohärenz der europäischen Politik scheint auch heute nicht in ausreichendem Maß gegeben zu sein. In Bezug auf die nachhaltige Entwicklung in der EU forderte Ende 2003 die Kommission der Europäischen Gemeinschaften (2003: 6–7) eine bessere Abstimmung der Vorschläge für Maßnahmen der EU, u.a. durch die Beurteilung ihrer einzelnen internen und externen Auswirkungen. Weiterhin wird festgestellt, dass die innenpolitischen Maßnahmen durchaus besser aufeinander abgestimmt werden können, indem die Ziele der nachhaltigen Entwicklung noch stärker in die Politikbereiche der EU integriert werden.

Die Bedeutung der Einbeziehung der Erfordernisse des Umweltschutzes in andere Politikbereiche und Maßnahmen der EU zur Förderung der nachhaltigen Entwicklung wird im Artikel 6 des Vertrages zur Gründung der Europäischen Gemeinschaft (Konsolidierte Fassung von 1997) anerkannt und folgt dem Prinzip, dass die für eine nachhaltige Entwicklung erforderlichen Verbesserungen nicht alleine durch umweltpolitische Maßnahmen erreicht werden können (Kommission der Europäischen Gemeinschaften 2004: 2). Infolgedessen wurden 1998 die verschiedenen Fachräte (Industrie, Binnenmarkt, Entwicklung, Fischerei, Energie, Verkehr etc.) durch den Europäischen Rat von Cardiff dazu aufgefordert, Strategien und Programme zur Einbeziehung von Umweltbelangen in ihre jeweiligen Politikbereiche zu entwickeln.

Allerdings muss dieser Prozess der Einbeziehung von Umweltbelangen heute offensichtlich neu belebt und gestärkt werden, wie die Kommission der Europäischen Gemeinschaften (2003: 8) feststellt und auch vom Europäischen Rat vom März 2003 und in der Überprüfung der Umweltpolitik 2003 deutlich gemacht wurde. Daneben sind offensichtlich weitere Maßnahmen für eine nachhaltige Bewirtschaftung der Flächen- und Wasserressourcen sowie der lebenden Ressourcen nötig, um die Ziele von Johannesburg (die EU hatte sich in diesem Rahmen zum Ziel gesetzt, den Rückgang der biologischen Vielfalt bis 2010 zum Stillstand zu bringen) erreichen zu können (Kommission der Europäischen Gemeinschaften 2003: 9–10).

Im Jahr 2001 wurde die EU-Strategie für die nachhaltige Entwicklung angenommen. Als Teil der Umsetzung dieser Strategie konnte 2003 in der Kommission ein einheitliches System für die Ex-ante-Folgenabschätzung aller wichtigen politischen Vorschläge verabschiedet werden (vgl. Kommission der Europäischen Gemeinschaften 2004: 5)³¹. Die mangelnde Abschätzung

³¹Mitteilung vom Dezember 2001 (KOM(2001) 726): „...the Commission established an internal system of integrated impact assessment for all major Commission proposals. This was to bring together in a single integrated system all existing internal Commission procedures for impact assessment. In particular, reflecting commitments in the EU's Sustainable Development Strategy, impact assessments were to address 'the full effects of a policy proposal' (including) 'estimates of its economic, environmental and social impacts inside and outside the EU'. This was an ambitious and far-sighted initiative . . . “ *Kritisch ist jedoch:* „The criteria for the selection of proposals for extended IAs [Integrated Impact Assessments] have been unclear, and indeed the system as a whole has not been transparent, with many of the assessments not readily available to the public. . . . While some of the extended assessments undertaken in 2003 are good (e.g. in relation to proposals on batteries and accumulators, and the reform of the CAP sugar regime), the quality of others is poor. A number of factors have contributed to this situation – for example, there is no formal

von Kosten und Effektivität von EU-Richtlinien zeigte in der Vergangenheit insbesondere die Subventionspolitik in der Landwirtschaft:

„Historically, the most significant biodiversity-related impacts of assistance to agriculture are caused by subsidies that encourage the extension of agricultural land. . . . By extending agriculture, those subsidies result in land being converted from forests, rainforests, and wetlands into agricultural production.“ (OECD 2003: 12). Stoate et al. (2001) und Donald et al. (2002) beschreiben auch für die 90er Jahre des letzten Jahrhunderts einen direkten Zusammenhang zwischen Zahlungen im Rahmen der europäischen Gemeinsamen Agrarpolitik (GAP/CAP – Common Agricultural Policy) und Schäden an der Agrarumwelt und der Biodiversität der damit in Beziehung stehenden Ökosysteme.

Anstrengungen, diese fehlgehenden Anreize zu korrigieren, gibt es seit einiger Zeit, doch bestehen sie meist in weiteren Zahlungen – in diesem Fall für die Bereitstellung von so genannten Umwelt-Dienstleistungen (Biodiversität, Bereitstellung des Lebensraums bestimmter Tier- und Pflanzenarten etc.) durch Landwirte. So wurden zwischen 1990 und 1998 laut OECD (2003: 13) die *Direktzahlungen* an Landwirte in OECD-Ländern v.a. als Folge des Uruguay Round Agreement on Agriculture (April 1994) erhöht, nach dem ein Subventionsabbau angestrebt wird und die Förderung der Landwirtschaft entsprechend der Erkenntnis „. . . when price supports are removed, farming intensity decreases. . .“ (OECD 2003: 13) auf produktionsunabhängige Zahlungen umgestellt werden soll. Ein Regime ähnlich dem der USA, wo Landwirte über einen „Environmental Benefits Index“ für Veränderungen in ihrer Wirtschaftsweise bezahlt werden.

In der EU veranlasste die Agri-Environmental Regulation (No. 2078/92) von 1992 die Mitgliedsstaaten dazu, nationale Agrar-Umweltprogramme einzurichten, die Landwirte für die Erbringung von Umweltdienstleistungen honorieren. Dabei muss nach Umweltstandards, welche über die „Gute fachliche Praxis“ hinausgehen, gewirtschaftet werden („cross-compliance“: eingeführt unter der „Common Rules Regulation“ (1259/99) der „Agenda 2000“-Reform der GAP (vgl. The Council of the European Union 1999)). 1998 ergab die Evaluierung der Agrarumweltprogramme durch die Europäische Kommission, dass bereits auf mehr als 20 % der landwirtschaftliche Nutzfläche der EU derartige Programme angewendet werden (Europäische Kommission – Generaldirektion VI Landwirtschaft 1998: 134). Die Kommission spricht in diesem Zusammenhang von einer erfolgreichen Anwendung der Agrar-Umweltprogramme und positiven Auswirkungen auf die Umwelt.

Die Auswirkungen der GAP auf die Umwelt sind allerdings sehr variabel – in einige Fällen und Sektoren scheint der Zusammenhang zwischen honorierten Dienstleistungen und der Umweltqualität auch schwach oder nicht nachweisbar (vgl. Baldock et al. 2002: 70). Die Maßnahmen der Agrarumweltprogramme weisen noch immer einen weitgehend experimentellen und explo-

mechanism for ensuring quality control; resources for undertaking assessments, and for the provision of advice and guidance, are limited; and there appears to be no institutional framework within which the promised 'learning by doing' can take place in practice.“ (Wilkinson et al. 2004: 3, 32)

rativen Charakter auf. Dies soll jedoch mit den erneuten Reformen der GAP verbessert und der Nutzen dieser Politik transparenter gemacht werden (Europäische Kommission – Generaldirektion VI Landwirtschaft 1998: 135). Bis heute sprechen zahlreiche Beispiele für den Erfolg der Maßnahmen, doch wurde auch festgestellt, dass in fruchtbaren Gebieten mit intensiver Landwirtschaft die Programme kaum Einfluss auf die Einkommen der Landwirte hatten, und bei ihrer Anwendung in solchen Gebieten beträchtliche Ertragseinbußen zu verzeichnen waren (vgl. Europäische Kommission – Generaldirektion VI Landwirtschaft 1998: 134–141).

Bei der Bewertung der Effekte der GAP muss Baldock et al. (2002: 68–70) zufolge deren Komplexität berücksichtigt werden, so dass nur sehr vorsichtige Schlüsse gezogen werden können. Diese Autoren stellen in ihrer Untersuchung der Umweltauswirkungen der GAP fest: „Partly because of the diversity of farming systems across Europe, *but also because of the strength of other forces acting on EU agriculture over the past few decades, the evidence of CAP [Common Agricultural Policy] effects upon the environment is highly variable.*“ (Baldock et al. 2002: 70, eigene Hervorhebungen).

Im Gegensatz zu den positiven Bewertungen durch die EU sahen Stoate et al. (2001) zwar eine Verringerung der durch die Agrarpolitik der EU verursachten Schäden, doch waren die Subventionen und die sich daraus ergebenden Umweltschäden nach diesen Autoren noch immer sehr hoch.

Mit den erneuten Reformen der Gemeinsamen Agrarpolitik der EU in den Jahren 1999 („Agenda 2000“)³² und 2003³³ sowie der Einführung einer einheitlichen Betriebsprämie mit dem Ziel der vollständigen Entkopplung der Unterstützung der Landwirtschaft von der Produktion sollen die fehlgehenden Anreize der bisherigen Politik künftig unterbunden werden. Die Betriebsprämie und die anderen Direktzahlungen im Rahmen der Agrarumweltprogramme werden vorbehaltlich der Einhaltung von Umweltnormen, anderer Normen und der Erhaltung eines guten landwirtschaftlichen und ökologischen Zustands gewährt (vgl. Kommission der Europäischen Gemeinschaften 2004: 10–12). Über die Auswirkungen dieser neuen Politik kann noch keine verlässliche Aussage getroffen werden, doch scheint ein großes Potential von fehlgehenden Anreizen – Output-bezogenen Subventionen etc. – auf EU-Ebene beseitigt worden zu sein.

³²U.a. mit der „Rural Development Regulation“ (1257/99), die als Erweiterung der Richtlinie 2078/92 (s.o.) der GAP-Reform von 1992 Gelegenheit für die freiwillige Annahme weiterer ökologisch, ökonomisch und sozial nachhaltiger Managementpraktiken und -systeme innerhalb der Europäischen Landwirtschaftssysteme bietet

³³EG-Verordnungen zu Direktzahlungen (Verordnung (EG) Nr. 1782/2003 des Rates), Entwicklung des ländlichen Raumes (Nr. 1783/2003), zum Getreide (Nr. 1784/2003), zu Reis (Nr. 1785/2003), Trockenfutter (Nr. 1786/2003), Milch und Milcherzeugnissen (GMO und Abschöpfung – Nr. 1787/2003 und Nr. 1788/2003) vom 29. September 2003; Durchführungsverordnungen zur Einhaltung anderweitiger Verpflichtungen, Kontrollen und Modulationen (Verordnung (EG) Nr. 795/2004 der Kommission) vom 21. April 2004; zu den Betriebsprämien (Nr. 795/2004) vom 21. April 2004 und zu den Direktzahlungen (Nr. 2237/2003) vom 23. Dezember 2003

Die Umwelt-Auswirkungen der GAP sollten schließlich in Zusammenhang mit dem dafür vorgesehenen Budget gesehen werden: für die Umweltpolitik im Rahmen der GAP stehen bis 2006 laut OECD (2002: 12) 3,7 Mrd. € zur Verfügung – im Gegensatz dazu beträgt das gesamte GAP-Budget jährlich ca. 40,5 Mrd. €.

Bei der Betrachtung der Auswirkungen der Umweltpolitik der EU im Rahmen dieser Untersuchung wird deutlich, dass Direktzahlungen oder Betriebsprämien einen Anreiz zur Beibehaltung von Landwirtschaft darstellen können und wohl auch sollen, was aber im Einzelfall der Einrichtung von Überschwemmungsflächen oder der Ermöglichung von Sukzession zu Auwäldern entgegenstehen kann bzw. solche Projekte teurer und schwerer durchsetzbar machen könnte. Der Wegfall von input- und output-abhängigen Zahlungen andererseits könnte hingegen entweder zur Aufgabe oder aber zu einer weiteren Intensivierung der Landwirtschaft führen, falls der jeweilige Betrieb sonst nicht wirtschaftlich arbeitet. Ein eindeutiger Effekt dieser Neuerungen für den hier betrachteten Bodenmarkt für Flächen in Flussauen kann so auch aufgrund der kurzen Zeitspanne seit ihrer Einführung noch nicht abgeschätzt werden.

Konkrete Bestimmungen zu Bebauung bzw. Besiedelung von Flächen existieren auf EU-Ebene nicht. Hier werden lediglich die Perspektiven der Raumplanung festgelegt, die durch die EU-Staaten, u.U. gefördert durch bestimmte EU-Strukturfonds, ausgefüllt werden müssen, wie Abbildung 12.5 verdeutlicht und der folgende Abschnitt 12.3.3 zeigt.

12.3.3 Auf nationaler Ebene I – Regulierungen des deutschen Bodenmarktes

Öffentlich-rechtliche Einflüsse auf den Bodenmarkt – insbesondere Nutzungsbeschränkungen – haben in der jüngeren Vergangenheit zunehmend an Bedeutung gewonnen. Grundstücksverkehrsgesetz, Bau- und Planungsrecht³⁴ sowie das Umweltrecht³⁵ üben direkten oder indirekten Einfluss auf Verkauf und Nutzung von Flächen aus (vgl. Drescher und McNamara 2000: 235).

Zu den unmittelbaren allokatonspolitischen Instrumenten zählt Kantzow (1995: 81) vor allem:

- die Bauleitplanung nach dem Baugesetzbuch (BauGB),
- die Umlegung und Flurbereinigung nach §§ 11, 19, 45–84 und 190 BauGB, 1, 86, 87, 91, 103a Flurbereinigungsgesetz (FlurbG) sowie 54 und 56 LAnpG³⁶

³⁴Bauplanungs- und Bauordnungsrecht: BauGB/Bauleitplanung (regelt Art und Maß der baulichen Nutzung), sowie das Grundbuchrecht

³⁵insbesondere WHG, AbfAbIV, BImSchG und BNatSchG mit den naturschutzrechtlichen Eingriffs- und Ausgleichregelungen (BNatSchG §§ 18–21)

³⁶Gesetz über die strukturelle Anpassung der Landwirtschaft an die soziale und ökologische Marktwirtschaft in der Deutschen Demokratischen Republik

- Bau-, Modernisierungs- und Nutzungsgebote bzw. verbote – u.a. §§ 176 und 177 BauGB
- die Enteignung nach §§ 85–122 BauGB und
- eine (hypothetische) Baulückensteuer (Regelungen bezüglich Baulücken im BauGB § 85 I Nr. 2 [im Zusammenhang: Enteignung] und § 176 II [im Zusammenhang: städtebauliche Gebote])

Vorwiegend aus verteilungspolitischen Gründen werden nach Kantzow (1995: 82) folgende Instrumente eingesetzt oder diskutiert(†):

- Grundsteuer auf bebaute und unbebaute Grundstücke nach dem Grundsteuergesetz (GrStG)
- Erschließungsbeitrag nach §§ 127–135 BauGB
- Bodenwertzuwachssteuer†
- Planungswertausgleich†
- Trennung von Eigentums- und Nutzungsrechten† etc.

Die Raumplanung

Ein wichtiger Faktor für den Bodenmarkt ist die Genehmigungsbedürftigkeit von Nutzungen bzw. Nutzungsänderungen, die in Bebauungsplänen und mit Hilfe verschiedener, meist kommunaler Vorschriften geregelt werden. Diese Instrumente müssen im größeren Rahmen der Raumplanung³⁷ in Deutschland bzw. Europa gesehen werden. Wie Abbildung 12.5 zeigt, ist die unterste und zugleich bedeutsamste Ebene der Raumplanung die kommunale Ebene, da hier, auf Grund der den Gemeinden vom Grundgesetz Art. 28 II zugewiesenen Planungshoheit, die konkrete Flächennutzungsplanung (§§ 5ff. BauGB) erlassen wird. Hier bestimmt die Gemeinde im Rahmen der Bauleitplanung die verschiedenen Flächenfunktionen im gesamtplanerischen Kontext für das gesamte Gemeindegebiet. Daneben wird für Teilflächen des Flächennutzungsplanes ein Bebauungsplan (§§ 8ff. BauGB – *verbindliche* Bauleitplanung) erstellt, der die besondere Art und das Maß der baulichen und sonstigen Nutzung sowie deren Bezug zum Umfeld regelt, wobei gerade dieses Instrument nach Beckmann et al. (2001: 37) ein relativ breites Steuerungspotenzial besitzt.

Die Bauleitplanung ist aber auch in die übergeordnete Regionalplanung³⁸ eingebunden (vgl. § 1 IV BauGB), die das Zusammenspiel der Flächennutzungspläne der Gemeinden untereinander regelt und diese mit den in der Landesplanung³⁹ formulierten übergemeindlichen Zielen und

³⁷Für die folgenden Erläuterungen zur Raumplanung vgl. Beckmann et al. (2001: 37–41) bzw. die ausführlichere Abbildung 12.5

³⁸Konkretisierung der Landesplanung auf regionaler Ebene.

³⁹Planung, die den Raum eines ganzen Bundeslandes ordnet.

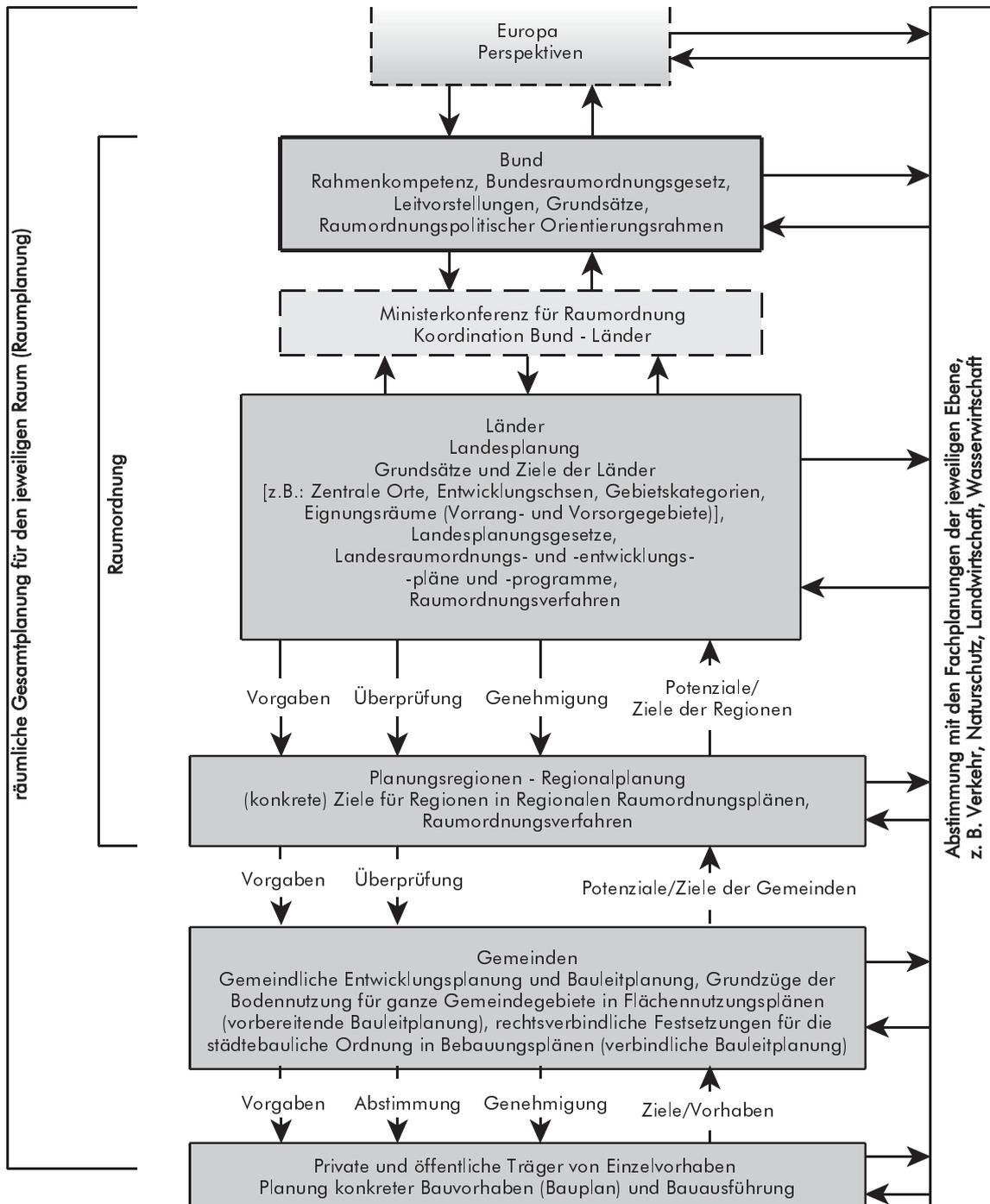


Abbildung 12.5: Organisatorischer Aufbau der Raumplanung in Deutschland, aus: Beckmann et al. (2001: 39)

Anforderungen der Raumnutzung in Beziehung setzt.

Auf dieser regionalen Zwischenebene ist auch die Europäische Union tätig. Es werden regionale Ziele aufgestellt, mit Hilfe des Strukturfonds⁴⁰ Maßnahmen und Projekte der Mitgliedsstaaten unterstützt sowie in speziellen Fällen per Gemeinschaftsinitiative Projekte in bestimmten Regionen auch direkt gefördert.

Darüber hinaus ist der Bund nach Art. 75 Grundgesetz durch die Rahmenkompetenz mitverantwortlich für die Raumplanung. Die raumplanerischen Vorstellungen des Bundes können v.a. über die Ministerkonferenz für Raumordnung im Rahmen der Erstellung raumordnerischer Leitbilder und Orientierungsvorstellungen konkretisiert werden, die nicht verbindlich sind, aber dennoch von Planungspraktikern berücksichtigt werden. Auf europäischer Ebene wurde in ähnlicher Weise von EU-Kommission und EU-Mitgliedstaaten ein „Europäisches Raumordnungskonzept (EUREK)“ entwickelt, das ebenfalls eine rein orientierende und koordinierende Funktion im europäischen Maßstab besitzt.

Die Kommunen haben demnach das alleinige Recht zur Wandlung der Flächenfunktion landwirtschaftlicher Grundstücke in Bauland inne. Ein direkter Transfer von den Besitzern landwirtschaftlicher Flächen zu den Endkäufern von Bauland ist nicht möglich. Die Kommunen treten vielmehr als Monopsonisten gegenüber den veräußerungswilligen Eigentümern von Landwirtschaftsflächen und als Monopolisten gegenüber erwerbwilligen Nachfragen nach Bau- oder Industrieland auf.

Mayer (1997) weist in ihrer Untersuchung des Bodenmarktes in Österreich, der Schweiz und Deutschland darauf hin, dass die meisten Elemente, die den Wert eines Grundstückes in diesen Ländern bestimmen – natürliche Eigenschaften, relative Lage zu anderen Nutzungen, Nutzungsmöglichkeiten und Verfügungsrechte sowie umliegende Infrastruktur – durch staatliche Eingriffe in Qualität und Quantität beeinflusst werden. Die Allokation von Verfügungsrechten über Grundstücke gehorcht nicht den üblichen Marktgesetzen, es findet kein Marktaustausch nach Angebot, Nachfrage und Zahlungsbereitschaft statt, vielmehr werden die Güter – die Verfügungsrechte bzw. Nutzungsmöglichkeiten – zugeteilt (vgl. Mayer 1997: 6).

Daraus ergibt sich das so genannte Baulandparadox (vgl. auch Einig et al. 2001: 71–73): Es ist in zumindest ausreichender Menge und Qualität Bauland ausgewiesen, doch wird auf dem Bodenmarkt zu wenig Bauland angeboten. Kernpunkt des Problems ist dabei, dass die Zuordnung der Verfügungsrechte über die bauliche Nutzung eines Grundstücks durch die Flächennutzungsplanung *nicht* an die effektiven Nachfrager erfolgt, sondern räumlich an Grundstücke und deren Eigentümer gebunden ist. Dies wirkt einer Allokation von Baugrundstücken zu den Bauwilligen durch Transaktionen entgegen, da nicht alle Eigentümer von ausgewiesenen Baugrundstücken ihr Nutzungsrecht auch ausschöpfen bzw. an Bauwillige veräußern. Infolgedessen wird oft Bauland in Mengen ausgewiesen, die den tatsächlich erwarteten Bedarf überschreiten,

⁴⁰Europäischer Fonds für die regionale Entwicklung (EFRE), Europäischer Sozialfonds (EFS), Europäischer Ausrichtungs- und Garantiefonds für die Landwirtschaft (EAGFL), Kohäsionsfonds

um im besten Fall Knappheiten zu vermeiden. Dies führt wiederum dazu, dass das eigentliche Ziel der Flächennutzungsplanung, das Vermeiden von disperser Siedlungsentwicklung, nicht mehr erreicht werden kann (vgl. Mayer 1997: 6).

In diesem Zusammenhang muss auch der „interkommunale Wettbewerb“⁴¹ um Einwohner, Beschäftigte und Firmen erwähnt werden – ein Wettbewerb um Kunden, Steuerzahler sowie um gemeindliche Zuweisungen aus dem Finanzausgleich, die sich nach der Einwohnerzahl der Gemeinde richten. Gerade die Struktur der heutigen Gemeindefinanzierung bewirkt demnach, wie auch die Projektgruppe „Verminderung der Flächeninanspruchnahme“ (2004: 24) deutlich macht, eine positive Korrelation zwischen Flächeninanspruchnahme und den originären Einnahmen der Gemeinden durch die Gewerbesteuer und den kommunalen Anteil an der Einkommenssteuer. Für die Gemeinden ergibt sich eine Wahl zwischen der ertraglosen und nicht gesondert geförderten Vorhaltung von Freiflächen oder Retentionsflächen in hochwassergefährdeten Gebieten und einer zumindest potenziell fiskalisch ergiebigen Ausweisung von Bauland (vgl. Projektgruppe „Verminderung der Flächeninanspruchnahme“ 2004: 24). Neben attraktivem Wohnbauland schaffen die Kommunen daher im Umland der Kernstädte für Gewerbe- und Industriebetriebe reichliche und günstige Bedingungen für Neuansiedlungen in der Hoffnung auf Gewerbesteuereinnahmen und Arbeitsplätze, was zu einer im Vergleich zum tatsächlichen Bedarf übermäßigen Ausweisung von Bauland führen kann.

Dem gegenüber steht die Städtebauförderung und der Stadtumbau Ost des Bundes, zu deren Zielen ausdrücklich auch die Begrenzung der Flächeninanspruchnahme und die Wiedernutzung von Brachflächen gehören. Gerade im Rahmen des Stadtumbau Ost sollen durch den nach der Wende einsetzenden Strukturwandel freigesetzte, ehemals industriell, militärisch oder verkehrlich genutzte Flächen wieder in den Nutzungskreislauf einbezogen werden.

Fiskalische Instrumente

Im Folgenden werden wichtige fiskalische Instrumente mit direkter oder indirekter Wirkung auf den deutschen Bodenmarkt kurz beschrieben.

Grunderwerbsteuer und Grundsteuer Der Hauptzweck von Grundsteuer und Grunderwerbsteuer liegt nicht in der Flächenpolitik. Vielmehr fungieren diese Instrumente in erster Linie als Einnahmequelle von Kommunen und Ländern (vgl. Projektgruppe „Verminderung der Flächeninanspruchnahme“ 2004: 22), die Finanzminister der Länder sprachen sich daher im September 2003 auch übereinstimmend *gegen* eine an der Reduzierung der Flächeninanspruchnahme orientierten Reform des Steuerrechts aus.

Der Steuergegenstand des Grundsteuergesetzes (GrStG, in der Fassung vom 01.09.2005) ist der Grundbesitz. Bei der Berechnung der Grundsteuer wird von einem Steuermessbetrag

⁴¹Vgl. BBR (2003: 105)

ausgegangen, der durch Anwendung eines Tausendsatzes (Steuermesszahl) auf Einheitswerte⁴² oder deren steuerpflichtigen Teil nach dem Bewertungsgesetz (BewG – zuletzt geändert 20.12.2001, §§ 16 I, 17 III, 18 III) ermittelt wird.

Die Steuermesszahl für *Betriebe der Land- und Forstwirtschaft* beträgt *6 vom Tausend*, während *anderweitig genutzte Grundstücke* eine Steuermesszahl von *3,5 vom Tausend* gilt. Abweichend davon beträgt die Steuermesszahl für *Einfamilienhäuser* jedoch *2,6 vom Tausend* für die ersten 38 346,89 € des Einheitswertes oder seines steuerpflichtigen Teils und *3,5 vom Tausend* für den Rest des Einheitswertes oder seines steuerpflichtigen Teils. Für *Zweifamilienhäuser* ist eine ebenfalls verringerte Steuermesszahl in Höhe von *3,1 vom Tausend* angesetzt.

Entfernungspauschale Die Entfernungspauschale ist in § 9 I Satz 3 Nr. 4 des Einkommensteuergesetzes (EStG, in der Fassung vom 21.06.2005) geregelt. Zur Abgeltung der Aufwendungen des Arbeitnehmers für die Wege zwischen Wohnung und Arbeitsstätte ist für jeden Arbeitstag, an dem der Arbeitnehmer die Arbeitsstätte aufsucht, eine Entfernungspauschale für jeden vollen Kilometer der Entfernung zwischen Wohnung und Arbeitsstätte von 0,30 € anzusetzen, höchstens jedoch 4 500 € im Kalenderjahr. Die Entfernungspauschale wird unabhängig vom Verkehrsmittel (privat oder öffentlich) gewährt. Die Höhe der tatsächlichen Aufwendungen ist dabei unerheblich.

Eigenheimzulage Gemäß dem Eigenheimzulagengesetz (EigZulG, in der Fassung vom 29.12.2003) werden die Herstellung oder die Anschaffung einer Wohnung in einem eigenen Haus oder einer eigenen Eigentumswohnung und die Aufwendungen für Instandsetzungs- und Modernisierungsmaßnahmen, die innerhalb von zwei Jahren nach der Anschaffung an der Wohnung durchgeführt werden, gefördert (Alt- und Neubau sind dabei seit der Änderung des Gesetzes vom 29.12.2003 gleichberechtigt). Ebenso erhält unter bestimmten Voraussetzungen der Erwerb von Anteilen an neuen Wohnungsgenossenschaften eine jährliche Förderung. Die Eigenheimzulage umfasst den Fördergrundbetrag und die Kinderzulage. Der Fördergrundbetrag beträgt jährlich 1 % der Bemessungsgrundlage (Herstellungskosten oder Anschaffungskosten von Wohnung und Grund sowie die Aufwendungen für Instandsetzungs- und Modernisierungsmaßnahmen), höchstens aber 1 250 €. Der Fördergrundbetrag erhöht sich zusätzlich jährlich um 2 % der Bemessungsgrundlage, höchstens aber um 256 €.

Bausparen Das Bausparen wird gegenüber anderen Sparformen vom Staat durch die Gewährung von Wohnungsbauprämien und Arbeitnehmer-Sparzulagen gefördert. Die Prämie nach dem Wohnungsbau-Prämiengesetz (WoPG, in der Fassung vom 29. 12. 2003) beträgt 8,8 % (bis 31.12.2003 10 %) der prämiengebünstigten Aufwendungen, und zwar für alle Aufwendungen ab dem Sparjahr 2004 unabhängig davon, wann der entsprechende Vertrag (insbesondere

⁴²Von der Projektgruppe „Verminderung der Flächeninanspruchnahme“ (2004: 22) als *veraltet* eingeschätzt.

Bausparverträge, Verträge über den ersten Erwerb von Anteilen an Bau- und Wohnungsgenossenschaften), abgeschlossen wurde.

Förderung des Infrastrukturausbaus Empirische Untersuchungen zeigen, dass Nutzungsrechte allein noch nicht notwendiger Weise von hohen Bodenpreisen gefolgt werden (Hilber 1997: 11). Entscheidend ist vielmehr die Erreichbarkeit bzw. die Erschließung durch eine entsprechende Infrastruktur.

Mit den Haushaltsmitteln der Bund-Länder-Gemeinschaftsaufgabe (GA) „Verbesserung der regionalen Wirtschaftsstruktur“⁴³ und mit Unterstützung aus dem Europäischen Fonds für regionale Entwicklung (EFRE) können Vorhaben zur Verbesserung der wirtschaftsnahen Infrastruktur gefördert werden. Ziel ist die Stärkung der Wettbewerbs- und Anpassungsfähigkeit der Wirtschaft. Förderfähig sind Gemeinden und Gemeindeverbände sowie natürliche und juristische Personen, deren Tätigkeit nicht auf Gewinnerzielung ausgerichtet ist. Zu den Förderungsschwerpunkten zählen u. a.:

- Errichtung oder Ausbau von Verkehrsverbindungen,
- Geländeerschließung und öffentliche Einrichtungen des Fremdenverkehrs,
- Wiedereinrichtung von brachliegendem Industrie- und Gewerbegebiete (Altlastensanierung).

Zwar berücksichtigt der Rahmenplan der Gemeinschaftsaufgabe bereits das Ziel der Reduzierung der Flächeninanspruchnahme bspw. mit einem eigenständigen Fördertatbestand zur Wiederherrichtung von brachliegenden Industrie- und Gewerbegebieten, doch gleichberechtigt werden daneben noch immer auch Neuerschließungen „auf der grünen Wiese“ gefördert (vgl. Projektgruppe „Verminderung der Flächeninanspruchnahme“ 2004: 24).

12.3.4 Auf nationaler Ebene II – Relevante Regulierungen anderer Politikbereiche

Für diese Untersuchung ist neben dem eigentlichen Bau- und Planungsrecht besonders das *Hochwasserschutz-Recht* relevant. Dessen rechtliche Grundlagen, aber auch seine verwaltungstechnische Umsetzung sowie die wichtige Frage der Finanzierung werden im Folgenden kurz und überblicksartig erläutert. Besondere Aufmerksamkeit gilt dabei dem Instrument „*Einrichtung von Überschwemmungsflächen*“ des WHG sowie der Frage, *wer für Hochwasserschäden haften muss*.

⁴³Förderungen aus der GA sind in der Regel nicht zurückzahlende Zuschüsse zu Investitionsvorhaben. Sie teilt sich in Förderung für gewerbliche Wirtschaft und Förderung für die wirtschaftsnahe Infrastruktur.

Rechtliche Grundlagen

Wie schon zuvor erwähnt, existiert weder im Grundgesetz noch im EG-Vertrag eine ausdrückliche Kompetenzzuweisung für den Hochwasserschutz. Es besteht *kein spezifisches* verfassungsrechtliches Gebot des Überschwemmungsschutzes. Gesetz- und Verordnungsgeber unterliegen also regelmäßig nicht hinreichend konkretisierbaren Pflichten zum Hochwasserschutz, auch wenn sich aus Art. 2 II GG sowie Art. 14 GG eine allgemeine Schutzpflicht des Staates ableiten lässt (Reinhardt 2004: 421f.).

In Deutschland ist das Hochwasserschutzrecht zunächst im Recht des Wasserhaushalts und dort insbesondere im Abschnitt IV (§§ 31a – 32) des Gesetzes zur Ordnung des Wasserhaushalts (WHG) konzentriert, doch daneben wird er im gesamten öffentlichen Gewässerschutzrecht thematisiert. Der in § 1a WHG vorherrschende Bewirtschaftungsgrundsatz erstreckt sich auch auf den Hochwasserschutz, weshalb dieser bei jeder Bewirtschaftungsentscheidung zwingend zu beachten ist (Reinhardt 2004: 424). Daneben sind die §§ 28 (Erhaltung eines ordnungsgemäßen Wasserabflusses), 31 (Maßnahmen des Gewässerausbaus) sowie u.a. 8, 19g und 36a für die Regelung des Hochwasserschutzes auf Bundesebene von Bedeutung. In diesem Rahmen sind darüber hinaus eine Vielzahl weitere Gesetze u.a. für Haftungsfragen bei Überschwemmungen einschlägig (vgl. Reinhardt 2004: 421): u.a. das Wasserstraßenrecht, das Naturschutz- und Landschaftspflegerecht, das Bergrecht, das Bodenschutzrecht sowie natürlich das Bau- und Planungsrecht (vgl. z.B. Lüers 1999).

Nach Einschätzung von Breuer (1999: 40) bieten die Gesetzestexte des *Wasserrechts*, gerade auch nach der Einführung neuer Vorschriften in den 1990er Jahren (etwa durch die 6. Novelle zum WHG vom 19.11.1996), hinreichende Instrumente der Hochwasservorsorge sowie normative Antworten auf bis dahin offenen Fragen. Breuer (1999: 42–50) weist jedoch auf die besonderen administrativen Probleme gerade beim Vollzug der neuen Vorschriften – u.a. zu Erhaltung oder Wiederherstellung von Überschwemmungsgebieten – hin, welche auch nach der letzten Veränderung des WHG vom 25.06.2005 noch gegeben scheinen. Es stellt sich z.B. die aus juristischer Sicht brisante und bisher nicht hinreichend geklärte Frage, ob und in wie weit die Festsetzung von Überschwemmungsgebieten mit verschärften Nutzungsverboten und -beschränkungen in den Bestand vorhandener Nutzungen eingreifen kann, wenn das Ziel eine Korrektur der bisherigen starken Besiedlung von Flussgebieten ist (vgl. Breuer 1999: 46ff.).

Auch Lüers (1999) erkennt beim baurechtlichen Instrumentarium zum vorbeugenden Hochwasserschutz keine Defizite, doch weist er ebenso wie Breuer (1999) auf eine *mangelnde Umsetzung* der existierender Regelungen und landesplanerischen Ausweisungen hin, was auch die Hochwasserereignisse der vergangenen Jahre immer wieder deutlich gemacht haben. Demnach kommt es in erster Linie darauf an, die landesplanerisch getroffenen Festlegungen zum vorbeugenden Hochwasserschutz zu konkretisieren und deren Umsetzung zu beschleunigen, aber auch auf örtlicher Ebene u.a. die weitere Bebauung hochwassergefährdeter Bereiche zu verhindern und die Rückgewinnung von Überschwemmungsflächen zu sichern (Lüers 1999:

80–81).

Verwaltungsstruktur

Die Verantwortlichkeit für den Schutz der Bürger vor Hochwasser ist dabei über die gesamte vertikale Spanne der öffentlich rechtlichen Hoheitsträger vom Bund bis zu den Kommunen sowohl in der Rechtssetzung als auch in der Verwaltungszuständigkeit verteilt (Reinhardt 2004: 421). Die Zuständigkeit für Hochwasserschutz⁴⁴ liegt in Deutschland also nicht bei der Bundesregierung oder einer zentralen Behörde, die als Anbieter für Hochwasserschutz eindeutig zu identifizieren wäre, vielmehr sind verschiedene, sich räumlich und hierarchisch unterscheidende Träger damit befasst. Als potenziell Ersatzpflichtige bei Hochwasserschäden müssen, so stellt Reinhardt (2004: 421) fest, neben der bundeseigenen Verwaltung auch Kommunen, kommunale Zweckverbände, sondergesetzliche Wasserverbände im Rahmen ihres gesetzlichen Wirkungskreises auch auf der Ebene des Innenverhältnisses der verschiedenen Verwaltungen gelten.

Der Schwerpunkt der Verwaltungszuständigkeit liegt allerdings in diesem Fall schon aufgrund des Art. 83 Grundgesetz (GG) bei den unmittelbaren Landesverwaltungen⁴⁵. Daneben besteht für das Wasserhaushaltsrecht nach Art. 75 I Nr. 4 GG für den Bund lediglich Rahmengesetzgebungskompetenz⁴⁶. Nur ausnahmsweise vollziehen die Länder das Umweltrecht des Bundes in Form der Auftragsverwaltung für den Bund, die Länder unterstehen dann sowohl der Rechts- als auch der Zweckmäßigkeitssaufsicht des Bundes nach Art. 85 GG und unterliegen einer umfassenden Weisungsbefugnis. Dies ist z.B. im Bundeswasserstraßenrecht nach Art. 89 II 3 GG der Fall⁴⁷.

Hochwasserschutz durch das Recht beginnt mit der hoheitlichen raumgestaltenden Planung (Reinhardt 2004: 423). Auf Bundesebene wird der vorbeugende Hochwasserschutz als ein Grundsatz der Raumordnung durch § 2 II Nr. 8 Satz 7 **Raumordnungsgesetz** (ROG) festgeschrieben und bietet u.a. auch eine gesetzliche Grundlage für die Wiederherstellung von Auen und Überschwemmungsflächen (vgl. Nagl und Schönauer 2002: 9–10): „Für den vorbeugenden Hochwasserschutz ist an der Küste und im Binnenland zu sorgen, im Binnenland vor allem durch Sicherung oder Rückgewinnung von Auen, Rückhalteflächen und überschwemmungsgefährdeten Bereichen.“ Die in § 2 II ROG genannten Grundsätze stellen allerdings keine konkreten Anweisungen für die Umsetzung dar. Sie sind, darauf weist Reinhardt (2004: 423) hin, in planerischen Entscheidungen lediglich zu berücksichtigen, nicht aber, wie die Ziele der Raumordnung zwingend zu beachten. Sie bedürfen nach § 7 I ROG noch der räumlichen

⁴⁴siehe auch Teil II.

⁴⁵Stehen nach Art. 84 GG unter Bundesaufsicht

⁴⁶Durch die einzelnen Bundesländer auszufüllen.

⁴⁷In diesem Fall vollzieht der Bund nach Art. 89 II 1 GG zusätzlich seine eigenen Gesetze in Form der bundeseigenen Verwaltung selbst.

und zeitlichen Konkretisierung durch Raumordnungspläne auf Landesebene. Daher können daraus auch keine Ersatzansprüche Einzelner abgeleitet werden. Erst durch ihre einzelfallbezogene Umsetzung, etwa durch die Planfeststellung eines Deiches, können die Grundsätze der Raumordnung aus verwaltungs- und staatsrechtlich Sicht in richterlichen Entscheidungen thematisiert werden (vgl. Reinhardt 2004: 423).

Auf kommunaler Ebene sind hochwasserschutzrelevante Festlegungen v.a. Inhalt des Bebauungsplanes (§ 9 BauGB). Ist dieser fehlerhaft, so kann sich, trotz dessen Rechtsnatur als Satzung (§ 10 BauGB), auf Grund der individualschützenden Planungsanforderungen des § 1 BauGB ein Anspruch auf Amtshaftung ergeben. Doch ist *zum einen* der kommunale bauplanungsrechtliche Entscheidungsspielraum gerade im Rahmen der meist großräumigen Hochwasserschutz-Konzeptionen eher gering. Das Fachplanungsrecht, insbesondere das Wasserrecht, geht der Bauleitplanung vor. Die von den zuständigen Wasserbehörden nach § 31b WHG festgelegten Überschwemmungsgebiete sind für die kommunalen Planungsträger grundsätzlich bindend und müssen in der Bauleitplanung nachrichtlich aufgenommen werden. *Zum anderen* sind allgemein Planungsentscheidungen nur eingeschränkt gerichtlich überprüfbar. Ein Haftungsfall kann sich nur ergeben, wenn die Kommune mit Blick auf ein eingetretenes oder mögliches Hochwasser die Grenze ihres Planungsermessens überschritten hat. Der kommunale Gestaltungsfreiraum ist aber sehr weit gefasst, weshalb Städte und Kommunen für problematische Planungsentscheidungen im Hochwasserschutz finanziell meist nur sehr eingeschränkt einstehen müssen (vgl. Reinhardt 2004: 423f.).

Finanzierung

Das derzeitige Finanzierungsprinzip des Hochwasserschutzes ist ausschließlich das Prinzip der staatlichen Leistungserbringung – d.h. die Finanzierungspflicht liegt je nach Bedeutung des betreffenden Gewässers bei dem jeweiligen Bundesland, der entsprechenden Kommune oder den zuständigen Deichverbänden (unterstützt mit Fördermitteln der EU, des Bundes oder der Länder), während Private lediglich zu Zahlungen für örtliche Maßnahmen herangezogen werden können, welche sie unmittelbar schützen sollen (Vorteilsausgleich) (Heiland 2002: 269f.).

Sehr problematisch ist, dass zur Zeit beim Hochwasserschutz die *Finanzierung von Schutzmaßnahmen* (auch: die Flächenfreihaltung) und das *Risikomanagement/die Hochwassergefährdung* an unterschiedlichen Ort räumlich voneinander getrennt behandelt werden. Eine unmittelbare ökonomische Verknüpfung zwischen Ober- und Unterliegern, zwischen Vorsorgeleistung und Risikoverminderung, z.B. durch flussgebietsweite Hochwasserschutzfonds existierte lange Zeit nicht (Ausnahme: Europäische Fördermittel für den Hochwasserschutz im Rheineinzugsgebiet) – das in der EU-Wasser-Rahmenrichtlinie vorgeschriebene Flussgebietsmanagement fordert nun die Umsetzung regionalen Denkens und Handelns. Bisher wurde die Internalisierung positiver externer Effekte bei Oberlieger-Unterlieger-Problemen kaum umgesetzt, ebenso wenig existieren in diesem Zusammenhang Zahlungsbereitschaftsanalysen (vgl. Heiland 2002:

269f.).

Überschwemmungsgebiete

Neben dem Bau z.B. von Deichen⁴⁸, ist, wie schon angedeutet, die Definition von Flächen als Überschwemmungsgebiet verbunden mit verschiedenen Nutzungseinschränkungen (u.a. Verbot der Neuausweisung von Baugebieten durch § 31b IV) ein mögliches Instrument des Hochwasserschutzes⁴⁹. Im Wasserhaushaltsgesetz (WHG⁵⁰) finden sich bezüglich Überschwemmungsgebieten u.a. folgende Regelungen:

- § 31b I „Überschwemmungsgebiete sind Gebiete zwischen oberirdischen Gewässern und Deichen oder Hochufern sowie sonstige Gebiete, die bei Hochwasser überschwemmt oder durchflossen oder die für die Hochwasserentlastung oder Rückhaltung beansprucht werden. (...)
- § 31b VI Überschwemmungsgebiete sind in ihrer Funktion als natürliche Rückhalteflächen zu erhalten; soweit dem überwiegende Gründe des Wohls der Allgemeinheit entgegenstehen, sind rechtzeitig die notwendigen Ausgleichsmaßnahmen zu treffen. Frühere Überschwemmungsgebiete, die als Rückhalteflächen geeignet sind, sollen so weit wie möglich wiederhergestellt werden, wenn überwiegende Gründe des Wohls der Allgemeinheit nicht entgegenstehen.“

Im Rahmen dieser Untersuchung besonders relevant ist die Tatsache, dass Flächennutzungen durch Siedlungen, Gewerbe und Industrie weithin verfassungsrechtlichen Bestandsschutz genießen. Reinhardt (2004: 425) verdeutlicht, dass selbst ein unter Ignorierung oder Unterschätzung der Hochwassergefahr über Jahrzehnte legal geschaffener Bestand sich unter dem Schutz des Art. 14 GG gegenüber ihm später entgegenstehendes oder entgegengesetztes Gesetzesrecht mit Erfolg zu behaupten vermag. Eine bestehende Siedlung in einem neu festgesetzten Überschwemmungsgebiet genießt demnach Bestandsschutz und kann nicht ohne weiteres abgerissen werden, was vor dem Hintergrund der heute sehr starken, gerade auch in der vergangenen Jahren stetig zunehmenden⁵¹ und kaum reversiblen Inanspruchnahme gewässernaher Flächen die Forderung nach Ausweitung von Überschwemmungsräumen unbezahlbar erscheinen lässt (vgl. Reinhardt 2004: 425).

⁴⁸Planfeststellung oder Plangenehmigung nötig.

⁴⁹Die Festsetzung von Überschwemmungsgebieten bedeutet verfassungsrechtlich *keine* Enteignung, sondern lediglich eine Inhalts- und Schrankenbestimmung im Sinne Art. 14 GG, welche die Betroffenen grundsätzlich entschädigungslos hinzunehmen haben. Werden erhöhte Anforderungen an die ordnungsgemäße land- oder forstwirtschaftliche Nutzung einer Fläche gestellt, so ist jedoch nach § 19 IV 1 WHG in Verbindung mit Landesrecht ein einfachgesetzlicher Billigkeitsausgleich zu gewähren (Reinhardt 2004: 425).

⁵⁰Geändert durch das Gesetz zur Verbesserung des vorbeugenden Hochwasserschutzes vom 3. Mai 2005.

⁵¹vgl. Abschnitt 11.1

Das Steuerungspotenzial der wasserrechtlichen Überschwemmungsgebiete hinsichtlich der Freihaltung vorhandener Retentionsräume ist theoretisch jedoch sehr hoch aufgrund seiner normativen Wirkung. Es wurde allerdings durch *Vollzugsdefizite bei der Festlegung von Überschwemmungsgebieten* und u.a. durch die in der Vergangenheit häufige Zulassung von Ausnahmen vermindert (Heiland 2002: 288), welchen aber auch das erst kürzlich verabschiedete Gesetz zur Verbesserung des vorbeugenden Hochwasserschutzes viel Raum zu geben scheint. Auch Nagl und Schönauer (2002: 9-10) weisen darauf hin, dass z.B. Regelungen bezüglich der Ausweitung von Überschwemmungsflächen im Wasserhaushaltsgesetz (WHG) und im Raumordnungsgesetz (ROG) bisher nicht in ausreichendem Maß umgesetzt wurden. Heiland (2002) betont darüber hinaus auf die Notwendigkeit der Ergänzung der wasserrechtlichen Überschwemmungsgebiete durch die raumordnerische Festlegung von Vorranggebieten. In § 31c des durch das eben erwähnte Artikelgesetz zum vorbeugenden Hochwasserschutz geänderte WHG wird nun in diesem Sinne die Ausweisung überschwemmungsgefährdeter Gebiete insbesondere auf durch Deiche geschützten Flächen gefordert.

Die Erweiterung und Neuschaffung von Retentionsraum kann nur in begrenztem Umfang über regulative Instrumente gesteuert werden. Es besteht allerdings noch Potenzial für Vervollständigung und Verbesserung bei den raumordnerischen Festlegungen, die dann als Grundlage für weitergehende Instrumente dienen können (zum langfristigen Schutz potenzieller Retentionsräume). Eine Beschleunigung der Neuschaffung von Retentionsraum kann nur durch den Einsatz ökonomischer Instrumente (Anreize, Lastenausgleich, Subventionen) erreicht werden, da so über die nutzerunabhängigen staatlichen Leistungen hinaus potenziell Gefährdete an der Finanzierung von Hochwasserschutz stärker beteiligt und betroffene Flächennutzer zur Mitwirkung angeregt werden (Heiland 2002: 283–286). Hier sind allerdings geeignete Kooperationsstrukturen notwendig, die im Rahmen der durch die WRRL und die im veränderten WHG festgeschriebenen Kooperationen in den Flussgebietseinheiten (§ 32) initiiert werden könnten.

Ganz anders ist die Situation für die Verminderung von Schadenspotenzial. Hier werden nach Heiland (2002) die weitreichenden Möglichkeiten, mit Hilfe regulativer Raumordnungsinstrumente effektiv zu verhindern, dass sich die Schadenspotenziale in Gefährdungsgebieten weiter erhöhen, bislang kaum genutzt. Großes Potenzial liegt hier in der Vervollständigung und qualitativen Verbesserung der raumordnerischen Festlegungen von Überschwemmungsgebieten und überschwemmungsgefährdeten Gebieten bzw. in der konsequenten Anwendung der entsprechenden Regelungen.

Haftung für Hochwasserschäden

Bezüglich Haftungsfragen im Hochwasserfall kommt vor allem die staatliche Einstandspflicht für administratives Handeln zum Tragen (vgl. Reinhardt 2004: 422). Schadensersatz bzw. Entschädigungen müssen gewährt werden, soweit sich exekutives Tun oder Unterlassen als Amtspflichtverletzung oder Eingriff erweist.

Da aber ein angemessenes Hochwasserschutz-Konzept für ein bestimmtes Gewässer sich wesentlich schwieriger vorschreiben lässt als ein Grenzwert für einen gewässerbelastenden Schadstoff, da Hochwasser nur begrenzt beherrschbar ist, ist es auch nur begrenzt rechtlich steuerbar – absolute Sicherheit vor Überschwemmungen kann nie erreicht werden.

Hochwasserschutz ist in weiten Teilen durch die konzeptionelle Ausfüllung exekutiver Gestaltungsspielräume gekennzeichnet, damit aber auch sowohl materiell verwaltungsrechtlich als auch staathaftungsrechtlich grundsätzlich justiziabel. Doch weist Reinhardt (2004: 422) darauf hin, dass das Recht der öffentlichen Ersatzleistungen in diesem Bereich im wesentlichen Fallrecht ist, nur im konkreten Einzelfall lassen sich also definitive Aussagen über Art und Umfang der staatlichen Einstandspflicht treffen. Und hier zeigt sich, so stellt Reinhardt (2004: 421) fest, aufgrund der mangelhaften Beherrschbarkeit des Phänomens Hochwasser ein tendenziell restriktiver Umgang mit dem Haftungsrecht.

Wie schon oben angedeutet, sind für das Hochwasser-Haftungsrecht vor allem das einfach- und untergesetzliche Fachrecht (Raumplanungs- und Gewässerschutzrecht, Wasserstraßenrecht etc.) maßgeblich, das im Lichte grundrechtlicher Gewährleistung zuvörderst des Eigentumsschutzes auszulegen ist (Reinhardt 2004: 423).

Es bleibt noch zu klären, ob auch ein Anspruch auf Entschädigung oder Schadensersatz besteht, wenn geltend gemacht wird, auf Grund unterbliebener Festsetzung eines gebotenen Überschwemmungsgebietes oder dessen unzureichender Dimensionierung einen Hochwasserschaden erlitten zu haben. Reinhardt (2004: 425) führt in diesem Zusammenhang die nach § 32 I 2 WHG bei Entscheidungen über den Umfang bzw. die Festsetzung eines Überschwemmungsgebietes als Maßstab anzuwendende *Erforderlichkeit* in Verbindung mit dem hohen Maß an prognostischer Unsicherheit von Hochwasserereignissen an. Selbst bei nachgewiesener Unverhältnismäßigkeit der Festsetzung eines Überschwemmungsgebietes durch die zuständige Wasserbehörde ergibt sich danach kein Amtshaftungs- oder Entschädigungsanspruch der Hochwassergeschädigten gegen das zuständige Bundesland⁵².

Nicht nur der Bau von Hochwasserschutzanlagen (Deiche, Dämme, Polder etc.) sondern auch die Unterhaltung der Gewässer dient dem Hochwasserschutz durch die Gewährleistung eines ordnungsgemäßen Abflusses. Die Pflicht zur Gewässerunterhaltung ist eine öffentlich-rechtliche Verbindlichkeit im Interesse der Allgemeinheit, nicht aber einzelner Individuen.

Ein einklagbarer Anspruch auf Erfüllung der Unterhaltungspflicht oder Vornahme bestimmter Unterhaltungsmaßnahmen existiert nicht, es wird aber im allgemeinen angenommen, dass bei einer unterbliebenen oder unzureichenden Erfüllung der Unterhaltungspflicht eine Schadensersatzpflicht des Trägers der Unterhaltungslast besteht. Auch ist die Gewässerunterhaltung durch das 7. Änderungsgesetz zum WHG von 2002 zur Amtspflicht geworden und unterliegt damit

⁵²Fehlerhafte Rechtssetzung auf der Verordnungsebene verletzt als legislatives Unrecht grundsätzlich keine drittbezogene Amtspflicht (i.S. des § 839 BGB).

der Amtshaftung⁵³ (vgl. Reinhardt 2004: 427f.).

Weitere zu berücksichtigende Regelungen

Gewässer und Uferzonen gehören zu den nach Bundesnaturschutzgesetz (BNatSchG, in der Fassung vom 21.6.2005) zu schützenden Biotopen⁵⁴. Der für Entscheidungen über die Nutzung von Flussgebieten relevante Auftrag des BNatSchG lautet: „Natürliche oder naturnahe Gewässer sowie deren Uferzonen und natürliche Rückhalteflächen sind zu erhalten, zu entwickeln oder wiederherzustellen. ...“ (BNatSchG § 2 I Nr. 4)

Darüber hinaus beinhaltet das BNatSchG mit der Änderung vom 23. März 2002 eine deutliche Aufforderung an die Länder, die Landschaftsplanung als Fachplanung des Naturschutzes zu konkretisieren und flächendeckend Landschaftspläne aufzustellen. Damit soll die mit diesem Instrument potenziell mögliche quantitative Steuerung der Flächeninanspruchnahme endlich umgesetzt werden. Die ebenfalls durch das BNatSchG bestimmte Eingriffsregelung ermöglicht in der Planungspraxis daneben eine Feinsteuerung und Lenkung der Flächeninanspruchnahme auf weniger sensible Flächen. Doch existieren nach Einschätzung der Projektgruppe „Verminderung der Flächeninanspruchnahme“ (2004: 18) derzeit noch Defizite im Vollzug dieser Regelung, die Wirksamkeit dieses Instruments ist noch nicht ausgeschöpft.

Ebenfalls von Bedeutung ist in diesem Zusammenhang das Bundesbodenschutzgesetz (BBodSchG, in der Fassung vom 9.12.2004). Trotz bereits zu beobachtender positiver Auswirkungen auf den nachhaltigen Umgang mit der Ressource Boden in der relativ kurzen Zeit seit der Einführung dieses Gesetzes im Jahr 1998 muss auf die noch geringe Effektivität einzelner Regelungen bezüglich der Verminderung der Flächeninanspruchnahme hingewiesen werden (vgl. Projektgruppe „Verminderung der Flächeninanspruchnahme“ 2004: 16).

12.3.5 Auswirkungen des nationalen rechtlichen Rahmens

Als wichtigste Beeinflussung der Bodenmärkte auf nationaler Ebene muss die kommunale Flächennutzungsplanung im Rahmen der Raumordnung gesehen werden. Die Untersuchung von Vaillancourt und Monty (1985) zur Einführung von so genannten „zoning restrictions“ zum

⁵³Amtshaftung ist die Haftung des Staates und seiner Beamten. Von Bedeutung ist in diesem Zusammenhang, ob der Beamte hoheitlich oder privatrechtlich gehandelt hat. Im hoheitlichen Bereich haftet der Staat anstelle des Amtswalters, wenn die Tatbestandsmerkmale des § 839 BGB und die Voraussetzungen des Art. 34 Grundgesetz gegeben sind. Bei privatrechtlichem Handeln tritt dagegen die Staatshaftung nach Art. 34 Grundgesetz nicht ein. Hier haftet der Beamte nach § 839 BGB selbst. Neben dem Beamten haftet der Staat für leitende Beamte mit Organstellung nach §§ 31, 89, 823 BGB, für die übrigen Beamten nach § 831 BGB.

⁵⁴siehe auch: BNatSchG § 30 Gesetzlich geschützte Biotope I Satz 1 Nr. 1, 2, 4, 6; § 31 Schutz von Gewässern und Uferzonen

Schutz der Landwirtschaftsfläche in der Provinz Quebec zeigen, dass sich in einem stadtnahen Gebiet die Maßnahme „zoning“ negativ auf die Preise von Landwirtschaftsflächen auswirken kann. Und dies kann einen Anreiz für verstärkte Anstrengungen von Flächeneigentümern zur Umwandlung ihrer Landwirtschaftsflächen in Siedlungsflächen bedeuten, was u.U. zu übermäßiger Besiedlung entgegen der Intention der eigentlichen Maßnahme „zoning“ führt.

Nutzungseinschränkungen in Flussgebieten, z.B. im Rahmen des Wasserhaushaltsgesetz (WHG) oder der Düngeverordnung (DüngeVO) mit z.T. sehr detaillierten Regelungen, zeigen eine unmittelbare Wirkung auf den Bodenmarkt. WHG, Abfall-Ablagerungs-Gesetz (AbfAbIV) und Bundesnaturschutzgesetz (BNatSchG) haben eine eher negative Wirkung auf die Bodenpreise, wohingegen eine Anwendung der DüngeVO und verschiedener steuerlicher Vorschriften eine Erhöhung der Bodenpreise auslösen (Drescher und McNamara 2000: 235). Daneben muss stets § 5 BNatSchG zur Guten Fachlichen Praxis der Land-, Forst- und Fischereiwirtschaft berücksichtigt werden.

Als negative Folgen der öffentlichen Beeinflussung des Bodenmarktes stellt Hilber (1997: 12) zum einen die Anpassung der Märkte auf die Nachfrage- und Angebotsverschiebungen als Reaktion auf die Staatseingriffe fest. Zum anderen werden Verteilungseffekte generiert, die tendenziell zugunsten reicherer Bevölkerungsschichten wirken. Daneben kommt es zu Wohlfahrtsverlusten infolge Rent-Seeking-Verhaltens: der Einsatz von Mitteln für Lobbying⁵⁵ ist aus volkswirtschaftlicher Sicht als Ressourcenverschwendung anzusehen und hat u.U. einen suboptimalen Mitteleinsatz des Staates bzw. der Kommune zur Folge (Hilber 1997: 12). Auswege könnte eine Mehrwertabschöpfung oder eine Bodenwertzuwachssteuer (vgl. Kantzow (1995: 81–82) und Hilber (1997: 12)), eine Flächennutzungs- bzw. Neuversiegelungssteuer oder eine kombinierte Bodenwert- und Bodenflächensteuer bieten (vgl. Projektgruppe „Verminderung der Flächeninanspruchnahme“ 2004: 23). Die beiden letzteren Instrumente könnten insbesondere zu einer Mobilisierung von ungenutztem Bauland und Brachflächen beitragen.

Daneben sind wohnpolitische und steuerliche Maßnahmen, wie die Wohnungsbauförderung oder die Ermöglichung von Sonderabschreibungen, bei der Betrachtung des Grundstücksmarktes für die Entwicklung der Bodenpreise relevant. Solche Maßnahmen sollen zwar dem Abbau räumlicher Disparitäten dienen, können aber auch Unvollkommenheiten des Bodenmarktes verstärken⁵⁶ (Arlt et al. 2000). Die Projektgruppe „Verminderung der Flächeninanspruchnahme“ (2004: 22) weist darauf hin, dass die geltende Grundsteuer keine Anreize zur Minderung der Flächeninanspruchnahme bietet, vielmehr durch die Bewertungsregelungen für bebaute Grundstücke sogar die stärker Fläche beanspruchende Bebauung mit Einfamilienhäusern gegenüber Mehrfamilienhäusern begünstigt.

⁵⁵Beeinflussung der kommunalen Entscheidungsträger zugunsten der Ausweisung von Bauland auf bestimmten Grundstücken.

⁵⁶So führten die Sonderabschreibungen nach §§ 3 und 4 des Gesetzes über Sonderabschreibungen und Abzugsbeträge im Fördergebiet (FöGbG) in den 1990er Jahren zu einem Bauboom in Ostdeutschland, der nicht am realen Bedarf orientiert war.

Schließlich deuten Schätzergebnisse auf eine signifikant positive Beziehung zwischen dem Umfang öffentlicher Leistungen und den Häuserpreisen sowie eine signifikant negative Beziehung zwischen den Häuserpreisen und dem Ausmaß der Steuerlast hin, sofern eine Besteuerung des Realvermögens, wie etwa in den USA, vorliegt (vgl. Hilber 1997: 11-12). Bei einer Besteuerung des Einkommens, wie in der Schweiz und in Deutschland, ist das Maß für das lokale öffentliche Leistungsangebot (Ausgaben für Kultur und Freizeit) signifikant positiv mit dem Immobilienpreis und den Mieten, nicht aber mit dem Bodenpreis verbunden. Der Steuersatz hängt wiederum signifikant negativ mit Boden- und Immobilienpreisen sowie den Mieten zusammen.

Ein wesentlicher Teil kommunaler Tätigkeit schlägt sich demnach in den Bodenpreisen nieder (Hilber 1997: 12). Die Voraussicht darüber, wer die Kosten des Hochwasserschutzes sowie möglicher Hochwasserschäden trägt, bestimmen den Bodenpreis in Flussauen offensichtlich ebenfalls in erheblichem Maße.

Auf die Probleme des Bodenmarktes, die sich insbesondere durch Entscheidungen über Flächennutzungen auf kommunaler Ebene ergeben, geht der folgende Abschnitt genauer ein.

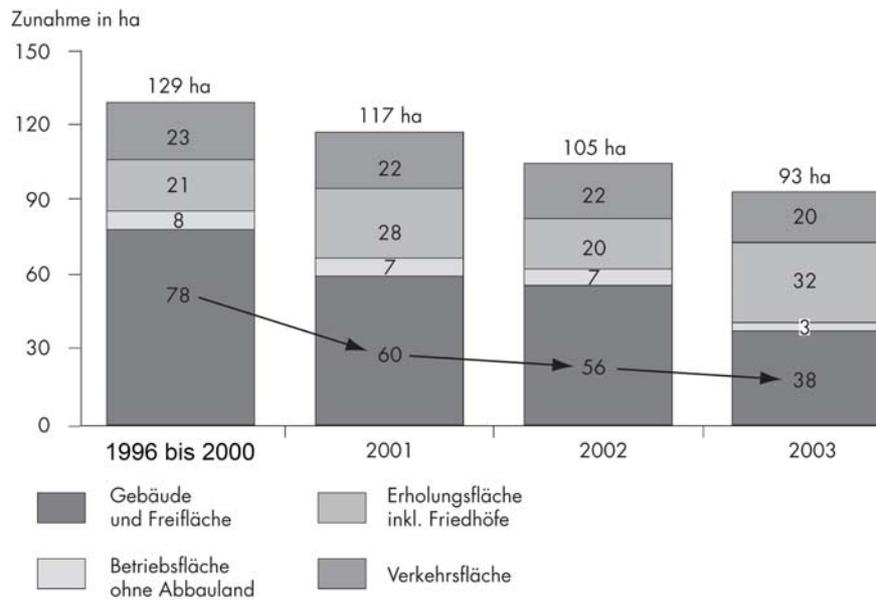
12.4 Flächeninanspruchnahme auf kommunaler Ebene

Flächennutzungsstrukturen sind das Resultat einer Vielzahl von Einzelentscheidungen, wobei häufig Konkurrenzen bzw. Konflikte auftreten (Arlt et al. 1999a: 2). Gegenwärtig ist trotz gegenläufiger Bevölkerungsentwicklung eine weitere Ausbreitung der Siedlungs- und Verkehrsflächen zu beobachten (vgl. Abbildung 11.2). Dafür benennt Abschnitt 12.4.1 mehr oder weniger eindeutige Ursachen.

Wie Abbildung 12.6 zeigt, ist derzeit jedoch nach einem stetigen Wachstum bis ins Jahr 2000 ein rückläufiger Trend der *Zunahme* der Siedlungs- und Verkehrsflächen zu beobachten. Der Zielsetzung der Bundesregierung, wonach eine Flächeninanspruchnahme von immerhin noch 30 ha *pro Tag* im Jahr 2020 erreicht werden soll, steht gegenwärtig eine tägliche Rate von ca. 93 ha gegenüber (Berechnung nach: Statistisches Bundesamt 2004: Tabelle 2).

Bei diesen Betrachtungen ist zu berücksichtigen, was auch Jörissen (2004: 8–9) betont: Der aktuelle Verlauf der Flächeninanspruchnahme ist laut Expertenmeinung im Wesentlichen auf die gegenwärtige konjunkturelle Entwicklung und den damit in Zusammenhang zu bringenden Einbruch bei den Bauinvestitionen zurückzuführen. Bei einer wirtschaftlichen Erholung, so wird erwartet, nimmt auch der Flächenverbrauch wieder zu.

Schließlich muss mit Jörissen (2004: 10–11) auf die bisher weitgehend unberücksichtigt gebliebene *indirekte Flächeninanspruchnahme* durch Lärm- und Schadstoffbelastung, Landschaftszerschneidung, Flächenentwertung durch gebaute Barrieren, Lärmschutzwände und Sickergräben hingewiesen werden. Diese Beanspruchung ist in Flächenstatistiken nicht enthalten,



Anmerkungen: Schleswig-Holstein ab 2001 geschätzt. Die Zunahmen der Erholungsflächen in Ost wie auch der starke Rückgang neuer Gebäude- und Freiflächen speziell für Nordrhein-Westfalen sind vermutlich in erheblichem Masse auf statistische Ursachen zurückzuführen.

Abbildung 12.6: Tägliche Zunahme der Siedlungs- und Verkehrsfläche 1996 bis 2003 (Quelle: Laufende Raumbewertung des BBR. Datengrundlage: Flächenerhebung nach Art der tatsächlichen Nutzung des Bundes und der Länder, Statistisches Bundesamt), aus: Schultz und Dosch (2005: 8, verändert)

hat jedoch starke Auswirkungen auf die Artenvielfalt und das Landschaftsbild, mithin die Möglichkeiten wohnungsnaher Erholung in Deutschland. Die Zahl der verkehrssarmen Räume von mehr als 100 km² Größe – d.h. Lebensräume mit ausreichender Größe für wildlebende Tiere und Pflanzen – ist in den vergangenen Jahren stark gesunken und macht nur noch einen Anteil von 22 % der Gesamtfläche der Bundesrepublik Deutschland aus (BfN 2002: 42). Ursache ist vor allem auch die im europäischen Vergleich nach den Niederlanden, Belgien und Luxemburg höchste Netzdichte der Fernverkehrsinfrastruktur (Straßen, Eisenbahnlinien und Wasserstraßen). Neben der Verdichtung des Verkehrswegenetzes hat auch die Nutzungsdichte der Verkehrswege in der Vergangenheit stark zugenommen (vgl. Jaeger 2004: 5–6). Ein Trend, der weiter anhalten soll – so sieht der Bundesverkehrswegeplan (vgl. u.a. BMVBW 2003: 62) bis zum Jahr 2015 durch den Bau zusätzlicher Autobahnen und Bundesstraßen eine weitere Verdichtung des Verkehrsnetzes vor.

12.4.1 Die Ursachen des „Flächenverbrauchs“

Es lassen sich vier Gruppen von Ursachen für die trotz des in Deutschland zu beobachtenden Bevölkerungsrückgangs stete Ausbreitung der Siedlungs- und Verkehrsflächen identifizieren. Diese sind in Tabelle 12.1 zusammengefasst. Wesentlich für die Ausdehnung von Siedlungsflächen, damit einher gehende Funktionsentmischung, zunehmende Distanzen und den hohen Anteil der Verkehrsfläche ist vor allem die mit den technisch-ökonomischen und gesellschaftlichen Veränderungen verbundene Wohlstandsteigerung in Deutschland. Doch auch die bestehenden Planungs- und Finanzkompetenzen der Kommunen lassen diese das Leitbild der „gegliederten und geordneten Stadt“ mit einem autoorientierten Verkehrs- und Städtebau, mithin eine expansive Flächenausweisungspolitik verfolgen – in dem gegebenen föderalen Finanzsystem ist es für die Kommunen finanz- und steuerpolitisch rational, sich flächen„verbrauchend“ zu verhalten und aus gesamtgesellschaftlicher Sicht übermäßig Bauland auszuweisen, wie Abschnitt 12.4.2 zeigt.

Einen sehr wichtigen Beitrag zum Flächen„verbrauch“ leisten auch die staatliche finanzielle Förderungen des Wohnungs- und Infrastrukturausbaus sowie inzwischen reduzierte⁵⁷ Steuerergünstigungen für Pendler. Insbesondere die ebenfalls heute herabgesetzte Eigenheimzulage⁵⁸ scheint ein politisches Instrument zu sein, das vor allem *negative* Auswirkungen auf den Flächen„verbrauch“ hat. Die Priorität der Wohnungseigentumsförderung und die Gleichsetzung der staatlichen Förderung gesunder und familiengerechter Wohnungen mit Eigenheimförderung ist gesetzlich normiert. Die Eigentumspräferenz scheint jedoch nur sehr bedingt das Ergebnis einer rationalen ökonomischen Entscheidung zu sein (vgl. Hentschel 1999: 668). Die Nachfrage nach Eigenheimen ist relativ politikresistent. Zwar zinsempfindlich und abhängig von der Baulandverfügbarkeit, ist sie jedoch weniger gesamtwirtschaftlich als demografisch determiniert,

⁵⁷Vgl. Siegel (2005: 2)

⁵⁸Vgl. Siegel (2005: 2)

Ursachen der Flächeninanspruchnahme		Folgen bzw. Symptome
Sozio-ökonomische Entwicklung	technisch-ökonomische und gesellschaftliche Veränderungen	⇒ Zunahme der spezifischen Flächenansprüche (m ² je Person) für Wohnen, Produktion, Handel, Bildung, Freizeit; zunehmende Motorisierung
Siedlungs-Strukturkonzepte/ Planungsleitbilder	Wohnen im Eigenheim/ im Grünen; autogerechte Stadt	⇒ disperse, flächenaufwändige Siedlungsstruktur
Öffentliche Förderung	staatliche finanzielle Förderung von Wohnungs- und Infrastrukturausbau (intensive Eigenheimförderung, Straßenbauprogramme, steuerliche Vergünstigungen [„Entfernungspauschale“]); europäische Wirtschaftsförderung (GRW, EFRE)	⇒ flächenaufwändige Siedlungs- und Verkehrsformen
Bodenökonomie	Bodenpreisgefälle in der Stadtreion; fehlende Inwertsetzung der ökologischen Funktionen der endlichen Resource Boden im Bodenpreis	⇒ neuer Flächenverbrauch statt Revitalisierung innerstädtischer Siedlungsbrachen

Tabelle 12.1: Ursachen und Folgen der Flächeninanspruchnahme für Siedlungs- und Verkehrszwecke, nach: BUND (2004: 13–18), Apel et al. (2000: 23–25), Schultz und Dosch (2005: 7), BBR (2003: u.a. 22–24)

was hohe Mitnahmeeffekte bei der Eigenheimzulage bedeutet – viele Eigenheimbesitzer hätten wahrscheinlich auch ohne diesen Anreiz gebaut. Anders als unternehmerische Investoren sind diese weniger konjunkturrempfindlich und *weniger empfänglich für staatlich gewährte Anreize* (vgl. Hentschel 1999: 670).

Eine entscheidende Steuerungsgröße der Art der Flächennutzung und für die Ansiedlung von Unternehmen und Privathaushalten ist schließlich der Bodenpreis – trotz planerischer Gestaltung und fiskalischer Lenkung (vgl. BUND 2004: 17). Über die Bodenpreise können prinzipiell wichtige Anreize zum flächensparenden Bauen vermittelt werden. Verschiedene gesellschaftliche und umweltrelevante Funktionen des Bodens und der Landschaft schlagen sich jedoch *nicht* in den Marktpreisen des Bodens nieder, v.a. wirtschaftliche Verwertbarkeit und lokale Knappheiten bestimmen die Preise, so dass von einem Marktversagen gesprochen werden muss.

Staatliche Eingriffe sollten dieses Versagen ausgleichen bzw. aufheben. Doch auf dem Bodenmarkt wirken die existierenden planerischen und finanzpolitischen Instrumente nach BUND (2004: 17) überwiegend in die falsche Richtung: die Umwandlung von landwirtschaftlich ge-

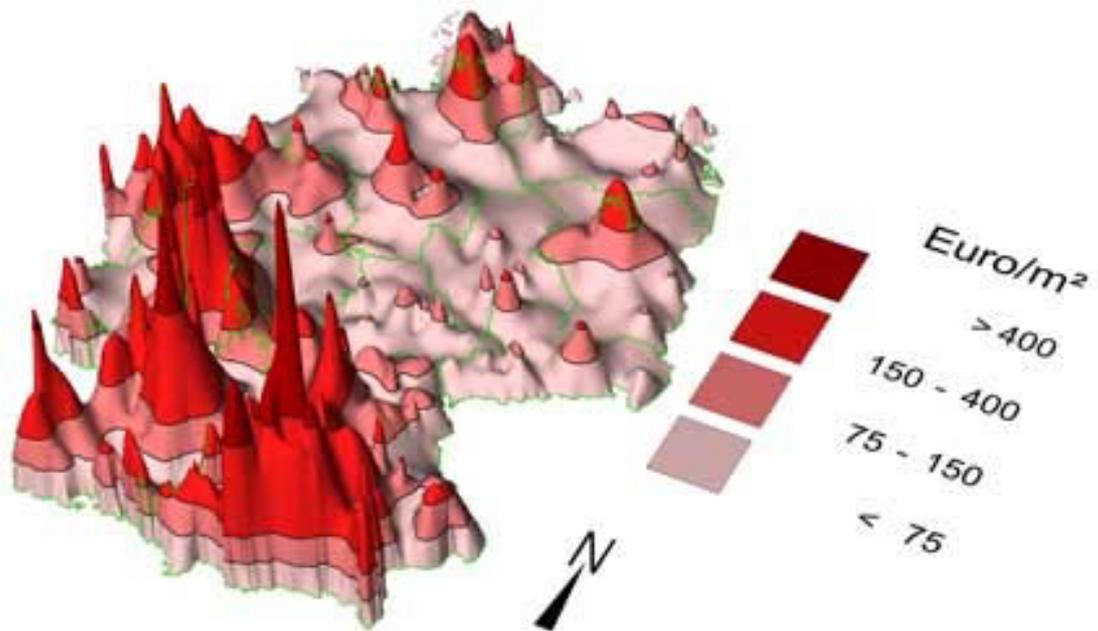


Abbildung 12.7: Baulandpreise in Deutschland 2001, aus: BBR (2003: 24)

nutztem Land in Bauland ist für die Grundstückseigentümer meist wesentlich einträglicher als eine weitere landwirtschaftliche oder anderweitige naturnahe Nutzung. Der BUND (2004: 17) macht deutlich, dass dadurch verursachtes Lobbying sowie ein eindeutiges Interesse der kommunalen Entscheidungsträger an durch die Ausweisung von Bauland möglichen Einnahmen daher zu erheblichen Fehlallokationen bei Entscheidungen über Flächennutzungen führen.

Niedrige Preise von Freiflächen (land- oder forstwirtschaftlich bzw. für den Naturschutz genutzt) führen zu dem in Abbildung 12.7 dargestellten, z.T. sehr starken Bodenpreisgefälle in Deutschland in der Peripherie von Siedlungsgebieten, was neben den staatlichen Fördermaßnahmen (neben Eigenheimzulage und Entfernungspauschale insbesondere auch durch die Grundsteuer – vgl. §§ 14 und 15 GrStG zur steuerlichen Begünstigung von Ein- und Zweifamilienhäusern) zu einer verstärkten Bautätigkeit in diesen Bereichen statt auf innerstädtischen Brachflächen beiträgt. Entsprechend wuchsen zwischen 1992 und 2003 die suburbanen Kreise im Umland der Kernstädte in absoluten Zahlen am stärksten. Auch relativ haben die Kernstädte auf Grund des hohen Bestandsniveaus relativ niedrige Zuwachsraten, die höchsten hingegen die ländlich verdichteten Kreise (Schultz und Dosch 2005: 7–8). Die dabei zu verzeichnenden Flächenproduktivitätssteigerungen (vgl. auch Richardson 1977: 69) werden nach Arlt et al. (1999a: 3) grundsätzlich durch Siedlungs- und Verkehrsflächenwachstum getragen und von einer Zunahme der Bodenversiegelung begleitet.

Exkurs zu Beeinflussung und Wirkung der Bodenpreise

Bodenpreise sind einerseits Ausdruck eines komplexen Wirkungsgefüges aus bodenmarktbezogenen Makro- und Mikrofaktoren⁵⁹ und staatlichen Regelungen. Andererseits wirken sie als strukturbildender Faktor, da urbane Entwicklungsprozesse wie die räumliche Trennung betrieblicher Funktionen, die sozialräumliche Segregation bzw. die Suburbanisierung von Wohnen und Arbeiten, durch die herrschenden Bodenpreise beeinflusst werden. Wirtschafts-, Sozial- und Raumstruktur stehen also mit den Bodenpreisen in Wechselwirkung (vgl. Arlt et al. 1999b: 1).

Die kommunale Flächennutzungsplanung (FNPg) bestimmt durch die Festlegung von Nutzungsart und Nutzungsintensität die Nutzungsrechte und somit den erzielbaren Bodenertrag und den Bodenpreis – in der Schweiz z.B. übersteigen die Preise für Wohnbauland die Preise für Landwirtschaftsland z.T. um das 50- bis 100-fache (vgl. Hilber 1997: 11). Es zeigt sich, dass zum einen durch die FNPg eine Reduktion des Marktversagens durch die Schaffung von Nutzungssicherheit und die Bereitstellung öffentlicher Güter erreicht, der Bodenpreis somit erhöht wird. Zum anderen schränkt die Festlegung von Nutzungsrechten die Nutzungsmöglichkeiten ein, was einen negativen Effekt auf den Bodenpreis hat. Im Einzelfall kann sowohl der eine als auch der andere Mechanismus überwiegen. Untersuchungen legen gleichwohl den Schluss nahe, dass eine staatliche FNPg einer „reinen“ Marktlösung ohne jegliche staatliche Eingriffe aus wohlfahrtstheoretischer Sicht überlegen ist (Hilber 1997: 11).

Siegel (2005) macht deutlich, dass Ort, Art und Umfang der Inanspruchnahme von Flächen für Siedlungszwecke maßgeblich von den Bodenpreisen bestimmt werden. Hohe Preise signalisieren Knappheit und veranlassen zu einem sparsamen Umgang mit der Fläche. *Entscheidend für diese Steuerungswirkung* ist u.a., dass die Kosten, die im Zusammenhang mit dem Erwerb und der Nutzung eines Grundstückes entstehen, auch den tatsächlichen Aufwendungen entsprechen, die von der Gemeinschaft für Planung, Erschließung und Versorgung aufzubringen sind. Es gibt jedoch deutliche Hinweise darauf, dass die relativ hohen Kosten besonders Flächen zehrender Siedlungsformen ihren Nutznießern teilweise nur unvollständig in Rechnung gestellt werden, während die Bewohner verdichteter und daher kostengünstig zu erschließender städtischer Gebiete in einer Art Mischkalkulation mit zur Finanzierung aufwändigerer Siedlungsformen herangezogen werden.

Neuere Untersuchungen zeigen laut Siegel (2005), dass die von den Kommunen ganz oder teilweise zu tragenden Kosten für Planung, Erschließung und anschließende Versorgung von Neubaugebieten häufig über die langfristig zu erzielenden Einnahmen aus den Steuern der

⁵⁹Hilber (1997) benennt drei wichtige Einflüsse auf die Bodenpreise:

- die Zonenplanung (bzw. Flächennutzungsplanung in Deutschland),
- der Bau bzw. die Verbesserung von Infrastruktur und
- fiskalische Unterschiede zwischen verschiedenen Gebietskörperschaften.

Vgl. auch Abschnitt 12.3

Bewohner hinausgehen. Ähnliches gilt offensichtlich auch für Gewerbegebiete.

Die hohen Baulandpreise verfehlen ihre Wirkung, wenn die Kostenwahrheit nicht gewahrt wird. Die nicht eingeforderten Erschließungs- und Versorgungskosten können als eine gegenleistungslose Subvention an die Grundbesitzer angesehen werden. Und dies könnte eine Ursache dafür sein, dass die herrschenden Baulandpreise nicht zu einem sorgsamem Umgang mit der Fläche veranlassen, sondern im Gegenteil als Anreiz für vermehrte Aktivitäten zur Umwandlung von Landwirtschaftsfläche in Bauland angesehen werden müssen.

12.4.2 Spezielle Situation in Flussauen

Die Situation in Flussauen ist komplex – es existiert eine Vielzahl von Beziehungen und Wechselwirkungen gerade auf den Bodenmärkten in Flussgebieten. Aufgrund der Flussnähe spielen Oberlieger-Untерlieger-Beziehungen eine wichtige Rolle. Entscheidungen über Hochwasserschutzanlagen wirken sich auch auf die Nutzbarkeit von Flächen aus, die sich nicht in unmittelbarer Nähe des Flusses befinden.

Einige Aussagen können dennoch auf dem hier möglichen abstrakten Niveau getroffen werden. Eine schematische Darstellung wichtiger Zusammenhänge findet sich in Abbildung 12.9, welche gerade die *lokalen*⁶⁰, kommunalen Entscheidungen über Baulandbereitstellung, Einflüsse darauf und Auswirkungen dieser im besonderen Rahmen der Flussgebiete beleuchtet.

Die relevanten Flächennutzungsarten sind hier *außerhalb der Flussaue* landwirtschaftlich genutztes Land bzw. Bauland (Synonym für die betrachtete Kommune), *in der Flussaue* zunächst nur mehr oder weniger naturnahes Grünland (Feuchtgebiete i.w.S.), das dem Besiedlungsdruck der sich ausbreitenden Kommune ausgesetzt ist. Es wird hier ausschließlich die Entwicklung der Kommune in Richtung Fluss betrachtet.

Eine ursprünglich nicht von Hochwasserereignissen betroffene Kommune stößt in diesem Beispiel im Laufe ihrer Entwicklung in die angrenzende Flussaue vor. Eine Bevorzugung der dort befindlichen Flächen ergibt sich nicht nur aus Gründen der Lage („Naturnähe“, „Naturschönheit“) und Eigenschaften der Flächen (ebener Baugrund) sondern auch aufgrund der speziellen politischen und rechtlichen Rahmenbedingungen, deren Zusammenspiel hier näher erläutert werden soll.

Werden die anderen möglichen Entwicklungsrichtungen der Kommune ausgeblendet, so lässt sich entlang des hellblauen Pfeils aus Abbildung 12.8 das in Abbildung 12.9 dargestellte Verhalten von Bodenpreisen und Erschließungs- bzw. Nutzungskosten ablesen. Folgende der Abbildung 12.9 zugrundeliegenden Annahmen müssen dabei berücksichtigt werden:

⁶⁰Auswirkungen des Deichbaus bzw. der Erhaltung von Überschwemmungsflächen auf Unterlieger, aber auch die Auswirkungen der verkehrsbedingten CO₂-Emissionen sollen hier keine Rolle spielen.

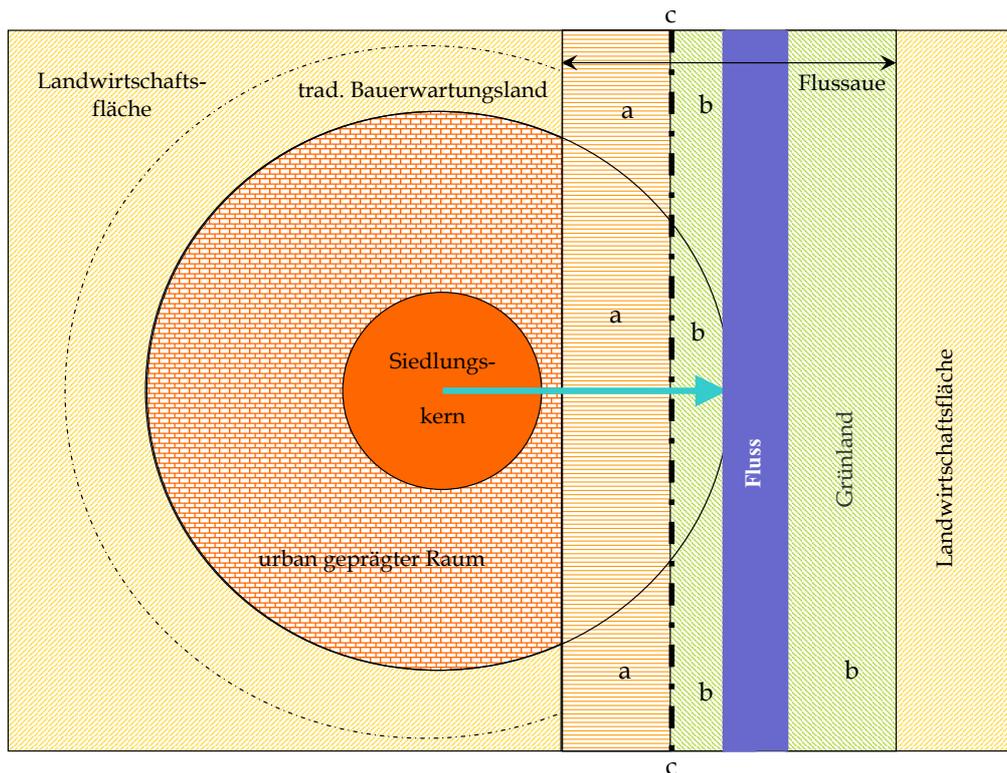


Abbildung 12.8: Flussnahe Flächennutzungen, dabei: a = bevorzugtes Bauland im überschwemmungsgefährdeten Bereich der Flussaue, b = Überschwemmungsgebiet, c-c = Hochwasserschutzdeich, eigene Darstellung

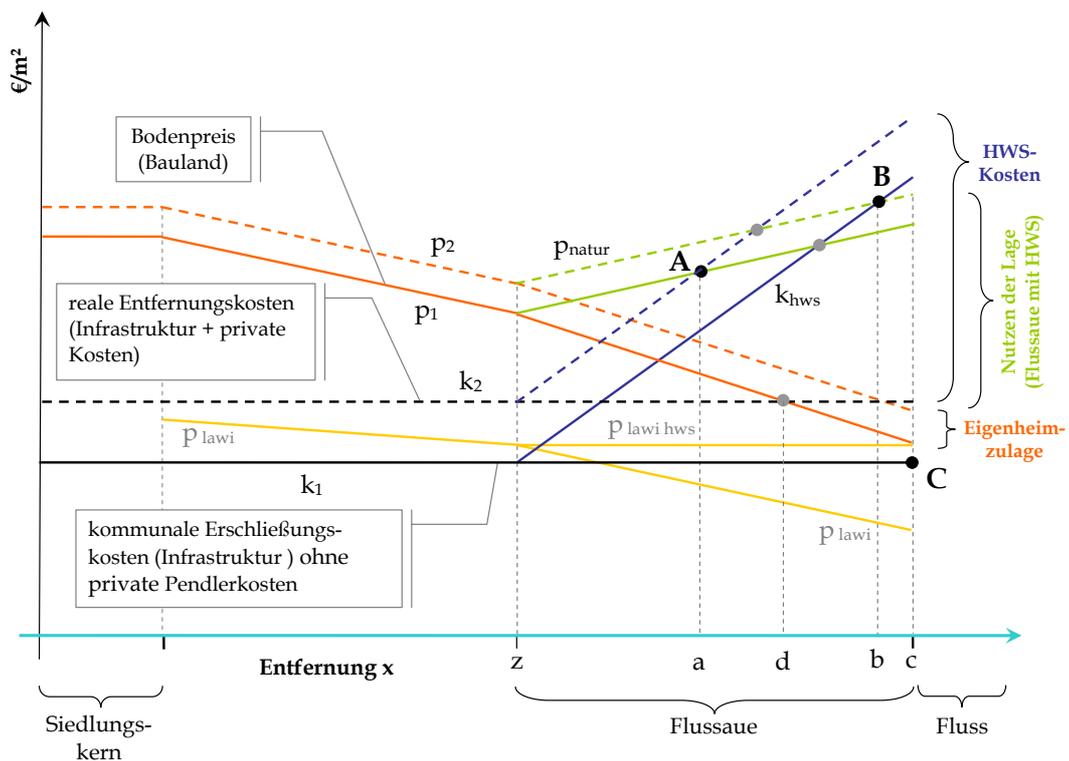


Abbildung 12.9: Entscheidungsrahmen der erschließenden Kommune: Erschließungskosten und Bodenpreise in Abhängigkeit von der Entfernung zum Siedlungskern, eigene Darstellung

1. Alle Kosten bzw. Nutzen (Erschließung, Erreichbarkeit, Hochwasserschutz, Naturnähe etc.) wurden auf den zu erschließenden m^2 bezogen, die Kurven drücken die Kosten bzw. Nutzen aus, die mit der zusätzlichen Entfernung eines m^2 vom Entwicklungszentrum einhergehen.
2. Die gesamte erschließbare Fläche befindet sich im Eigentum der erschließenden Kommune und soll zu Preisen p veräußert werden.
3. Die Kosten der Versorgung der künftigen Einwohner und zu erwartende Steuereinnahmen gleichen sich aus und bleiben daher unberücksichtigt⁶¹.
4. Grunderwerbs- und Grundsteuer bleiben unberücksichtigt.
5. Je näher ein m^2 Boden innerhalb der Flussaue am Fluss liegt, desto höher ist der dafür erzielbare Bodenpreis.
6. Je näher ein m^2 Boden innerhalb der Flussaue am Fluss liegt, desto höher sind die zu dessen Schutz vor Hochwasser notwendigen Kosten – wenn nur dieser m^2 geschützt wird (durch einen Ringdeich etc., vgl. Abschnitt IV.16.2)⁶².
7. Der Einfluss der Eigenheimzulage auf die Entscheidung der Kommune über die Erschließung einer Fläche wird hier über einen Aufschlag auf den zu erzielenden Bodenpreis abgebildet, da diese unabhängig von der Lage des Standorts gewährt wird. Es wird also angenommen, dass der Flächeneigentümer, hier die Kommune, die durch die Eigenheimzulage erhöhte Zahlungsbereitschaft für Grundstücke abschöpft – nach Ahlert et al. (2004: 31) stellt diese Zulage einen wesentlichen Bestandteil der Baufinanzierung von Eigenheimen dar, im Durchschnitt bedeutet deren Wegfall einen Anstieg der Finanzierungskosten um ca. 9%.

Tatsächlich lassen die Untersuchungen von Ahlert et al. (2004: 31–36) den Schluss zu, dass ein Wegfall der Eigenheimzulage zu einer verstärkten Abschwächung der täglichen Zunahme der Siedlungs- und Verkehrsfläche führt, insbesondere, wenn *nur die Eigenheimzulage für Neubauten* entfällt. Der Preis für baureifes Land und der Baulandpreis fallen geringer aus als mit dieser Zulage. Ein Effekt, der durch die eben schon erwähnte einseitige Kürzung der Zulage nur für Neubauten noch verstärkt wird (vgl. Ahlert et al. 2004: 35).
8. Die Höhe der Pendlerpauschale wird mit den tatsächlich anfallenden *privaten* Verkehrskosten gleichgesetzt.

⁶¹In der Realität ist allerdings davon auszugehen, dass die von den Kommunen zu tragenden Kosten der Erschließung und Versorgung über die langfristig zu erzielenden Einnahmen aus den Steuern der Bewohner hinausgehen, wie Siegel (2005: 2) hervorhebt.

⁶²Diese Annahme vereinfacht die Betrachtung, da bei einem linearen Deich die Zuordnung der Hochwasserschutzkosten auf einen bestimmten m^2 nicht ohne weiteres möglich ist.

9. Die Pendlerpauschale wird, wie in Ahlert et al. (2004: 36), vereinfachend als eine Subventionierung der variablen Kosten des privaten Verkehrs behandelt. Ihr Wegfall bewirkt in einem zwanzigjährigen Betrachtungszeitraum eine reduzierte Zunahme der Siedlungs- und Verkehrsfläche, danach allerdings deuten diese Simulationen wieder ein ähnliches Wachstum der Siedlungs- und Verkehrsfläche wie im Basisszenario⁶³ hin, wenn auch auf niedrigerem Niveau.

Unter diesen Voraussetzungen lassen sich vier relevante Fälle ableiten.

Fall I Eine Siedlung dehnt sich außerhalb des Flussgebietes aus, es werden keine Subventionen ausgeschüttet, alle *lokalen* Kosten und Erträge werden bei der Entscheidung über die Erschließung von Bauland berücksichtigt.

Abbildung 12.9 zeigt das schon im vorangegangenen Abschnitt betonte Bodenpreisgefälle zwischen Kern-Siedlungsbereichen und dem Umland. Je weiter entfernt von dem zentralen Siedlungskern ein m^2 Bauland liegt, desto geringer ist der dafür zu erzielende Preis p_1 auf dem Bodenmarkt. Eine Tatsache (vgl. Abbildung 12.7), die sich u.a. auf das sich geometrisch vergrößernde Angebot an potenziellem Bauland (vgl. Abbildung 12.8) zurückführen lässt. Gleichzeitig ergeben sich je neu erschlossenem m^2 (mit zunehmender Entfernung x) Erschließungskosten (Verkehrs- und weitere Versorgungsinfrastruktur) in Höhe von k_1 . Zusätzlich müssen mit der Entfernung von Siedlungskern Entfernungskosten $k_2 - k_1$ (Energie/Treibstoff und Fahrzeugabnutzung) berücksichtigt werden⁶⁴. Es ergibt sich eine maximale Ausdehnung der Siedlungsfläche bis zu einem Punkt, da die Erschließung eines zusätzlichen Quadratmeters ebensoviel Kosten verursacht wie durch die Erschließung eingenommen werden kann (Verkauf des erschlossenen m^2 auf dem Bodenmarkt zum Preis p_1) – im Beispiel aus Abbildung 12.9 bedeutet dies eine Ausdehnung der Siedlung bis zum Punkt d . Für jeden m^2 , der darüber hinaus erschlossen wird, liegen die Kosten der Erschließung und der Erreichbarkeit höher als der dafür zu erzielende Bodenpreis (als Synonym für den Grenznutzen einer zusätzlichen Flächeneinheit)⁶⁵.

Fall II Eine Siedlung erweitert sich in ein benachbartes Flussgebiet, es werden keine Subventionen ausgeschüttet, alle lokalen Kosten und Nutzen (Naturschönheit der Flussau etc.) werden bei der Entscheidung über die Erschließung von Bauland berücksichtigt.

⁶³Ohne Abschaffung der Pendlerpauschale, lediglich Fortschreibung des aktuellen Trends

⁶⁴Nach Richardson (1977: 68) ist ein entscheidendes Merkmal des städtischen Bodenmarktes die „...Tatsache, daß der Bodenpreis (Rente) eine inverse (i.d.R. negativ exponentiale) Funktion der Entfernung vom Stadtkern darstellt. Diese Relation zwischen Bodenpreis und Entfernung zum Zentrum zeigt den Einfluß zweier wichtiger Faktoren, Agglomerations- und sonstiger Vor- und Nachteile und Transportkosten.“

⁶⁵Es muss allerdings berücksichtigt werden, dass selbst wenn Grundstückskosten und Fahrtkosten in einem ausgeprägten, umgekehrten Verhältnis zueinander stehen, daraus nicht notwendigerweise folgen muss, dass die Haushalte tatsächlich zwischen diesen beiden Größen abwägen. Richardson (1977: 71) weist auf die Möglichkeit eines *abgeleiteten* Gesamtverhältnisses hin, was sich nur mit Mikrodaten überprüfen lässt.

Das normalerweise zu beobachtende Bodenpreisgefälle von Siedlungskern zum Umland der Siedlung hin wird nun „gestört“ durch die annahmegemäß zunehmenden Präferenzen und damit zunehmende Zahlungsbereitschaft $p_{natur} - p_1$ für einen m^2 Boden je näher dieser dem Fluss liegt. Es können also umso höhere Bodenpreise erzielt werden, je weiter die Flussaue erschlossen wird. Dieser Nutzen der Lage ergibt sich jedoch nur, wenn ein entsprechender Schutz vor den in der Flussaue möglichen Überschwemmungen gewährleistet ist. Dieser Hochwasserschutz verursacht zusätzliche Kosten der Erschließung in Höhe von $k_{hws} - k_2$.

Daraus ergibt sich eine optimale Ausdehnung der Siedlung bis zum Punkt *A*. Dieser Fall zeigt, dass es unter bestimmten Annahmen und Gegebenheiten auch aus gesamtgesellschaftlicher Sicht durchaus optimal sein kann, einen bestimmten Teil der Flussaue zu nutzen und die vorhandenen Überschwemmungsflächen einzuschränken.

Fall III Eine Siedlung erweitert sich in ein benachbartes Flussgebiet, die Kommune berücksichtigt in ihrer Erschließungsentscheidung die notwendigen Hochwasserschutzkosten (an Gewässern 2. Ordnung sind die Kreise bzw. die kreisfreien Städte für den Hochwasserschutz zuständig – vgl. die jeweiligen Landeswassergesetze) jedoch nicht die privaten Verkehrskosten und die durch den Bund gewährten Subventionen an Privatpersonen und die Kommune, wie beispielsweise Eigenheimzulagen, Bausparförderung, Pendlerpauschale und staatliche Förderung des Infrastrukturausbaus.

Unter diesen Voraussetzungen werden die Bodenpreise p_2 berücksichtigt – die vom Bund gewährte Eigenheimzulage bewirkt erhöhte Bodenpreise, wie zuvor ausgeführt. Unter dieser Konstellation ist es für die Kommune optimal fast die gesamte Flussaue (bis zum Punkt *B*) zu erschließen.

Fall IV Eine Siedlung erweitert sich in ein benachbartes Flussgebiet, die Kommune berücksichtigt in ihrer Erschließungsentscheidung weder die notwendigen Hochwasserschutzkosten (an Gewässern 1. Ordnung ist das jeweilige Bundesland für den Hochwasserschutz zuständig – vgl. die jeweiligen Landeswassergesetze) noch die privaten Verkehrskosten und die durch den Bund gewährten Subventionen an Privatpersonen und die Kommune, wie beispielsweise Eigenheimzulagen, Bausparförderung, Pendlerpauschale und staatliche Förderung des Infrastrukturausbaus.

Es zeigt sich, dass sich in diesem Fall als Ergebnis der kommunalen Flächennutzungsentscheidung eine vollständige Erschließung der Flussaue (bis zum Punkt *C*) ergeben kann.

Welcher der hier dargestellten Möglichkeiten ist nun die der Realität am nächsten liegende? Beim Vergleich des in den vorangegangenen Abschnitten dargestellten rechtlichen Rahmens der Entscheidungen über die Flächennutzung in Flussgebieten deutet einiges darauf hin, dass die Fälle *III* und *IV* die realen Verhältnisse recht gut widerspiegeln. Diese führen demnach dazu,

dass Flussgebiete über das sozial optimale Maß hinaus erschlossen und von einem natürlichen hydrologischen Regime abgeschnitten werden. Dabei wurden die externen Effekte der Bebauung von Flussgebieten und der damit einhergehenden Eindeichung auf Unterlieger und „Naturliebhaber“⁶⁶ noch nicht berücksichtigt, da diese stark abhängig von der jeweiligen lokalen Lage und Beschaffenheit der Flächen und deren daraus resultierende naturschutzfachliche und hochwasserschutztechnische Bedeutung sind.

12.4.3 Anreizstruktur bei kommunalen Entscheidungen über die Flächennutzung in Flussauen

Auf kommunaler Ebene können bestimmte Anreizstrukturen bei Entscheidungen über die Flächennutzung in Flussauen aus dem oben beschriebenen rechtlichen Rahmen abgeleitet werden. Hierbei ist v.a. das Verhältnis zwischen den Anreizen für eine Umwandlung von Landwirtschafts- und Überflutungsflächen in Bauland⁶⁷ (vgl. BBR 2003: 42) sowie für intensive Landwirtschaft einerseits und den Anreizen für die Einrichtung von Überschwemmungsflächen und extensiv genutzten Feuchtwiesen und Wiedervernässungen bzw. für die Umwandlung von intensiven Landwirtschaftsflächen (und – sehr selten – Siedlungsflächen) in Überflutungsflächen andererseits relevant (vgl. Abbildung 12.10).

Bei der Betrachtung von Entscheidungen über die Flächennutzung in Flussgebieten werden in dieser Arbeit, wie schon beschrieben (vgl. Abschnitt 10 sowie Abbildung 12.8), drei Haupttypen der Flächennutzung unterschieden: 1) Feuchtgebiete i.w.S., wozu extensiv genutzte Feuchtwiesen und -weiden ebenso gezählt werden sollen, wie mehr oder weniger ungenutzte Auwälder und Moore; 2) landwirtschaftlich intensiver genutztes Land und 3) Siedlungsfläche.

Die Hauptakteure, welche über die Art der Nutzung bzw. über deren Umwandlung entscheiden, sind zum einen die nationale bzw. die Landesregierung oder die lokale Gemeinde, auf der anderen Seite private Landbesitzer bzw. Landnutzer. Diese können entscheiden, ob eine Nutzungsart beibehalten oder verändert wird.

Auf diese Entscheidungen wirken (angedeutet durch dicke bzw. unterbrochene Pfeile in Abbildung 12.10) unterschiedliche Einflüsse mit unterschiedlicher Stärke.

Anreize für den Erhalt von Überschwemmungsräumen

Es existieren schon seit einiger Zeit verschiedene Anreize, Feuchtgebiete beizubehalten oder auszuweiten. Dies sind erstens die Agrarumweltprogramme als Bestandteile der europäischen

⁶⁶Als Synonym für all diejenigen, die direkt oder indirekt (durch reale Erfahrung oder lediglich durch das Wissen um die Existenz dieser Naturräume) Nutzen aus der „Unberührtheit“ des Flussgebietes gewinnen.

⁶⁷Z.B. durch die Bereitstellung öffentlicher Infrastruktur (Straßen und Deiche) sowie durch eine *Baulandverknappung* im Rahmen der FNPg.

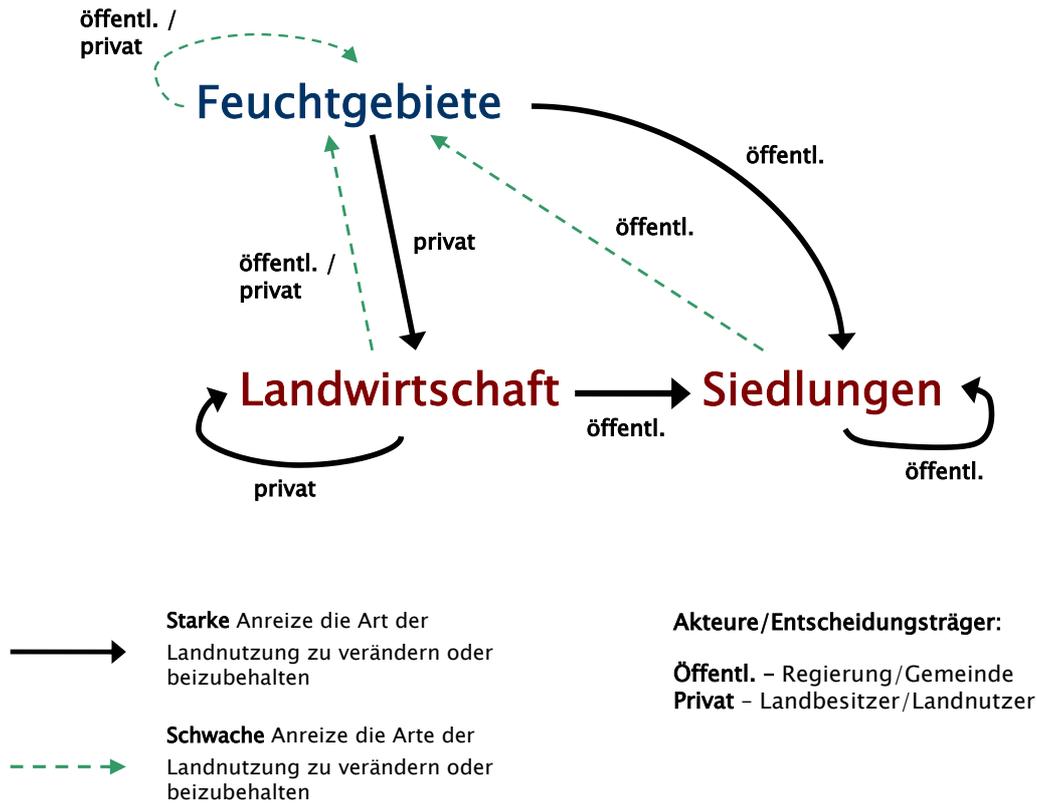


Abbildung 12.10: Anreize bezüglich Beibehaltung/Veränderung der Flächennutzung in Flussgebieten, eigene Darstellung

Agrarpolitik, die u.a. eine den speziellen Gegebenheiten der Flussgebiete angepasste Landnutzung z.B. in Form von „extensiven“ Feuchtwiesen oder -weiden mit einem reduzierten Einsatz von Maschinen, Dünger, Pesticiden etc. vor allem über Flächenzahlungen fördert. Zweitens fordert und unterstützt das nationale Recht die Beibehaltung oder Ausweitung von Überschwemmungsflächen (in ROG und WHG).

Doch die Wirkung dieser Regelungen und Gesetze erscheint eher schwach („kann“-Bestimmungen etc.) und ihre Umsetzung ist eher inkonsequent (vgl. Nagl und Schönauer 2002: 9–10). Daneben stellt die Europäische Kommission fest, dass in fruchtbaren Gebieten mit intensiver Landwirtschaft (wie es in Flussebenen mit fruchtbaren Auensedimenten meist der Fall ist) die Agrar-Umweltprogramme bisher kaum Einfluss auf die Einkommen der Landwirte gezeigt haben, und bei ihrer Anwendung in solchen Gebieten beträchtliche Ertragseinbußen zu verzeichnen waren (vgl. Europäische Kommission – Generaldirektion VI Landwirtschaft 1998: 134–141). Baldock et al. (2002: 70, eigene Hervorhebungen) erkennen, wie schon erwähnt, in ihrer Untersuchung der Umweltauswirkungen der bisherigen europäischen Gemeinsamen Agrarpolitik (GAP) ebenfalls deren nur eingeschränkte Wirksamkeit.

Die Landesanstalt für Landwirtschaft des Landes Brandenburg (2003: 72–76) zieht hingegen eine im allgemeinen positive Bilanz der Förder- und Ausgleichsinstrumentarien der Europäischen Gemeinschaft, der Bundesrepublik und der Länder – danach bieten diese Instrumentarien gute und weitgehend ausreichende Voraussetzungen, Projekte zur Rückdeichung und Auwaldetablierung zu unterstützen und umzusetzen, wenn auch nach Meinung der Autoren noch Verbesserungspotenzial besteht. Allerdings wird in dieser Untersuchung auch deutlich: „Ohne Förderung kann *unter gegenwärtigen Rahmenbedingungen* das Vordeichgrünland, insbesondere unter Gewährleistung eines verbesserten Ressourcen- und Biotopschutzes und einer stärkeren Implementierung von Auenwaldarealen, nicht erhalten werden.“ (Landesanstalt für Landwirtschaft des Landes Brandenburg 2003: 72, eigene Hervorhebungen).

In einigen auf nationaler Ebene angeregten Projekten wurden in jüngerer Zeit Überschwemmungsflächen durch die Rückverlegung und/oder Schlitzung von Deichen geschaffen oder erweitert. Dies hatte natürlich auch Veränderungen der aktuellen Flächennutzung zur Folge⁶⁸. Auffällig ist jedoch, dass nationale und europäische Förderprogramme zwar Rückdeichungsprojekte unterstützen können, derartige Projekte bisher jedoch eher singuläre Maßnahmen zu sein scheinen. Daneben existieren derzeit noch keine Anreize für Landwirte, selbständig Überschwemmungsflächen einzurichten bzw. anzubieten.

Anreize zur Verringerung der Überschwemmungsräume

Anreize in die entgegengesetzte Richtung – zur Beibehaltung intensiver Landwirtschaft oder der Ausweisung von Bauland – sind zahlreicher und besitzen aktuell offensichtlich erheblich mehr Relevanz.

Private Landbesitzer bzw. die Landwirte erhalten im Rahmen der GAP Direktzahlungen und ihre Flächen werden durch öffentlich bereitgestellte Deiche geschützt. So können sie ihr Land intensiv nutzen, was nur unter Zerstörung von Feuchtgebieten durch Eindeichen und Dränung möglich erscheint. Auch sind unter den gegenwärtigen Rahmenbedingungen mit intensiver Landwirtschaft wesentlich höhere Einkommen möglich als durch die extensive Nutzung von Flussebenen.

Öffentliche Entscheidungen über die Flächennutzung bzw. die Anteile der verschiedenen Nutzungstypen im Rahmen der Flächennutzungsplanung werden von verschiedenen Überlegungen begleitet bzw. gelenkt. Zum einen müssen die Gemeinden bei der Erarbeitung der Flächennutzungspläne die Anforderungen des ROG bezüglich der Vermeidung von Flächenversiegelung und Zersiedelung gerecht werden. Zum anderen wird aber gerade durch Planung unter solchen Voraussetzungen eine Knappheit an Bauland generiert, die in im Vergleich zu

⁶⁸In einem Fall wurde auch eine Siedlung – Röderau-Süd (vgl. Anmerkungen in Fußnote 6) – zurückgebaut. Die Umstände, die dazu führten, sind allerdings etwas anders geartet als bei den sonstigen Projekten zur Einrichtung von Überschwemmungsflächen.

landwirtschaftlich nutzbaren Flächen hohen Baulandpreisen zum Ausdruck kommt. Mit der Bereitstellung von Bauland erwarten die Gemeinden erhöhte Einkommen durch Steuern, Nutzung kommunaler Einrichtungen sowie durch den kommunalen Finanzausgleich (die Höhe der daraus erfolgenden Zahlungen ist abhängig von der Einwohnerzahl).

Daneben spielt privates Lobbying bei der Betrachtung von kommunalen Entscheidungen über die Bereitstellung von Bauland oder Überflutungsfläche eine wichtige Rolle, denn die Veränderung des in der FNPg festgelegten Nutzungstyps von Landwirtschaftsfläche zu Bauland wirkt sich positiv auf den Wert der betroffenen Grundstücke aus, Entscheidungen für die Rückwidmung würden zur Verringerung des Grundstückswertes führen. Daher sind Grundstückseigentümer meist nur an bestimmten Veränderung der erlaubten Nutzungsart interessiert und versuchen die öffentliche FNPg in der von ihnen bevorzugten Richtung zu beeinflussen. Im Gegensatz dazu scheint die extensive Landnutzung in fruchtbaren Flussebenen im Rahmen der Agrar-Umweltprogramme zum Teil vom Idealismus der Grundstückseigentümer abzuhängen.

12.5 Zusammenfassung

Die in vorangegangenen Abschnitt gezeichnete Struktur der verschiedenen Anreize bei Entscheidungen über die Flächennutzung in Flussgebieten kann zu dem an den gegenwärtigen Umweltproblemen (Eutrophierung von Nord- und Ostsee, zunehmende Eintrittswahrscheinlichkeiten für Hochwasser) gemessen ungenügenden Umfang an Feuchtgebieten in Deutschland führen.

Die Anreize, die eine extensive Landnutzung angepasst an die besonderen Gegebenheiten in Flussebenen bzw. einen Rückzug menschlicher Landnutzung aus diesen Gebieten fördern, sind gegenwärtig zu schwach, vor allem auch da ihnen entgegengesetzte Anreize entgegenstehen, welche die Opportunitätskosten und erforderliche Kompensationen erhöhen. Beispielsweise scheint die Entscheidung zwischen der geförderten Rückdeichungen bzw. extensiver Grünlandnutzung und der Beibehaltung der bisherigen Nutzung auch durch die für die Landwirte externen Kosten der Deichbereitstellung und -erhaltung beeinflusst zu sein.

Auch Heimlich et al. (1998: 3) stellen fest: „The public´s calculus has to include the potential benefits to be gained from the wetland, balanced against the incentive needed to offset the landowner´s opportunity costs of converting the wetland . . .“. Eine verstärkte Kohärenz der verschiedenen Politikfelder, mit denen der Bodenmarkt in Beziehung steht, ist erforderlich, um gegenläufige Anreize und Auswirkungen abzumildern oder zu beseitigen.

Arlt et al. (2000) betonen, dass die indirekte Einflussnahme auf den Bodenpreis durch die Bereitstellung von öffentliche Gütern, insbesondere durch infrastrukturelle Verbesserungsmaßnahmen⁶⁹ in ganzer Breite bei staatlichen Eingriffen beachtet werden muss – die Kosten

⁶⁹Verkehrseinrichtungen zur Verbesserung der Erreichbarkeit, was zu vermehrter privater Bautätigkeit führen

von Verkehr und Bodeninanspruchnahme sind für die Grundstückseigner überwiegend externe Kosten, die nicht in die Entscheidung über die Grundstücksnutzung bzw. über den Grundstückserwerb eingehen. Öffentliche Maßnahmen führen zu einer Verbesserung der Standortqualität und somit zur Erhöhung der Bodenpreise. Die Grundstücksbesitzer erfahren eine Wertsteigerung ihrer Grundstücke, die jedoch durch öffentliche Gelder (Steuern) finanziert wurde (vgl. Arlt et al. 2000: 21–23).

Die zu Beginn aufgestellte *Hypothese*, wonach für den Rückgang von Feuchtgebietsflächen Anreize durch gesetzliche Regelungen, Subventionen etc. entscheidend sind, die Entscheidungen über bestimmte Flächennutzungen bzw. den Bodenmarkt i.w.S. beeinflussen, konnte durch die Argumentation der vorangegangenen Abschnitte bestätigt werden.

Die im Abschnitt 12.4.2 beschriebenen Fälle *III* und *IV* geben die realen Verhältnisse wieder: Siedlungen dehnen sich in Flussgebiete aus, die Kommunen berücksichtigen in ihren Erschließungsentscheidungen oft weder die notwendigen Hochwasserschutzkosten noch die privaten Verkehrskosten und die durch den Bund gewährten Subventionen an Privatpersonen und die Kommune, wie beispielsweise Eigenheimzulagen, Bausparförderung, Pendlerpauschale und staatliche Förderung des Infrastrukturausbaus. Diese Situation führt dazu, dass Flussgebiete über das sozial optimale Maß hinaus erschlossen und von einem natürlichen hydrologischen Regime abgeschnitten werden⁷⁰. Es zeigt sich, dass in diesem Fall das Ergebnis der kommunalen Flächennutzungsentscheidung eine nahezu vollständige Erschließung der Flussaue sein kann.

Nachdem die Ursachen und Beziehungsstrukturen erläutert wurden, die für die herrschende unbefriedigende Sachlage in den Flussgebieten in Deutschland verantwortlich gemacht werden können, sollen nun Hinweise auf mögliche Lösungen bzw. Wege zu deren Verbesserung gegeben werden.

kann; aber auch Hochwasserschutzanlagen.

⁷⁰Unberücksichtigt blieben dabei die *externen Effekte* der Bebauung von Flussgebieten und der damit einhergehenden Eindeichung *auf Unterlieger* und „*Naturliebhaber*“ da diese stark abhängig von der jeweiligen lokalen Lage und Beschaffenheit der Flächen und deren daraus resultierende naturschutzfachliche und hochwasserschutztechnische Bedeutung sind.

13 Politische und ökonomische Lösungsansätze

Angesichts der gegebenen und zur Zeit nicht unmittelbar lösbaren Umweltprobleme wie Eutrophierung von Nord- und Ostsee und der erhöhten Eintrittswahrscheinlichkeit von mit extremen Schäden einher gehendem Hochwasser stellen Feuchtgebiete bzw. Überschwemmungsflächen wichtige Dienstleistungen bereit bzw. repräsentieren eine angemessene Alternative zu aktuellen Flächennutzungen in Flussgebieten.

Geht man *davon* aus, und erkennt man ferner an, dass diese Dienstleistungen öffentliche Güter mit den oben geschilderten Problemen (Teil I. und II.) darstellen, ist der heutige, sehr geringe Bestand an diesen Ökosystemen auf fehlgehende ökonomische Anreize zurückzuführen. Für die Aufrechterhaltung bzw. Rekonstruktion von Feuchtgebieten und ihrer Funktionalität sind daher sehr starke, gegenläufige ökonomische Anreize bzw. entscheidende Veränderungen in verschiedenen Politikbereichen notwendig.

Das Ziel 'Schutz von bestehenden und Renaturierung ehemaliger Überschwemmungsflächen' kann über das Setzen von Standards, mittels ökonomischer Anreize (Subventionen bzw. Steuern¹), über Haftungsregeln, durch Bildung bzw. Forschung und Entwicklung erreicht werden (vgl. Ribaldo et al. 1999).

Bestehende rechtliche Regelungen und Mechanismen müssen daneben bezüglich ihrer Wirkungsweise überprüft und gegebenenfalls korrigiert oder gänzlich außer Kraft gesetzt werden. Wie im vorangegangenen Abschnitt deutlich wurde, werden eine Vielzahl von Instrumenten zur Regulierung des Bodenmarktes und der Landbewirtschaftung angewendet, deren Auswirkungen auf aus gesellschaftlicher Sicht wertvolle Ökosysteme bisher nicht in ausreichendem Maß Berücksichtigung fanden. Eine genaue Prüfung von Verbesserungsmöglichkeiten der vorhandenen Regulierungen müsste, wie die Diskussion der „perverse incentives“ nach OECD (2003) zeigt, in einem „second-best“-Kontext (vgl. OECD 2003: 24–25) erfolgen. Dabei kann eine Analyse anhand der erweiterten Checkliste von Pieters (2003) hilfreich sein. Die Komplexität der Beziehungen zwischen der Beseitigung oder Abschwächung von unerwünschten Anreizen und deren Umweltauswirkungen, die nicht in jedem Fall eindeutig sind, ist dabei unbedingt zu berücksichtigen (vgl. Pieters 2003).

¹Hierzu werden auch Zertifikate gezählt: „The permit price in a market for pollution permits essentially operates as a tax.“ (Ribaldo et al. 1999: 38)

Eine derartige Analyse soll hier nicht erfolgen. Hinweise auf mögliche Instrumente bzw. Maßnahmen insbesondere im Bereich der Handlungssteuerung durch Anwendung eines regulatorischen Systems oder ökonomischer Anreize können dennoch aufgezeigt werden. Der konkrete Entwurf eines Managementplans zur Veränderung der Flächennutzungssituation in Flussauen ist nur auf Fallebene möglich, da Flussgebiete aus historischen und naturräumlichen Gründen meist sehr unterschiedliche Schwerpunktproblemfelder bzw. Kombinationen von drängenden Aufgaben aufweisen, denen mit z.T. sehr verschiedenartigen Ansätzen begegnet werden muss.

Nachdem die *sozial optimale Nutzungsintensität* eines Flussgebietes bestimmt wurde², und so fern die reale Nutzungsintensität über die sozial optimale hinausgeht, ist mit Hilfe neuer gesetzlicher Vorgaben bzw. der konsequenten Anwendung bereits existierender Vorschriften, *vor allem* aber durch die Definition eindeutiger Besitzrechte an den Dienstleistungen von Feuchtgebieten und die Anwendung darauf fußender ökonomischer Anreize eine Verbesserung der aktuellen Situation möglich.

13.1 Öffentliche Ordnung

Rechtliche Regelungen können zum einen konkrete Handlungsanweisungen festschreiben. Zum anderen definieren sie aber auch Ziele und Richt- bzw. Grenzwerte als Basis für die Lenkung von individuellen Handlungen durch ökonomische Instrumente. In dieser Rolle sind sie als komplementär zu ökonomischen Strategien zu sehen. Dies trifft u.a. für die europäischen Wasserrahmenrichtlinie zu. Das größte Problem stellt im Rahmen dieser Arbeit die mangelhafte Anwendung bereits bestehender adäquater Regelungen dar.

Umsetzung existierender Regelungen Die *EG-Wasserrahmenrichtlinie* (RL 2000/60/EG zur Schaffung des Ordnungsrahmens für Maßnahmen der Gemeinschaft im Bereich der Wasserpolitik, im Folgenden: EG-WRRL) vereinigt ein Bündel verschiedener Richtlinien, die zum einen durch Zielvorgaben Immissions- bzw. Emissionsstandards setzen, zum anderen durch die Vorgabe der Zusammenarbeit im Rahmen des „River Basin Management“ auf nationaler und internationaler Ebene über bestehende administrative Grenzen hinweg Raum für ökonomisch effiziente Verhandlungslösungen öffnet (vgl. u.a. Heiland 2002, Keitz und Schmalholz 2002), die wichtige Bestandteile umfassender Management-Strategien für Flussgebiete darstellen (Tognetti et al. 2005: 22). Diese Art des Managements der Wasserressourcen wird bestimmt durch deren spezifische Eigenschaften: „Given the heterogeneity and constant change in ecosystems

²In Abhängigkeit von vorhandener und zu schützender Besiedlung sowie den naturräumlichen Möglichkeiten zum „ökologischen“ Hochwasserschutz (vgl. Abschnitt 6) kann das optimale Nutzungsniveau unter Abwägung der Kosten der Absiedlung bestimmter Besiedlungsbereiche (vgl. Teil IV) und der Nutzen aus dem dadurch möglichen Schutz anderer Siedlungen sowie aus Erholungsmöglichkeiten, Naturschutz, Fischerei in Nord-/Ostsee etc. (vgl. Abschnitt 8) mehr oder weniger scharf eingegrenzt werden.

and in human institutions, the site specific nature of watershed processes – which are dominated by randomly timed and extreme events, and the difficulty of linking multiple causes and effects, or predicting outcomes – an adaptive approach to management is required.“ (Tognetti et al. 2005: 23). Die *echte* Implementierung des durch die WRRL geforderten und bisher so nicht möglichen „River Basin Management“ in Europa kann zu verstärkter Kohärenz der Handlungen verschiedener Institutionen und der Vermeidung von ungewollten umweltschädlichen Anreizmechanismen führen. Es führt zu einem verbesserten „spatial fit“ zwischen funktionalem Raum und politischem Territorium bzw. zur Kompatibilität zwischen institutionellen und biogeophysikalischen Gegebenheiten (vgl. Moss 2004: 87) sowie der Überwindung der „policy gap“ zwischen Wassermanagement-Planung und Landnutzungs-Planung³. Den etwa bei Moss (2004) aufgezeigten Schwierigkeiten der Implementierung auch aufgrund der institutionellen Gegebenheiten in Deutschland⁴ muss jedoch für einen wirklichen Erfolg der EG-WRRL nachgegangen werden. Die Bildung von den natürlichen Gegebenheiten in Flussgebieten angemessenen Institutionen und Instrumenten stellt nach Tognetti et al. (2005: 23) jedoch einen langwierigen Prozess dar.

Gleichfalls erst in jüngster Zeit – im Mai 2005 – wurde in Deutschland ein ebenso Wegweisendes Artikel-Gesetz zur Verbesserung des vorbeugenden Hochwasserschutzes verabschiedet, dessen Wirksamkeit, wie auch diejenige der EG-WRRL, von seiner konsequenten und engen Auslegung und Umsetzung abhängig ist. Es schreibt u.a. die rechtlich verbindliche Ausweisung und Veröffentlichung (in Kartenwerken) von Überschwemmungsflächen und überschwemmungsgefährdeten Flächen vor, einhergehend mit eingeschränkten Nutzungsrechten. Insbesondere die Fragen der ackerbaulichen Nutzung und Bebauung von Überschwemmungsflächen (im veränderten Vierten Abschnitt des WHG § 31b III und IV geregelt) wurden darin allerdings sehr weit gefasst. Ackerbauliche Nutzung und Ausnahmen vom ursprünglich geplanten vollständigen Bebauungsverbot sind damit im Überschwemmungsbereich prinzipiell möglich.

³ „Water basin management, to be effective, depends on coordinating mechanisms capable of bridging the gaps between the relevant institutions and organisations (OECD, 1989).“ Moss (2004: 89): „Water managers will not be able to meet the WFD’s [Water Framework Directive] environmental objectives on their own. Conventional instruments of water management, such as abstraction licenses, emission limit values and the designation of water protection zones will in many cases prove inadequate. Support will be needed from other policy fields relevant to water use, in particular those with a major influence over land use: agriculture, land-use planning and nature conservation. This support will not be gained lightly. Conflicts of interest over the use of land for agricultural production and urban settlements are likely to be high in those areas where measures are deemed necessary to meet the WFD’s environmental objectives.“

⁴In Deutschland sollen bestehende für das Gewässermanagement zuständige Institutionen Aufgaben im Rahmen der EU-WRRL übernehmen. Gegenwärtig wird v.a. an der Implementierung der unmittelbaren Anforderungen gearbeitet. Anderen Themen wird hingegen wesentlich weniger Aufmerksamkeit gewidmet: „This applies to modes of cooperation with other policy fields – such as agriculture, spatial planning and nature conservation – but also to questions of how to identify cost-effective measures, how to distribute the burden of funding across states and how to tap funding resources from other policy fields to further the WFD’s objectives.“ (Moss 2004: 91)

Der Notwendigkeit der durchgehenden Anwendung der entsprechenden Absätze in Wasserhaushaltsgesetz und Raumordnungsgesetz wurde bereits in Abschnitt 12.3.4 betont.

Neue Wege Beachtenswert ist neben der konsequenten Umsetzung existierender Instrumente und Maßnahmen u.a. das Forschungsfeld der Kreislaufflächenwirtschaft, deren mögliche Anwendung insbesondere im Rahmen des Experimentellen Wohnungs- und Städtebaus (ExWoSt) des Bundesamtes für Bauwesen und Raumordnung untersucht wird (vgl. BBR 2005). Diese Form der Flächenbewirtschaftung betont die Mobilisierung bestehender Flächenpotenziale unter dem Leitbild der nachhaltigen und ressourcenschonenden Entwicklung des Raumes. Durch ein System von Planung, Nutzung, Nutzungsaufgabe, Brachliegen und Wiedereinbringen mittels einer dauerhaften oder zeitlich befristeten Zwischennutzung von Flächen sollen verschiedene Ziele, u.a. die Revitalisierung der Innenstädte und eine *flächensparende Siedlungsentwicklung*, erreicht werden. Dies kann den Siedlungsdruck auf Flächen im Überschwemmungsbereich von Flüssen vermindern.

Eine gänzlich andere Weise des Umgangs mit Problemen der Erhaltung bestimmter Ökosysteme bzw. deren Dienstleistungen schlug hingegen Neuseeland ein. Hier wurden zwischen 1984 und 2002 eine Vielzahl von Regulierungen und Subventionen für die Forstwirtschaft mit recht guten Erfolgen für den erwünschten Waldbestand ersatzlos aufgehoben (vgl. Rhodes und Novis 2002). Die Übertragbarkeit eines solchen Vorgehens auf Deutschland bzw. die Europäische Union als Beitrag zu Erhalt und Ausweitung von Überschwemmungsflächen ist fraglich, zumindest jedoch bedenkenswert.

13.2 Ökonomische Anreize

Neben der rein rechtlichen Regulierung und Lenkung durch Ge- und Verbote sind ökonomische Instrumente für die untersuchte Problematik von größter Bedeutung. Für deren Anwendung ist eine eindeutige Definition von Besitzrechten an den Dienstleistungen von Feuchtgebieten (vgl. Abschnitt 8) erforderlich.

Kategorien ökonomischer Instrumente *Prinzipiell* sind ökonomische Instrumente folgender Kategorien zum Schutz der Dienstleistungen von Flussgebieten denkbar (vgl. Tognetti et al. 2005: 7–12):

- freiwillige Vereinbarungen zwischen Ober- und Unterliegern – die Nutznießer bestimmter Nutzungseinschränkungen bei der Flächen- bzw. Wassernutzung kompensieren die meist stromaufwärts befindlichen Landnutzer für dadurch entstehende Kosten
- Transferzahlungen – ebenfalls Kompensationszahlungen an Landnutzer für die Einhal-

tung bestimmter Managementregeln bzw. das Erreichen bestimmter Ziele (Artenzusammensetzung, etc.), in diesem Fall jedoch von der öffentlichen Hand getragen (z.B. im Rahmen der Agrarumweltprogramme der europäischen Gemeinsamen Agrarpolitik)

- Erwerb von Grundstücken bzw. Nutzungsrechten zum Schutz essentieller Flächen vor Nutzungsveränderungen
- handelbare Entwicklungsrechte – in diesem Fall müssen die Landnutzer (Bauherren bzw. späterer Einwohner) die Kosten der Nutzungsveränderung und Entwicklung von Flächen tragen, wobei der Erfolg diese Instruments auch von einer umfangreichen Regionalplanung abhängig ist, welche die Nutzungsarten in Entwicklungs- und Schutzgebieten vorgibt⁵
- ein System verkäuflicher Emissions- bzw. Ressourcennutzungsrechte – dafür wird die Definition von Grenzwerten der Schadstoffemission bzw. Ressourcennutzungsintensität sowie die Wahl eines Systems der Verteilung der Anfangsausstattung und des Handels mit den Emissions- bzw. Nutzungsrechten benötigt
- Zertifizierung und Kennzeichnungen – der Anreiz zur Einhaltung bestimmter Managementpraktiken ergibt sich bei diesem Instrument über die Vergabe bestimmter Kennzeichen („Label“) für deren Einhaltung und die Information der Verbraucher über die Bedeutung der Kennzeichen und die mit der Vergabe verbundenen Richtlinien
- Fiskalische Instrumente: Benutzungsgebühren, Steuern, Subventionen, zweckgebundene Erträge aus dem Verkauf bestimmter Produkte für die Unterstützung von Schutzprojekten.

Fiskalische Instrumente In der aktuellen Diskussion um eine nachhaltigere Flächennutzung werden *zum einen* folgende fiskalische Instrumente sowie deren Kombinationen (vgl. Weise 1999) genannt:

- eine Gebühr für Abwasser in Abhängigkeit von der versiegelten Fläche, die das von versiegelten Flächen in das Kanalnetz eingespeiste Regenwasser berücksichtigt,
- der Ersatz der Grundsteuern A und B durch eine Flächennutzungssteuer oder
- die Einführung einer kombinierten Bodenwert- und Bodenflächensteuer.

⁵A related approach is the U.S. Wetland Mitigation Banking program, in which wetland restoration may be funded through the sale of credits to developers, who may be required to purchase these as compensation for development impacts on wetlands that cannot be mitigated. The sale of credits also provides a way of concentrating wetland restoration efforts in areas where they can be most beneficial. (Tognetti et al. 2005: 9)

- Auf kommunaler Ebene könnte eine Erweiterung des Indikatorenkatalogs des kommunalen Finanzausgleichs um den Anteil besiedelter bzw. versiegelter Flächen Anreize für eine verminderte Ausweitung von Besiedlungsflächen setzen.

Marktanaloge Instrumente *Zum anderen* erscheinen in jüngerer Zeit angesichts der mangelhaften ökologischen Treffsicherheit des raumplanerischen Instrumentariums (Einig 1999a: 44) immer mehr marktanaloge Instrumente gerade im Bereich der Raumplanung zur mengensteuernden Planung als Mittel der Wahl (vgl. Weise 1999). Diese nutzen ökonomische Anreize für eine Verbesserung der Einhaltung siedlungspolitischer Mengenziele unter Berücksichtigung der ökologischen Bedeutung bestimmter Flächen. Das bisher ordnungsrechtlich dominierte raumplanerische Instrumentarium wird um marktanaloge Lenkungsprinzipien erweitert, nicht aber durch diese ersetzt, so dass sich „mischinstrumentelle“ Lösungen (vgl. u.a. Hansjürgens 1999) im Rahmen der siedlungspolitischen Zielsetzungen ergeben, die durch die Allokationsleistung der Märkte effizienter sein können (vgl. Einig 1999a: 44).

Wichtig für diese Art des Instrumentariums ist die Definition von durchsetzbaren Eigentumsrechten, mittels derer festgelegt wird, wer Zugang zu verschiedenen Dienstleistungen hat, bzw. wer welche Kosten zu tragen hat. Breit diskutiert ist hier z.B. die Ermöglichung von Verhandlungslösungen durch die Vergabe von handelbaren *Flächennutzungszertifikaten* (vgl. beispielhaft Mayer (1997) oder auch Arlt et al. (2000: 4)) oder *Versiegelungsrechten* (vgl. Einig 1999b) an Flächeneigentümer bzw. von handelbaren *Flächenausweisungsrechten* (vgl. z.B. Zollinger (2005) oder Weise (1999: 57)) an Gemeinden.

Für die betrachtete Problematik ist jedoch auch die **Definition von Eigentumsrechten** an den bisher als öffentliche Güter nicht auf Märkten handelbaren Leistungen von Überschwemmungsflächen (z.B. Hochwasser- und Nährstoffretention, vgl. Teile I. und II.) von großer Bedeutung. Erst die Regelung bzw. eindeutige Zuschreibung von Eigentumsrechten an den i.w.S. ökologischen Leistungen von Überschwemmungsflächen ermöglicht deren ökonomische Bewertung auf Märkten, und „open access“-Situationen mit all ihren negativen Auswirkungen auf den Bestand einer Ressource können vermieden werden (vgl. z.B. Ostrom et al. 1999).

Dies kann u.a. in Form von **Überflutungsrechten** (vgl. Agthe et al. 2000) bzw. nach deutschem Recht in Form von Grunddienstbarkeitsverträgen⁶ (nach BGB § 1018 ff.) für die Gestattung der Überflutung (vgl. Struktur- und Genehmigungsdirektion Süd 2001: 3) geschehen⁷. In den USA kommen schon seit Beginn des 20. Jahrhunderts „flowage easements“ (vgl.

⁶Hierbei werden bestimmte Nutzungen von Grundstücken erlaubt (hier z.B. die Überflutung) bzw. auf bestimmte Eigentümerrechte (z.B. die Bebauung oder die Abholzung der bestehenden Vegetation) verzichtet. Diese Dienstbarkeit wird im Grundbuch bei dem dienstbaren (z.B. zu überflutenden) Grundstück vermerkt. Die Form, Art und Höhe der Entschädigung (einmalig, im Schadensfall, etc.) des Grundstückseigentümers durch den Nutznießer der Dienstbarkeit wird durch einen Vertrag geregelt.

⁷In Deutschland wird dieses Instrument aktuell v.a. auf Polderflächen angewendet (vgl. z.B. Struktur- und Genehmigungsdirektion Süd 2001).

u.a. Black et al. 1997) bzw. „flooding-“, „floodplain-“ oder „flood-easements“ zum Einsatz, welche in etwa den im deutschen Recht geregelten Grunddienstbarkeiten entsprechen, jedoch schon als etabliertes und eigenständiges Instrument im Hochwasser- und Naturschutz bzw. im Flussgebietsmanagement der USA gelten können⁸ (vgl. u.a. Johnson 1978). Dabei wird den Grundstückseigentümern im Überschwemmungsbereich von Flüssen das Recht, diese Flächen zu überfluten, „abgekauft“, wobei sich die Eigentümer gleichzeitig zu bestimmten Handlungen bzw. Unterlassungen verpflichten, z.B. diese Flächen nicht zu bebauen bzw. bestehende Bebauungen nicht auszuweiten und die vorhandene Vegetation im ursprünglichen Zustand zu belassen. Eine landwirtschaftliche Bewirtschaftung ist z.T. möglich. Außerhalb der USA scheint diese Form der Flussgebiets- oder Hochwasserschutzmanagements jedoch nur wenig verbreitet. Einzelne Hinweise auf die Anwendung derartiger Instrumente z.B. für das Management von Überschwemmungsflächen stammen aus England/Wales (Morris et al. 2004: 68, 77ff.), Kanada und Australien.

Ebenfalls im Rahmen der Diskussion der Eigentumsrechte muss hier der Handel mit **Zertifikaten für die Emission von Nährstoffen** („nutrient credit trading“, vgl. King und Kuch (2003), Ribaudó et al. (2005)) erwähnt werden, der insbesondere auch die Senkenfunktion von Feuchtgebieten für Nährstoffe in Wert setzen kann. Verschiedene Wege der Umsetzung des Handels mit Nährstoffzertifikaten sind denkbar, aufgrund der z.T. erheblichen Unterschiede zwischen den als homogen zu betrachtenden CO₂-Emissionen und den durchaus heterogenen Stickstoff- bzw. allgemein Nährstoffemissionen aus punktförmigen und diffusen Quellen weichen diese Ansätze von dem im Kyoto-Protokoll für die weltweiten CO₂ vereinbarten Regime ab. Ribaudó et al. (2005) etwa untersuchen mit Hilfe mathematischer Modelle die Möglichkeiten eines Zertifikate-Handels zwischen punktförmigen und diffusen Quellen auf regionaler Ebene zur Bekämpfung des Sauerstoffmangels in nördlichen Küstenregionen (Mündungsbecken Mississippi) des Golf von Mexiko, bei dem allerdings Feuchtgebiete als Nährstoff-Senken keine Rolle spielen. Voraussetzung für ein derartiges Regime, das auch in anderen Flussgebieten der USA getestet wird/wurde (vgl. Nguyen et al. 2005), sind unterschiedliche hohe Grenzvermeidungskosten bei punktförmigen und diffusen Quellen (vgl. auch Ribaudó et al. 1999: 52–58).

Komplexer hingegen ist die Analyse des Handels mit Nährstoff-Zertifikaten unter Einbeziehung der Senkenfunktion von Feuchtgebieten. Doering (2002) zeigt im Rahmen einer 'Cost-

⁸Dieses Instrument findet mit unterschiedlichen Anforderungen an die Grundstückseigentümer Anwendung u.a. im „Wetland Reserve Program“ (WRP, eingeführt durch 1990 Farm Bill) und im „Emergency Watershed Protection Program“ (EWP Program, autorisiert durch den Flood Control Act von 1950), bzw. wird als vorbeugende Maßnahme im Rahmen von „Flood Control“-Projekten im Mississippi-Delta (Bsp.: Big Sunflower River Basin) diskutiert (vgl. Black et al. 1997).

Effectiveness'-Analyse⁹, dass oberhalb einer bestimmten Vermeidungsziels¹⁰ das Instrument 'Feuchtgebiet' geringere Grenzvermeidungskosten für eine Tonne Stickstoff aufweist als die Vermeidung von Stickstoff-Emissionen in den Golf von Mexiko mittels der Verringerung der Düngergaben auf landwirtschaftlich genutzten Flächen. Generell betont dieser Autor die Möglichkeiten, die sich aus einem Instrumenten-Mix ergeben (Verminderung der Stickstoffgaben und somit der Stickstoff-Verluste von landwirtschaftlichen Flächen mittels Steuern auf Dünger bzw. „Command and Control“-Instrumenten *und* die Retention von Nährstoffen in Feuchtgebieten), die starke Abhängigkeit des idealen Regimes von den jeweiligen Standorteigenschaften, die erhebliche Unsicherheit über die Wirksamkeit der genannten Maßnahmen bezüglich der Reduktion der von Hypoxie betroffenen Meeresgebiete im Golf von Mexiko sowie, angesichts der eher langfristig zu erwartenden Auswirkungen¹¹, die geringen Anreize der politischen Durchsetzung von eher unpopulären Maßnahmen (Steuern, Grenzwerte, etc.). Als ebenfalls kritisch sind danach auch die institutionellen und staatlichen Herausforderungen des Flussgebietsmanagements anzusehen.

Trotz der genannten Schwierigkeiten und Hindernisse sowie Unbestimmtheiten bei der Wahl bzw. Ableitung der besten Strategie für die Begegnung verschiedener Umweltprobleme ist sofortiges Handeln nach Doering (2002: 817) unbedingt zu empfehlen. Abwarten birgt die Gefahr sich manifestierender, tiefergehender Umweltprobleme und die Notwendigkeit von Maßnahmen mit weit höheren Grenzkosten als zum aktuellen Zeitpunkt.

Auch Hey et al. (2005: 284) betonen die Möglichkeit der Reduktion von Stickstofffrachten durch Feuchtgebiete. Diese Autoren ermitteln Kosten von zirka 2 500 US\$ je eingefangener Tonne Stickstoff. Die Landwirte im Einzugsgebiet eines Feuchtgebietes sollen für diese Kosten aufkommen unter der Annahme, dass zirka ein Drittel jeder auf ein Feld verbrachten Tonne Stickstoff-Dünger ausgewaschen werden. Ein entsprechendes Zertifikat würde demnach einen Aufschlag von etwa 830 US\$¹² auf die Düngerkosten von aktuell 181 US\$ je Tonne bedeuten.

Ein Kostenvergleich zwischen der konventionellen, biologischen Nährstoff-Ausfällung in Kläranlagen und der Retention in Feuchtgebieten (so genannte „Nutrient Farms“) ergibt, so Hey et al. (2005: 285), dass die untersuchten Feuchtgebiete zur Erreichung der erwünschten maximalen Nährstoffbelastung kosteneffizient als Stickstoff-Senke arbeiten können.

⁹Eine Kosten-Nutzen-Analyse, wie sie normalerweise für die Bewertung von Politikmaßnahmen üblich ist, konnte nicht durchgeführt werden, da, wie häufig bei Umweltproblemen, ökonomische Maße der Schäden der zu bekämpfenden Eutrophierung der Küstengewässer des Golf von Mexiko nicht verlässlich bekannt sind (vgl. Doering (2002: 812) und Ribaud et al. (1999: 24)).

¹⁰Im Fall des Mississippi-Flussgebiets: Verringerung der Stickstoff-Verluste um ca. $1\,250 \cdot 10^3$ t, was eine Verringerung der aktuellen Stickstoff-Düngergaben um 50 % bedeuten würde; Grenzvermeidungskosten in diesem Punkt: 4 500 \$ je t Stickstoff

¹¹„Soil systems, acting like a giant sink, can accumulate reserves of nitrogen in various forms over long periods. Once these residuals accumulate, they and their associated losses do not quickly disappear even when new nitrogen inputs cease altogether.“ (Doering 2002: 817)

¹²Ein Drittel von 2 500 US\$ Vermeidungskosten je Tonne Stickstoff.

Wichtige Grundlage für dieses Vorgehen ist, wie schon zuvor erwähnt, die Festlegung von Belastungsstandards für Gewässer, von Emissions- oder Immissionsgrenzwerten bzw. von Umweltqualitätszielen. Diesbezüglich sind in Deutschland v.a. die *EG-Gewässerschutzrichtlinie* (RL 76/464/EWG) von Bedeutung, welche sowohl Grenzwerte für die Einleitung von zu vermeidenden Stoffen (Liste I) in Form von Konzentrationen und spezifischen Frachten, die nach dem Stand der Technik erreichbar sind (Emissionsprinzip) als auch Qualitätsziele für diese Stoffe (Immissionsprinzip) beinhaltet. Weiterhin soll die Verminderung des Eintrags von Stoffen der Liste II erreicht werden. Daneben beschränkt die *EG-Grundwasserschutzrichtlinie* (RL 80/68/EWG) die Einleitung bestimmter Stoffe in das Grundwasser durch Verbot, Emissionsgrenzwerte, Genehmigungserfordernisse und Überwachung.

Diese Richtlinien werden 2013 von der *EG-Wasserrahmenrichtlinie* abgelöst, die den so genannten kombinierten (Emissions-Immissions-) Ansatz verfolgt und ebenfalls auf einer Liste prioritärer Stoffe bzw. Stoffgruppen beruhen soll. Vorschläge für Emissionsminderungsmaßnahmen und Qualitätsziele für diese Stoffe müssen noch erarbeitet werden.

Teil IV

Volkswirtschaftliche Kosten der Renaturierung von Feuchtgebieten bei Verdrängung von Besiedlung

14 Einleitung – Begründung einer solchen Untersuchung

„...Wie können wir Schäden durch Hochwasser minimieren? Die beiden zentralen Fragen sind: Wo sind die größten Schäden entstanden? In unmittelbarer Nähe des Flusses. Wer war am schlimmsten betroffen? Die Menschen, die in der Nähe des Flusses Häuser, Unternehmen oder bestellte Äcker hatten.

Die Konsequenz lautet: Wir brauchen vorbeugenden Hochwasserschutz. Deshalb müssen wir uns aus der intensiven Nutzung der hochwassergefährdeten Gebiete zurückziehen. Nur dann haben wir bei künftigen Hochwassern weniger zu verlieren. ...”

(aus: Bundesumweltminister J. Trittin, Rede auf der Flusskonferenz am 5. Juli 2003, Dresden)

In diesem Teil der Arbeit werden im Rahmen einer empirischen Untersuchung unter Anwendung der Methodik der Kosten-Nutzen-Analyse die volkswirtschaftlichen Kosten der Absiedlung eines abstrakten Beispiel-Ortes auf Grundlage der Stadt Sandau (Elbe)¹ und der tatsächlichen Absiedlung von Röderau-Süd² – bisher einziges Beispiel einer Absiedlung aufgrund von Hochwassergefährdung in Deutschland³ – ermittelt. Beispiele für Umsiedlungen sind heute vor allem im Rahmen des Braunkohletagebaus in Mitteldeutschland und im Ruhrgebiet bekannt (Dähnert 1999, ARL 2000, Berkner 2001), Informationen zu einigen dieser Fälle sollen hier zum Vergleich

¹Sachsen-Anhalt; 1044 Einwohner, 18.58km² (Statistische Ämter des Bundes und der Länder 2003)

²Sachsen; Neubaugebiet im Überschwemmungsbereich der Elbe – beim Hochwasser der Elbe im Sommer 2002 stark betroffen

³Im Allgemeinen muss bezüglich der Beeinflussung von bereits mit baulichen Anlagen rechtmäßig genutzten (ehemaligen) Retentionsräumen (durch Deiche oder Dämme von der periodischen Überflutung abgeschnitten und für die Retention in Frage kommend) folgendes berücksichtigt werden: „Die Beeinflussung von bereits mit baulichen Anlagen rechtmäßig genutzten (ehemaligen) Retentionsräumen lässt sich mit den Zielen der Raumordnung und Vorranggebieten nicht realisieren, da der Bestandsschutz einem Ziel der Raumordnung entspricht, somit keine Anpassung an die Hochwasserschutz-Ziele gefordert werden kann und sich so zwei konkurrierende Ziele der Raumordnung überlagern würden. Dies führt zur Nichtigkeit der jüngeren Festlegung, sodass sinnvollerweise von einer solchen Festlegung abgesehen werden muss (vgl. Kistenmacher et al. 1993, S. 128f, Hoppe 2001, S. 87). Insofern verbleibt für diese Räume die Festlegung von Vorbehaltsgebieten und einem Grundsatz, der bei Nutzungsaufgabe eine Offenhaltung der Flächen vorsieht, was dann bei späteren Abwägungen (z.B. im Bauleitverfahren) berücksichtigt werden muss.“ (Heiland 2002: 77f.)

herangezogen werden.

Es wird von folgenden Hypothesen ausgegangen:

1. Die Opportunitätskosten⁴ eines solchen Projektes sind geringer als allgemein angenommen (vgl. Morgenstern et al. 1997), z.B. implizit ausgedrückt durch die Aufwendung von Deichbau- und laufende Unterhaltungskosten.
2. Die verfügbaren Marktpreise sind beeinflusst bzw. verzerrt (künstlich erhöht) durch den umfangreichen gesetzlichen und institutionellen Rahmen für Hochwasserschutz und Bodenmarkt und erschweren so die Einrichtung von Überschwemmungsflächen (auch in unbesiedeltem Gebiet) bzw. stellen Anreize für die Ausweisung von Bebauungsgebieten in überschwemmungsgefährdeten Bereichen dar.

Für die Betrachtung einer Absiedlung zugunsten von Überschwemmungsflächen spricht *zum einen* der fallabhängig nicht unerhebliche Beitrag eines solchen Projektes

- zur Vermeidung oder Verminderung von Schadenspotenzialen (Hochwasserschäden entstehen nur in der vom Menschen genutzten Kulturlandschaft, insbesondere in hochwassergefährdeten Siedlungsbereichen (Rembierz 2001: 5) – wo keine Besiedlung bzw. anderweitige menschliche Nutzung vorhanden ist, kann im Hochwasserfall kein Schaden an Gebäuden etc. entstehen⁵),
- für den Naturschutz⁶ i.w.S. (Artenschutz am Ort der Maßnahme, aber auch Fernwirkungen – z.B. für die Bekämpfung der Eutrophierung von Nord- und Ostsee durch Stickstoffretention. . .) sowie
- bei der Einrichtung größerer zusammenhängender ungesteuerter Retentionsflächen, welche erst ab einer bestimmten Größenordnung von wirklicher Bedeutung für den Hochwasserschutz sind (vgl. Merkel et al. 2002).

⁴Volkswirtschaftliche Kosten entstehen durch die Bindung knapper Ressourcen für ein bestimmtes Ziel, so dass sie für konkurrierende Verwendungen nicht mehr zur Verfügung stehen. Sie sind identisch dem auf diese Weise entgangenen Nutzen. Es sind Verzicht, die zugunsten eines Zieles eingegangen werden müssen. Diese Kosten bezeichnet man als *Opportunitätskosten* (Hampicke 1985).

⁵„But in 1998, Napa County voters approved funding for a radical new river-management plan. Instead of trying to control the river, the engineers will let it flow, and 500 acres of floodplain will be acquired to accommodate winter rains. . . . The estimated cost: \$160 million to „fix“ a river that has done \$500 million in flood damage since 1960. . . . a protected floodplain contains no property to be damaged and acts as a permanent 'safety valve' for flooding, reducing destruction to developed areas downstream.“ (Lerner und Poole 1999: 35, eigene Hervorhebungen)

⁶Man kann für eine intergenerative Pflicht zum Artenschutz argumentieren – dies macht „individualistisch-ökonomische“ Nutzenermittlung z.B. auf Basis einer „willingness-to-pay“-Analyse unnötig (vgl. Hampicke 1985: u.a. 90–95)

Zum anderen müssen Kosten für Unterhaltung und Erneuerung der zum Schutz einer Siedlung benötigten Bauwerke (Deiche, Polder, Schöpfwerke), die normalerweise nicht oder nur unvollständig von den Nutznießern (Einwohner, Landwirte) zu tragen sind (vgl. z.B. Metzdorf 2004), betrachtet und

- a) den einmaligen Kosten der Absiedlung (Abbruch und Neubau),
- b) den erwarteten Schäden ohne das Hochwasserschutzsystem Deich und
- c) den Kosten der Vermeidung der Besiedlung (entgangener Nutzen aus bevorzugter Lage)

gegenüber gestellt werden.

In dieser Arbeit soll vor allem auf Punkt a) eingegangen werden.

Wie der Fall der Absiedlung von Röderau-Süd, aber auch die mehr als 48 so genannten „Buyout“-Projekte in den USA in der Folge einer Reihe von Fluten in den 90er Jahren⁷, sowie die Studie von Olsthoorn und Tol (2001), die unter anderem auch die Umsiedlung einer Ortschaft in einem so genannten Grünen Fluss in den Niederlanden betrachtet, zeigen, ist der hier untersuchte Fall keineswegs fernab der Realität. Vielmehr scheint es realistische Wege zur Umsetzung des Szenarios zu geben⁸: „The reactions of the residents of a village that would be mostly affected by one such scheme [a certain flood risk strategy], show that, if communication is careful and two-way, they have some propensity to agree with the problem analysis, and may agree on relocation, if compensated.“ (Olsthoorn und Tol 2001: 1).

Folgende Zahlen machen die Relevanz dieser Untersuchung besonders deutlich: Im Jahr 2001 lebten laut IKSE (2001: 36) fast 400 000 Menschen⁹ in Deutschland im Hochwassereinflussbereich der Elbe, der eine Fläche von ca. 424 000 ha¹⁰ umfasst. Fast 89 % dieser Menschen leben in deichgeschütztem Gebiet, das bei einem Hochwasser ab HQ₁₀₀ (einhundertjähriges Wiederkehrintervall) sowie bei jedem Hochwasser stets auch durch mögliches technisches Versagen der Hochwasserschutzanlagen gefährdet ist. Von den potenziell 424 000 ha Überschwemmungsfläche an der Elbe nehmen nur noch ca. 21 % im Hochwasserfall tatsächlich Wasser auf und unterliegen einem mehr oder weniger natürlichen hydrologischen Regime, mehr als 1,2 ha¹¹ Überschwemmungsfläche je Einwohner sind davon abgeschnitten (vgl. IKSE 2001: 36f., Berechnungen der Autorin).

Zunächst folgt nun eine Darstellung der in dieser Untersuchung verwendeten Methodik der Kosten-Nutzen-Analyse. Danach wird ausführlich auf das hier gewählte und auch für ähnlich

⁷Vgl. Stonner (1999), ASFPM (2000) und der Artikel „Floods in the mid-west – Out of the mud, some lessons“ in The Economist vom 27. Mai 1995.

⁸Vgl. z.B. die Studie „De Rijn op Termijn (The Rhine in the Future)“ des Forschungsinstituts WL/Delft Hydraulics von 1998 in Werff (2001: 95)

⁹0,5 % der ca. $82,5 \cdot 10^6$ Einwohner Deutschlands.

¹⁰11,9 % der Fläche Deutschlands (357.022 km²).

¹¹1 ha = 10 000 m²

gelagerte Untersuchungen empfohlene Vorgehen bei der Analyse der volkswirtschaftlichen Kosten einer Verdrängung von Besiedlung zugunsten von Überschwemmungsflächen eingegangen. Schließlich werden die hinsichtlich ihrer Sensitivität gegenüber dem verwendeten Diskontsatz und dem Alter der betroffenen Güter sowie hinsichtlich ihrer Robustheit gegenüber möglichen Schwankungen in den Kosten des Vorhabens geprüften Resultate den möglichen Nutzen der gewonnenen Feuchtgebiete gegenübergestellt.

15 Methodik – Die Kosten-Nutzen-Analyse

Das wohl bekannteste wirtschaftsanalytische Verfahren für den öffentlichen Sektor ist die Kosten-Nutzen-Analyse (K-N-A) (Hanusch 1994). Sie beruht einerseits auf den normativen Vorstellungen der Wohlfahrtsökonomie, andererseits auf Erkenntnissen privatwirtschaftlich orientierter Investitionsrechnungen und dient dem Ziel, eine effiziente Allokation der gesellschaftlichen Ressourcen zu erreichen (vgl. Boardman et al. 2001: 2).

15.1 Einführung

Wenn Märkte im ökonomischen Sinn effizient sind, führt das Handeln rationaler Individuen zu einer effizienten Allokation der gesellschaftlichen Ressourcen. Staatliches Eingreifen in das Marktgeschehen kann daher nur begründet werden, wenn ein Versagen dieses Mechanismus – ein Marktversagen – vorliegt, sowie die größere Effizienz einer bestimmten öffentlichen Maßnahme gegenüber ihren Alternativen, einschließlich des Status quo, gezeigt werden kann (vgl. z.B. Boardman et al. (2001: 2–3), Eckstein (1958: 19)).

Das Anliegen von Kosten-Nutzen-Analysen besteht also gewöhnlich darin, Antworten auf folgende zentrale Fragen zu finden (vgl. Hanusch 1994):

1. Ist es aus ökonomischer Sicht sinnvoll, staatliche Projekte auf Kosten des Entzugs finanzieller Mittel aus dem privaten Sektor durchzuführen?
2. Welches oder welche staatlichen Vorhaben sollen aus einer Anzahl potentieller Alternativen ausgewählt und in die Praxis umgesetzt werden?

Speziell für Naturschutzprojekte kann in diesen Untersuchungen zudem die Frage geklärt werden, wie die Kosten des Naturschutzes zwischen privaten und öffentlichen Interessen aufgeteilt werden sollen (Regan und Weitzell 1947: 1276).

Bei der ökonomischen Beurteilung eines öffentlichen Vorhabens¹ ist jede Änderung in der Versorgung mit Konsumgütern, die infolge des Vorhabens auftritt, zu berücksichtigen. Dies

¹Die Begriffe „Vorhaben“ und „Projekt“ werden im Folgenden synonym und in einem sehr weiten Sinn

beinhaltet unmittelbare Mengenänderungen, aber auch mittelbare Veränderungen der individuellen Konsumniveaus, die durch Variationen der relativen Preise in der Volkswirtschaft ausgelöst werden.

Die für diesen Abschnitt relevanten Fragen, wurden von Prest und Turvey (1965: 686) formuliert – diese beziehen sich zwar v.a. auf den Anwendungsfall, können aber auch die grundlegenden Überlegungen der folgenden Abschnitte leiten:

1. „Which costs and which benefits are to be included?
2. How are they to be valued?
3. At what interest rate are they to be discounted?
4. What are the relevant constraints? “

Diese Fragen sollen in den folgenden Abschnitten kurz und mit Fokus auf die Besonderheiten des später zu untersuchenden Vorhabens sowie mit Verweis auf die umfangreiche Literatur zu diesem Thema beantwortet werden.

15.2 Theoretische Grundlagen

Eine ausführliche und mathematisch fundierte Erläuterung der theoretischen Grundlagen der K-N-A würde den Rahmen dieses Abschnitts sprengen – es sei hier nur auf Marglin (1962), Dorfman (1962), Eckstein (1958: 70–80) und Eckstein (1961: 440–450) verwiesen. Im folgenden soll lediglich ein Überblick zu diesem Thema gegeben werden, der auf den genannten Autoren basiert.

Mit Eckstein (1958: 19–46) kann man die theoretischen Grundlagen der K-N-A ausgehend von der Theorie der Wohlfahrtsökonomie entwickeln: Eine rein private, kompetitive Ökonomie benötigt Märkte für die Entwicklung ihrer Ressourcenallokation. Die Preise, die sich auf diesen Märkten einstellen, stellen für Ressourcen- oder Firmenbesitzer Informationen über die Wünsche der Konsumenten dar. Die Konsumenten ihrerseits begegnen Preisen, welche die Kosten der Produktion widerspiegeln. „The price system carries to each producer, resource holder, or consumer a summary of information about the production possibilities, resource availabilities and preferences of all other decisions makers. . . . Under the conditions postulated², this summary is all that is needed to keep all decision makers reconciled with a Pareto optimal state once it has been established.“ (Koopmans 1957: 53).

verwendet, da die Methode der K-N-A auf im engeren Sinn wirtschaftliche Vorhaben, aber auch z.B. auf Veränderungen von Gesetzen oder Regulierungen anwendbar ist (vgl. Prest und Turvey 1965: 686).

²Siehe unten bzw. Koopmans (1957: 53): „. . . nonincreasing returns to scale for each producer, a convex and representable preference ordering for each consumer, absence of interaction between any two production processes, and independence of any man's preference structure from any production process and any

Die Konsumenten versuchen, mit einem gegebenen beschränkten Budget und bei gegebenen Marktpreisen ihre Wohlfahrt zu maximieren. Budget bzw. Einkommen und Preise bestimmen, welche Kombinationen verschiedener Ressourcen der Konsument kaufen kann. Ein Optimum wird in dem Punkt erreicht, wo eine seiner Indifferenzkurven – die höchste erreichbare – seine Budgetkurve (in einer zweidimensionalen Darstellung spiegelt deren Anstieg das Preisverhältnis zwischen zwei Gütern) gerade noch tangiert, diese beiden Kurven also den gleichen Anstieg besitzen. Analog dazu müssen die Produzenten Entscheidungen darüber treffen, welche Kombinationen von Gütern mit welcher Technologie hergestellt werden sollen. Jeder Produzent bzw. jede Firma ist mit einer Menge von Faktor- und Produkt-Preisen konfrontiert.

Die Haushalte konsumieren jedoch nicht nur, sie stellen auch Produktionsfaktoren zu bestimmten Preisen zur Verfügung, was sozusagen den Kreis der Ökonomie schließt. Durch die Preise werden die Wünsche der Konsumenten und die technischen Bedingungen der Produktion in einer Ökonomie in Beziehung gebracht und eine Allokation der verfügbaren Ressourcen erzeugt. Werden die Annahmen insbesondere von Profitmaximierung und Rationalität der Konsumenten erfüllt, so ist die erzeugte Ressourcen-Allokation „effizient“, was meint, dass die Wohlfahrt der Konsumenten maximiert ist, sie erreichen die mit den gegebenen Technologien und Ressourcen höchst mögliche Indifferenzkurve³. Es ist von einem kompetitiven Gleichgewicht zu sprechen – die Maximierung des Profits bzw. der Konsumentenzufriedenheit wurde erreicht.

Jedes kompetitive Gleichgewicht, für das die Bedingung lokaler Nichtsättigung erfüllt ist, stellt ein Pareto Optimum dar. Dies bedeutet: „...if there exists one common price system which when used in all profit and utility maximizations induces or permits compatible decisions (that is, a 'balancing bundle of choices'), then its use in this way also guarantees the *efficient utilization of resources for the satisfaction of consumers preferences*. . .“ (Koopmans 1957: 49, eigene Hervorhebungen)⁴.

Die Begriffe „Kosten“ und „Nutzen“ der K-N-A lassen sich auf dieser Grundlage leicht einführen. „On the cost side the meaning can be carried over completely; costs are determined by factor prices and by technical conditions of production, where factor prices reflect consumers' willingness to supply the factors as well as the value of the factors in the production

other man's choice.“ Für die schwierigen Probleme der Bewertung der Leistungen des Marktsystems unter andersartigen und realistischeren Bedingungen stellen diese Annahmen allerdings nur einen ersten Schritt dar. Für die grundlegenden Betrachtungen dieses Abschnitts sollen sie ausreichen.

³Drei Bedingungen müssen dafür erfüllt sein: 1) Alle Outputs werden mit den geringsten Kosten produziert.; 2) Die Haushalte bieten ihre Dienstleistungen gerade in dem Umfang an, bei dem die Entlohnung den Kosten der Dienstleistung entspricht.; 3) Wenn gilt: $Preis = Grenzkosten$, entspricht die Rate, mit der die Produktion eines Gutes auf Kosten eines anderen ausgedehnt werden kann, gerade der Grenzrate der Substitution zwischen den beiden Gütern der Konsumenten.

⁴Erst unter der Annahme der Konvexität von Produktionsräumen und Präferenzordnungen stellt auch jeder Pareto-optimale Zustand ein durch ein geeignetes Preissystem aufrecht erhaltbares, kompetitives Gleichgewicht dar – eine zentrale Proposition der 'new welfare economics' (vgl. Koopmans 1957: 50–53).

of other commodities. Benefit is a new concept, but one which readily fits into the model. The benefit of a commodity is simply its value to the consumer.“ (Eckstein 1958: 25) In der K-N-A sind also nicht Konsumbündel an sich, die nur als Mittel der Bedürfnisbefriedigung von Individuen dienen, sondern vielmehr ihr *Beitrag zur Bedürfnisbefriedigung* – ihr *Wert* – von Interesse, der sich nach dem Nutzen bemisst, den der einzelne aus dem Konsum der Gütern gewinnen kann. Individuelle Nutzenniveaus stellen daher das eigentliche Bewertungsmaß der K-N-A dar. Im Gleichgewicht wird dann der Konsument sein Einkommen so ausgeben, dass die Grenzrate der Substitution (der relative Wert der Güter) den relativen Preisen derselben Güter entspricht. Daher ist der Nutzen („benefit“) ein Maß für den Wert und gibt die Bereitschaft der Konsumenten wider, ihr Einkommen in einer bestimmten Weise auf den Erwerb von Gütern zu verteilen. Die Aggregation der individuellen Nutzen ergibt die soziale Wohlfahrt – das Kriterium zur Bewertung öffentlicher Vorhaben⁵ (vgl. Hanusch 1994).

Die grundlegende Regel der Profitmaximierung lautet in der oben entwickelten Begrifflichkeit: eine Firma produziert bis zu dem Punkt, da die Kosten der letzten produzierten Einheit gerade ihrem Nutzen entsprechen. Üblicher als diese „je Einheit“-Formulierung des Begriffs „Nutzen“ ist allerdings seine Anwendung auf eine bestimmte Menge eines Gutes analog dem Konzept des „total revenue“. Eckstein (1958: 25) betont, dass dieses letztere Konzept in der Projekt-Bewertung auch besser anwendbar ist, da hier ja meist Entscheidungen auf der Grundlage von bestimmten Mengen von Gütern gefällt werden.

Diese Regel muss auf alle marginalen Produktionsentscheidungen in einer Ökonomie angewendet werden, egal ob diese von privaten oder öffentlichen Unternehmen getroffen werden (Eckstein 1958: 25). Sie führt jedoch nur unter bestimmten Annahmen zu effizienten Ressourcen-Allokationen:

– Annahmen über die Konsumentenseite:

1. Die Konsumenten sind rational und handeln konsistent nach ihren Präferenzen.
2. Diese Präferenzen sind dergestalt, dass die Bereitschaft der Konsumenten, in Reaktion auf Preisveränderungen ein Gut mit einem anderen zu substituieren, mit der schon ersetzten Menge abnimmt.
3. Die Präferenzen der Konsumenten sind unabhängig von den Erwerbungen/Einkäufen anderer.

– Annahmen über die Produzentenseite:

4. Die Märkte sind vollkommen.

⁵Dies macht deutlich, dass die K-N-A vom individualistischen Paradigma ausgeht – die gesamtwirtschaftliche Bewertung von Projektwirkungen erfolgt allein auf Grundlage der Präferenzen von Konsumenten (Prinzip der Konsumentensouveränität).

5. Die Güter sind auf Märkten handelbar.
6. Die sich ergebende Einkommensverteilung wird als angemessen empfunden.
7. Die Ressourcen sind in der Ökonomie relativ mobil.
8. Alle Ressourcen einschließlich der Ressource Arbeit sind vollständig beschäftigt.

Obwohl in der Realität keine dieser Annahmen vollständig erfüllt ist, können sie doch als theoretischer Rahmen der Kosten-Nutzen-Analyse dienen (vgl. Eckstein 1958: 28ff.). Daneben kann eine Verletzung dieser Annahmen, wie schon eingangs erwähnt, staatliche Eingriffe rechtfertigen⁶.

Zur Bewertung der gesellschaftlichen Kosten von öffentlichen Vorhaben wird der aus einem Abzug von Ressourcen aus alternativen Verwendungen resultierende Produktionsverzicht und der sich daraus ergebende Konsumverzicht herangezogen. Die Ermittlung der volkswirtschaftlichen Kosten eines Vorhabens erfolgt mit Hilfe des Konzepts der Opportunitätskosten, auf das im folgenden Abschnitt näher eingegangen wird.

15.3 Ermittlung von Kostengrößen im Rahmen der K-N-A – der Opportunitätskostenansatz

Häufig bezieht die Bewertung oder Wahl eines Vorhabens nicht die Berechnung seiner Nutzen ein, wenn ein bestimmtes Ziel als gegeben angenommen wird, wie z.B. die Produktion einer bestimmten Menge Strom, und die Aufgabenstellung die Minimierung der Kosten der Realisierung dieses Vorhabens ist (vgl. Henderson 1968: 89). Auch in der folgenden Analyse sollen die Kosten eines bestimmten Vorhabens – die Renaturierung einer zuvor besiedelten Überschwemmungsfläche – untersucht und die „kostengünstigste“ Variante der Umsetzung ermittelt werden. Daher steht hier vor allem die Bewertung der durch dieses Projekt beanspruchten Ressourcen (die Inputs), welche die Kostenkomponente des Projekts darstellen, im Mittelpunkt. Obwohl die Beschreibung der hier geplanten Untersuchung⁷ derjenigen einer so genannten Kosten-Effizienz-Analyse⁸ gleicht, ist diese doch zur Gruppe der K-N-A im engeren Sinn zu rechnen: neben den Kosten des Vorhabens interessieren hier auch die generierten und

⁶Die Bewertung bei Verletzung dieser Annahmen, also bei Marktversagen, wird im Abschnitt 15.3.4 thematisiert.

⁷Ein bestimmtes Ziel ist vorgegeben (der Abbruch einer Siedlung zugunsten eines Feuchtgebietes), es werden die Kosten dieses Vorhabens untersucht, insbesondere im Hinblick auf unterschiedliche Durchführungszeitpunkte.

⁸„CEA [cost-effectiveness analysis] compares (mutually exclusive) alternatives on the basis of the ratio of their costs and a single quantified but not monetized effectiveness measure, such as dollars per lives saved.“ (Boardman et al. 2001: 437)

monetarisierten Nutzen (vgl. Teil II. sowie Abschnitt 17.5), die allerdings nicht im Rahmen dieser Untersuchung erfasst werden können.

Die Inputs eines Vorhabens können z.B. Arbeit, Material, Fläche, ausgebildete Arbeitskräfte, Computer etc. sein. Diese im Rahmen eines bestimmten Vorhabens genutzten Ressourcen können natürlich nicht mehr zur Produktion anderer Güter oder Dienstleistungen verwendet werden. Nahezu alle öffentlichen Maßnahmen verursachen daher Opportunitätskosten, die dem Wert der andernfalls in der besten alternativen Verwendung der Ressourcen produzierten Güter und Dienstleistungen entsprechen (Boardman et al. 2001: 86).

Das theoretisch angemessene Maß für diese Kosten ist die Fläche unter der Angebotskurve, welche die totalen variablen Kosten der Herstellung einer bestimmten Menge eines bestimmten Gutes abbildet (vgl. Boardman et al. 2001: 86–87, 55). Naheliegender bei der praktischen Bestimmung des Wertes der verwendeten Ressourcen scheint die Verwendung der Ausgaben zu sein, um diese auf dem entsprechenden Markt zu erwerben.

Diese Ausgaben spiegeln jedoch nicht unter allen Umständen die korrekten Opportunitätskosten wider.

Bevor nun ausführlich auf die Bewertung der verschiedenen *Input*-Größen von Projekten im Rahmen von K-N-A in Theorie und Praxis eingegangen wird, soll zunächst – vor allem in Anlehnung an Barber (1970), Dobb (1977) und Hunt (2002) – ein sehr kurzer und grober Überblick über das Verständnis des Begriffes „Wert“ in verschiedenen ökonomischen Denkrichtungen gegeben werden. Darauf folgt eine Gegenüberstellung der Theorie der Bewertung ökonomischer Güter mit den verschiedenen, in Deutschland gültigen gesetzlichen Regelungen, welche die Praxis der Bewertung leiten sollen. Schließlich wird auf den Umgang mit Marktversagen eingegangen, das die Anwendung der K-N-A in erheblichem Maß beeinflusst und kompliziert.

15.3.1 Werte in der Ökonomik

Im Zentrum der meisten ökonomischen Paradigmen steht eine Werttheorie oder Wertlehre. Ihr Ausgangspunkt ist meist eine kapitalistische⁹ Gesellschaft in einem langfristigen Gleichgewicht in der es hinlänglich Wettbewerb gibt (vgl. Barber 1970). Die *klassischen politischen Ökonomen* leiteten den Wert von Gütern aus deren Produktionskosten ab – Güter erhalten ihren speziellen Wert danach an der Stätte ihrer Herstellung und nicht an dem Ort, an dem sie gehandelt werden, es wird also allein die Angebotsseite berücksichtigt.

Für Adam Smith (1723–1790) ergab sich der Wert eines Gutes (den er „natürlicher Preis“ nannte) aus der Addition der Produktionskosten – die Summe aus Arbeitskosten¹⁰, Profit¹¹

⁹Für eine Definition von Kapitalismus siehe z.B. Hunt (2002: 3–8).

¹⁰Der Arbeitslohn muss nach Smith mindestens so hoch sein, dass der Arbeiter und seine Familie überleben kann.

¹¹Der Kapitalist wird entsprechend des Kapitalumfangs und der Zeit, in der sein Kapital arbeitet, „entlohnt“.

und allen Land-Renten¹² gibt demnach den wahren Wert eines jeden Gutes wider, wobei Smith die Arbeit als hauptverantwortlichen Faktor für den natürlichen Preis von Gütern identifizierte, er sah sie als Quelle und Maß des Wertes. Doch Smiths Werttheorie war noch unvollständig und zum Teil inkonsistent (vgl. Dobb 1977: 59).

David Ricardo (1772–1823) legte die Grundlagen für eine auf der aufgewendeten Arbeit basierenden Wertlehre. Der Untertitel zum ersten Kapitel 'On Value' von 'On The Principles of Political Economy and Taxation' (1817) lautet „The value of a commodity, or the quantity of any other commodity for which it will be exchanged, depends on the relative quantity of labour which is necessary for its production, and not on the greater or less compensation which is paid for that labour.“ (Ricardo 2001: 8). Ricardo sah die Arbeit als etwas, das beinahe seinem Ideal eines unveränderlichen Maßes für den Wert entsprach (siehe z.B. Barber 1970: 83f.). Auch Karl Marx (1818–1883) entwickelte, stark beeinflusst durch das Werk Ricardos (vgl. Hubacek und Bergh 2006: 10), eine *Arbeitswertlehre* – eine an Arbeitsquanten orientierte Werttheorie, die auch als absoluter oder Produktionskostenansatz bzw. als *objektive* Werttheorie bezeichnet wird (Hampicke 1991: 65).

In den 1870er Jahren beschäftigten sich unabhängig voneinander der Brite William Stanley Jevons (1835–1882), der Österreicher Carl Menger (1840–1921) und der Franzose Leon Walras (1834–1919) mit der Erstellung eines *neuen* Modells einer selbstregulierenden Ökonomie auf der Basis des so genannten Marginalprinzips. Der Marginalismus beinhaltet als wesentlichen Grundgedanken, dass es die *subjektive* Wertschätzung ökonomischer Individuen ist, welche die Marktpreise bestimmt (vgl. z.B. Hunt 2002: 248ff.).

Dieses Modell war sehr einflussreich und grundlegend für die moderne Ökonomik. Es spricht sowohl der Angebots- als auch der Nachfrageseite Einfluss auf die Güterpreise zu und berücksichtigt sowohl Erwünschtheit als auch Knappheit eines Gutes, indem angenommen wird, dass dessen Gesamtwert vom Nutzen der letzten genossenen Einheit abhängig ist.

Hunt (2002: 250) schreibt über diese Autoren: „Jevons, Menger, and Walras formulated the version of the utility theory of value that remains at the heart of neoclassical orthodoxy to this day.“ und weiter „...they were the first thinkers to provide a consistent theory of value within the general utilitarian philosophical perspective [. . .] later conservative economists have referred to their theories as a "revolution" in economic thinking, and have referred to the 1870s as a watershed separating old-fashioned classical economics from modern, scientific neoclassical economics.“

In der von diesen Autoren entwickelten so genannten *Grenzwertlehre* der *Neoklassik* liegen die Determinanten des Wertes in den Tauschhandlungen auf Märkten. Anders als die Arbeitswertlehre der klassischen Ökonomik ist diese Wertlehre, wie schon gesagt, nicht nur an der Angebotsseite orientiert: „In Hinblick auf kausale Einflüsse und Determinanten verlagerte sich

¹²Falls bei der Produktion des betrachteten Gutes Land genutzt wird.

der Schwerpunkt [der ökonomischen Analyse] von in der Produktion entstandenen Kosten und ihrer Verwurzelung in den Bedingungen der Produktion auf Nachfrage und Endkonsumption; man untersuchte, inwieweit das, was vom Fließband kommt, Wünsche und Bedürfnisse der Konsumenten zu befriedigen vermag.“ (Dobb 1977: 186–187). Die Grenzwertlehre wird auch als relative oder subjektive Werttheorie bezeichnet.

Die beiden „großen“ vorgestellten Richtungen der ökonomischen Werttheorien (*Klassische Ökonomie* versus *Neoklassik*) unterlagen natürlich auch der Kritik und ihr zeitliches Aufeinanderfolgen kann nicht notwendigerweise etwas über ihre heutige Aktualität aussagen. Diese Ansätze wurden im Laufe der Zeit weiterentwickelt und anderen Theorien gegenübergestellt, die jedoch hier nicht weiter ausgeführt werden sollen.

Da die K-N-A auf der Neoklassischen Werttheorie basiert, wird jedoch nun noch einmal etwas ausführlicher und in Anlehnung an Menger (1923) auf die *subjektive Wertlehre* eingegangen.

Dinge, die dazu taugen, ein menschliches Bedürfnis zu befriedigen, sind im Sinne Mengers in der Volkswirtschaftslehre *Nützlichkeiten*. Und wenn eine Nützlichkeitsart als solche erkannt und verfügbar ist, wird sie als ein *Gut* bezeichnet. *Güter* sind also nach Menger im Rahmen der Wirtschaftswissenschaften zur Befriedigung menschlicher Bedürfnisse als tauglich erkannte und für diesen Zweck verfügbare Dinge. Dabei ist zu berücksichtigen, dass der Gütercharakter wie auch die Nützlichkeitsart nichts den Dingen Anhaftendes ist.

In einer Volkswirtschaft, in der Handel möglich ist, können auch Dinge, deren man nicht unmittelbar zur Bedürfnisbefriedigung bedarf, doch Güter darstellen, wenn man sie gegen Dinge eintauschen kann, die für das tauschende Wirtschaftssubjekt Güter darstellen.

„Werden sich nun wirtschaftende Menschen dieses Umstandes bewusst, erkennen sie nämlich, dass von der Verfügung über jede Teilquantität der in Rede stehenden Güter, beziehungsweise von jedem konkreten in dem obigen Quantitätenverhältnis stehenden Gute die Befriedigung eines ihrer Bedürfnisse oder doch die größere oder geringere Vollständigkeit derselben abhängig ist, *so gewinnen diese Güter für sie jene Bedeutung, welche die Befriedigung der Bedürfnisse selbst für sie hat, eine Bedeutung, die wir den **Wert** nennen*, und es ist somit diese letztere Bedeutung, die konkrete Güter oder Güterquantitäten für uns dadurch erlangen, dass wir in der Befriedigung unserer Bedürfnisse von der Verfügung über dieselben abhängig zu sein, uns bewusst sind.“ (Menger 1923: 105, eigene Hervorhebungen).

Nur ökonomische Güter besitzen für uns Wert – das sind diejenigen Dinge, für die der Bedarf größer ist als die verfügbare Menge, die also knapp sind, wohingegen Teilquantitäten von nicht-ökonomischen Gütern keinen Wert besitzen, da auch ohne diese eine Befriedigung der Bedürfnisse möglich ist.

Der Güterwert ist in der Beziehung der Güter zu unseren Bedürfnissen begründet, nicht in den Gütern selbst. Und dieser Wert ist nicht nur seinem Wesen, sondern auch seinem Maße nach subjektiver Natur. Denn Güter haben „Wert“ stets *für* bestimmte wirtschaftende

Subjekte, aber auch nur für solche einen *bestimmten* Wert.

Der Wert der Nutzungen eines Gutes ist somit nicht Konsequenz des Wertes dieses letzteren, sondern umgekehrt die Ursache desselben – Nutzungsgüter haben also Wert, weil sie uns ein Einkommen gewähren. Je größer der Umfang der Nutzungen, die ein Gut uns gewährt, je größer der voraussichtliche Wert der einzelnen Nutzungen, um so größer ist auch der Wert des Gutes selbst. Je höher der Wert der Kapitalnutzungen, um so geringer unter sonst gleichen Umständen ist der gegenwärtige Wert der Nutzungsgüter selbst.

15.3.2 Theorie der Bewertung ökonomischer Güter

Der ökonomische Wert eines Gutes wird durch die Bereitschaft des Konsumenten bestimmt, das betrachtete Gut gegen ein Marktgut, das in beliebigen Mengen konsumiert werden kann, einzutauschen (Marggraf und Streb 1997).

Der ökonomische Wertbegriff der Neoklassik bezieht sich nicht auf einen bestimmten Umweltzustand, sondern vielmehr auf eine Zustandsänderung. Die Tauschbereitschaft der Konsumenten ist demnach von ihrer Anfangsausstattung abhängig, weshalb auch der ökonomische Wert eines Gutes von der Spezifizierung der Bewertungssituation beeinflusst wird (Marggraf und Streb 1997).

Formal ist der marginale monetäre Wert eines Gutes (auch: der Schattenpreis, die maximale marginale Zahlungsbereitschaft bzw. die minimale Kompensationsforderung) nach Marggraf und Streb (1997) in Bezug auf die Nutzenfunktion (Operationalisierung der Ordnung der Bedürfnisse eines Individuums) darstellbar als:

- Produkt aus Grenzrate der Substitution und Marktpreis des Substitutionsgutes
- Relation von Grenznutzen des Umweltgutes und Grenznutzen des Einkommens
- negativer Wert der Ableitung der Ausgabenfunktion nach dem Umweltgut

Die *Wohlfahrtswirkungen kleiner öffentlicher Vorhaben* – wie das im Folgenden untersuchte Projekt – $\int_c \sum_{i=1}^n p_i dX_i$ setzen sich nach Hanusch (1994: 57)¹³ zusammen aus

- der mit ihrem Preis p_i bewerteten Mengenänderung im Output der durch das Projekt erzeugten Güter dX_1 sowie
- der (negativen) Summe der mit ihrem jeweiligen Faktorpreisen w_h multiplizierten Inputmengen ΔF_{hi} , die zugunsten des Projekts aus anderen Verwendungen abgezogen werden.

¹³ c ist der Integrationspfad; es werden i einzelne Güter bzw. h einzelne Inputfaktoren betrachtet – vgl. Hanusch (1994: 28, 57)

$$\int_c \sum_{i=1}^n p_i dX_i = \int_{X_1^1}^{X_1^2} p_i dX_1 + \sum_{i=2}^n \sum_{h=1}^l w_h \Delta F_{hi}. \quad (15.1)$$

Der erste Summand lässt sich als *volkswirtschaftlicher Nutzen*, der zweite als *Opportunitätskosten* des betrachteten Projekts interpretieren. So erhält man ein Instrumentarium, das der praktischen Umsetzung zugänglich ist: alle darin enthaltenen Größen können unmittelbar beobachtet werden – sowohl die Outputwirkungen eines Projekts als auch die Mengen der mit ihren jeweiligen Preisen bewerteten Inputfaktoren.

15.3.3 Gesetzliche Regelungen zur Bewertungspraxis in Deutschland

Die Bewertung *öffentlicher Vorhaben* im Rahmen der K-N-A ist im Gesetz über die Grundsätze des Haushaltsrechts des Bundes und der Länder (HGrG) § 6¹⁴ sowie in der Bundeshaushaltsordnung (BHO) § 7¹⁵ für finanzwirksame öffentliche Vorhaben als übliches Bewertungsverfahren vorgeschrieben. Dazu sind die Erläuterungen des Bundesministers der Finanzen zur Durchführung von Nutzen-Kosten-Untersuchungen (RdSchreiben des BMF v. 21.5.1973 [Min-BIFin S. 293] in Schmidt (2002: 279–291)) anzuwenden, die u.a. die Berücksichtigung aller in der Volkswirtschaft anfallenden Nutzen und Kosten sowie aller Wirkungen während der angenommenen ökonomischen Nutzungsdauer der Maßnahme fordert (Schmidt 2002: 285). In gleicher Weise und mit Hinweis auf die Unterscheidung zwischen direkten, indirekten und nicht monetarisierbaren Kosten bzw. Nutzen und deren Erfassbarkeit wird die Kosten-Nutzen-Analyse in der Arbeitsanleitung „Einführung in Wirtschaftlichkeitsuntersuchungen“ (RdSchr. d. BMF v. 31.8.1995 - II A 3 - H 1005 - 23/95 - [GMBL. S. 764] in Schmidt (2002: 300f.)) beschrieben. Es wird jedoch nicht explizit auf die Möglichkeit der Unterscheidung in einzel- und gesamtwirtschaftliche Kosten bzw. Nutzen und deren Bedeutung für das Ergebnis von K-N-A hingewiesen. Das im Folgenden gewählte Vorgehen lehnt sich v.a. an die Empfehlungen von LAWA (1998) bezüglich gesamtgesellschaftlicher Wirtschaftlichkeitsuntersuchung an, die explizit darauf hinweist, dass „in gesamtwirtschaftliche Betrachtungen grundsätzlich nur solche Kosten Eingang finden dürfen, hinter denen ein realer Güterverzehr und/oder ein realer Leistungseinsatz stehen“ (LAWA 1998: 3-1).

¹⁴HGrG § 6 – Wirtschaftlichkeit und Sparsamkeit, Kosten- und Leistungsrechnung: (1) Bei Aufstellung und Ausführung des Haushaltsplans sind die Grundsätze der Wirtschaftlichkeit und Sparsamkeit zu beachten. (2) Für alle finanzwirksamen Maßnahmen sind angemessene Wirtschaftlichkeitsuntersuchungen durchzuführen. (3) In geeigneten Bereichen soll eine Kosten- und Leistungsrechnung eingeführt werden.

¹⁵BHO § 7 – Wirtschaftlichkeit und Sparsamkeit, Kosten- und Leistungsrechnung: (2) Für alle finanzwirksamen Maßnahmen sind angemessene Wirtschaftlichkeitsuntersuchungen durchzuführen. In geeigneten Fällen ist privaten Anbietern die Möglichkeit zu geben darzulegen, ob und inwieweit sie staatliche Aufgaben oder öffentlichen Zwecken dienende wirtschaftliche Tätigkeiten nicht ebenso gut oder besser erbringen können (Interessenbekundungsverfahren). (3) In geeigneten Bereichen ist eine Kosten- und Leistungsrechnung einzuführen.

Im Rahmen von K-N-A muss auch der Wert von *Grundstücken und Gebäuden* festgestellt werden. Im einzelwirtschaftlichen, gesetzlich geregelten Umgang mit diesen kommt der so genannte *Verkehrswert*¹⁶ zur Anwendung (z.B. in BGB: § 1376 (Wertermittlung im Rahmen des Ehelichen Güterrechtes); BVO 2: §§ 6, 10, 21 (im Rahmen der Ermittlung der Wirtschaftlichkeit von Wohnraum); BauGB: § 28 (im Rahmen von Entschädigungen im Zuge öffentlicher Vorhaben); FlurbG: § 27 – 33 (im Rahmen der Entschädigung von der Flurbereinigung Betroffener); BBergG: §§ 77 – 123 (im Rahmen von Grundabtretung und Entschädigung); usw.).

In der „Verordnung über Grundsätze für die Ermittlung der Verkehrswerte von Grundstücken“ (Wertermittlungsverordnung – WertV) wird dazu im § 2 festgestellt: „Gegenstand der Wertermittlung kann das Grundstück oder ein Grundstücksteil einschließlich seiner Bestandteile, wie Gebäude, Außenanlagen und sonstige Anlagen sowie des Zubehörs, sein. Die Wertermittlung kann sich auch auf einzelne der in Satz 1 bezeichneten Gegenstände beziehen.“

Weiter heißt es dort in § 3: „**(1)** Zur Ermittlung des Verkehrswerts eines Grundstücks sind die allgemeinen Wertverhältnisse auf dem Grundstücksmarkt in dem Zeitpunkt zugrunde zu legen, auf den sich die Wertermittlung bezieht (Wertermittlungsstichtag). Dies gilt auch für den Zustand des Grundstücks, es sei denn, daß aus rechtlichen oder sonstigen Gründen ein anderer Zustand des Grundstücks maßgebend ist. **(2)** Der *Zustand eines Grundstücks* bestimmt sich nach der *Gesamtheit der verkehrswertbeeinflussenden rechtlichen Gegebenheiten und tatsächlichen Eigenschaften, der sonstigen Beschaffenheit und der Lage des Grundstücks*. Hierzu gehören insbesondere der *Entwicklungszustand* (§ 4), die Art und das Maß der *baulichen Nutzung* (§ 5 Abs. 1), die wertbeeinflussenden *Rechte und Belastungen* (§ 5 Abs. 2), der *beitrags- und abgabenrechtliche Zustand* (§ 5 Abs. 3), die *Wartezeit* bis zu einer baulichen oder sonstigen Nutzung (§ 5 Abs. 4), die *Beschaffenheit und Eigenschaft* des Grundstücks (§ 5 Abs. 5) und die *Lagemerkmale* (§ 5 Abs. 6). **(3)** Die allgemeinen Wertverhältnisse auf dem Grundstücksmarkt bestimmen sich nach der Gesamtheit der am Wertermittlungsstichtag für die Preisbildung von Grundstücken im gewöhnlichen Geschäftsverkehr für Angebot und Nachfrage maßgebenden Umstände, wie die allgemeine Wirtschaftssituation, der Kapitalmarkt und die Entwicklungen am Ort. Dabei bleiben ungewöhnliche oder persönliche Verhältnisse (§ 6) außer Betracht.“

Der Verkehrswert ist laut den Wertermittlungsrichtlinien 2002 (WertR 2002: 9) mit den in § 7 der WertV genannten Verfahren (Vergleichs-, Ertrags- bzw. Sachwertverfahren) bzw. mit anderen geeigneten Wertermittlungsverfahren zu ermitteln.

Das Regelverfahren für die Ermittlung des Bodenwertes unbebauter sowie bebauter Grundstücke ist das *Vergleichswertverfahren*, bei dem der Bodenwert anhand der Kaufpreise ver-

¹⁶BauGB § 194 – Verkehrswert: Der Verkehrswert (Marktwert) wird durch den Preis bestimmt, der in dem Zeitpunkt, auf den sich die Ermittlung bezieht, im gewöhnlichen Geschäftsverkehr nach den rechtlichen Gegebenheiten und tatsächlichen Eigenschaften, der sonstigen Beschaffenheit und der Lage des Grundstücks oder des sonstigen Gegenstands der Wertermittlung ohne Rücksicht auf ungewöhnliche oder persönliche Verhältnisse zu erzielen wäre.

gleichbarer Grundstücke oder aber auf der Grundlage geeigneter Bodenrichtwerte ermittelt wird.

Im *Ertragswertverfahren* wird, vor allem bei der Verkehrswertermittlungen von Grundstücken, die im gewöhnlichen Geschäftsverkehr im Hinblick auf ihre Rentierlichkeit gehandelt werden (z.B. Mietwohnhäuser, Gewerbeimmobilien, Sonderimmobilien), der Wert der baulichen Anlagen, insbesondere der Gebäude, getrennt von deren Bodenwert ermittelt. Die Beurteilung des Bodenwertes erfolgt nach dem Vergleichswertverfahren (s.o.). Der Wert der baulichen Anlagen ergibt sich aus deren Ertrag¹⁷. Die Summe dieser beiden Größen stellt dann den Ertragswert des Grundstückes dar.

Das *Sachwertverfahren* ermittelt den Wert der baulichen Anlagen auf einem Grundstück ebenfalls getrennt vom Bodenwert¹⁸ und auf der Grundlage der Herstellungswerte. Der Herstellungswert eines Gebäudes wird auf Grund der gewöhnlichen Herstellungskosten, die auch Baunebenkosten, insbesondere Kosten für Planung, Baudurchführung, behördliche Prüfungen und Genehmigungen sowie unmittelbare Finanzierungskosten, beinhalten, beurteilt, wobei die Normalherstellungskosten nach Erfahrungssätzen abgeschätzt werden. Bodenwert und Herstellungswert der baulichen Anlagen ergeben zusammen den Sachwert des Grundstückes. Dieses Verfahren wird angewendet, wenn im gewöhnlichen Geschäftsverkehr der verkörperte Sachwert und nicht die Erzielung von Erträgen für die Preisbildung ausschlaggebend ist, insbesondere bei eigengenutzten Ein- und Zweifamilienhäusern.

Diese Verfahren führen aber nicht unmittelbar zum Verkehrswert. Vielmehr muss dieser aus den ermittelten Ertrags- oder Sachwerten unter Berücksichtigung der Lage auf dem Grundstücksmarkt abgeleitet werden (vgl. WertR 2002: 10).

In den „Richtlinien für die Berechnung der Ablösungsbeträge der Erhaltungskosten für Brücken, Straßen, Wege und andere Ingenieurbauwerke“ (Ablösungsrichtlinien 1980, Ablösungsrichtlinien StraW 85) werden die genannten Ingenieurbauwerke hinsichtlich ihrer Erneuerungs- und Unterhaltungskosten bewertet, um die durch den Ersatz dieser Bauwerke verursachten zukünftige Mehrkosten bzw. vermiedenen Kosten dem Verursacher bzw. Nutznießer in Rechnung zu stellen. Ein Vergleich der alternativen Bauwerke erfolgt auf der Grundlage der so genannten kapitalisierten Erhaltungskosten, die sich aus dem Gegenwartswert aller Erneuerungskosten sowie dem Gegenwartswert der jährlichen Unterhaltungskosten bei einem unendli-

¹⁷Vgl. WertV §§ 16ff.: § 16 (1): „Bei der Ermittlung des *Ertragswertes* baulicher Anlagen ist von dem nachhaltig erzielbaren jährlichen Reinertrag des Grundstückes auszugehen. Der *Reinertrag* ergibt sich aus dem *Rohertrag* (§ 17) abzüglich der *Bewirtschaftungskosten* (§ 18).“ Der Reinertrag wird um den Betrag, der sich durch angemessene Verzinsung des Bodenwertes ergibt, vermindert und entsprechend der Restnutzungsdauer kapitalisiert (vgl. § 16 (2–4)). § 17 (1): „Der *Rohertrag* umfaßt alle bei ordnungsgemäßer Bewirtschaftung und zulässiger Nutzung nachhaltig erzielbaren Einnahmen aus dem Grundstück, insbesondere Mieten und Pachten einschließlich Vergütungen.“ (ohne Betriebskosten-Umlagen). Die *Bewirtschaftungskosten* beinhalten Abschreibung, Verwaltungskosten, Betriebskosten (nur, falls nicht durch Umlagen gedeckt), Instandhaltungskosten sowie Mietausfallwagnis (vgl. § 18 (1–6)).

¹⁸Wie oben auf der Grundlage des Vergleichswertverfahrens abgeleitet.

chen Zeithorizont sowie unter der Annahme konstanter Erneuerungs- und Unterhaltungskosten zusammensetzen.

Auf das für diese Untersuchung gewählte Vorgehen bei der Bestimmung des Wertes der betroffenen Grundstücke, Gebäude und Infrastruktur wird im Abschnitt 16.1.4 näher eingegangen.

Die *Anwendung der Theorie der K-N-A bzw. der oben genannten Leitlinien oder Arbeitsanleitungen* ist jedoch, wie die Praxis zeigt, nicht unproblematisch und muss darüber hinaus mit den in Abschnitt 15.8 geschilderten Schwierigkeiten umgehen. Nicht immer werden K-N-A daher Theorie-konform durchgeführt, wie z.B. Eckstein (1961: 479ff.) in seiner Übersicht über verschiedene angewandte Modelle deutlich macht, die aber auch zeigt, wie vielfältig die Anwendung von K-N-A sein kann¹⁹.

15.3.4 Bewertung bei Marktversagen

Das oben angedeutete Instrumentarium zur Bewertung öffentlicher Vorhaben ist nur unter bestimmten Voraussetzungen gültig (Hanusch (1994: 58), vgl. Eckstein (1958: 28ff.)), insbesondere:

- vollkommene Konkurrenz auf allen betrachteten Märkten,
- kein Produktionsprozess zeigt steigende Skalenerträge,
- der Staat finanziert sich durch ein System von Kopfsteuern.

Sollten diese Voraussetzungen verletzt sein, das betrachtete Projekt ist z.B. sehr groß und hat daher Einfluss auf die herrschenden Marktpreise, vor allem aber wenn die Ressourcenmärkte ineffizient sind, eignen sich die beobachtbaren Preise unter Umständen nicht mehr für eine Bewertung öffentlicher Vorhaben²⁰. Es müssen korrigierte oder im Fall, dass für manche Güter gar keine Preise beobachtbar sind, künstliche Maße für die entstehenden Opportunitätskosten gefunden werden – es müssen Schattenpreisen in die Berechnungen einbezogen werden (vgl. Hanusch 1994, Boardman et al. 2001, McKean 1968, Henderson 1968: 131–132).

Ineffizienz kann durch das Fehlen von Märkten, Marktversagen (öffentliche Güter, Externe Effekte, natürliche Monopole, Oligopole, Informationsasymmetrien) sowie durch Verzerrungen v.a. aufgrund staatlicher Eingriffe (Steuern, Subventionen, Regulierungen, Festlegung von Höchstpreisen etc.) verursacht werden.

¹⁹Z.T. stellen die Untersuchungen auch mehr oder weniger *betriebswirtschaftliche* Kosten den *volkswirtschaftlichen* Nutzen (aus Bewertungsanalysen (CVM)) eines Vorhabens gegenüber, z.B. in Dehnhardt und Petschow (2001), so dass man eigentlich nicht von korrekten K-N-A sprechen kann.

²⁰Prest und Turvey (1965: 692f.) führen eine Reihe von Gründen für die Relevanz dieses Punktes bei öffentliche Investitionsentscheidungen auf.

Entsprechen daher die existierenden Marktpreise nicht den sozialen Grenzkosten bzw. -nutzen bzw. werden Preise für bestimmte Dienstleistungen oder Schäden von den Märkten nicht generiert, so kann mit solchen Situationen auf verschiedene Weise umgegangen werden. In der ökonomische Theorie öffentlicher Unternehmungen, so Henderson (1968: 132), wurde zum einen versucht, Regeln für die Festlegung von Output-Preisen, die eine angemessenen Kopplung an die Kosten ihrer Produktion aufweisen, zu entwickeln („different pricing policies“). Zum anderen wurde die Verwendung von Schattenpreise anstellen der Marktpreise vorgeschlagen („shadow pricing“)²¹. Ein solches Vorgehen, die existierende Bewertung durch die Märkte zu „verbessern“, gehört in die Kategorie der „Second-Best“-Strategien²², die, dies muss unbedingt berücksichtigt werden, mit z.T. erheblichen Problemen verbunden sind. So kann eine scheinbare Verbesserung in der Bewertungspraxis in einem bestimmten Sektor mit einer Verschlechterung der aggregierten Effizienz und Wohlfahrt des untersuchten Wirtschaftssystems einhergehen. Henderson (1968: 123–124) weist auch darauf hin, dass die „net efficiency benefits“ einer Investition durchaus sensitiv gegenüber den gewählten „pricing rules“ oder Schattenpreisen sein können.

Weiterhin muss bedacht werden, worauf z.B. Hanusch (1994: 69) aufmerksam macht. Die durch Korrekturen an den tatsächlich zu beobachtenden Marktpreisen entwickelten Schattenpreise beinhalten in der Regel ein mehr oder weniger hohes Maß an Willkür. Meist ergibt sich ein sehr großer Informationsbedarf, sobald man auf die Produktions- und Kostenfunktionen von Unternehmen zurückgreifen will, um in der Projektanalyse korrigierte Preise zu ermitteln, was mit bedeutenden Kosten verbunden sein kann. Zum Teil wird daher für eine unkorrigierte Übernahme bestimmter Marktpreise, sofern sie vorhanden sind, in die Projektbeurteilung argumentiert (vgl. z.B. McKean (1958) in Prest und Turvey (1965: 694) sowie Prest und Turvey (1965: 704f.)). Henderson (1968: 135) hält zwar die Anwendung von Schattenpreisen für oftmals gerechtfertigt, betont jedoch ebenfalls die Schwierigkeiten der Bestimmung und Handhabung dieser Größen in der Praxis, die sich aus der Komplexität der realen Welt ergeben.

15.3.5 Betrachtung relevanter Märkte und deren Versagen

Wie die meisten öffentlichen Projekte beansprucht auch das hier untersuchte Projekt den Faktor Arbeit, was die Frage nach den angemessenen Opportunitätskosten von Arbeit bei aktuell zu beobachtender Unterbeschäftigung/Arbeitslosigkeit aufwirft. Daneben muss der Fall des Erwerbs von Inputs auf Monopolmärkten berücksichtigt werden. Insbesondere interessieren hier auch die Probleme des Bodenmarktes, sowie der Markt für Bauleistungen.

²¹Auch Prest und Turvey (1965: 693) erkennen zwei mögliche Wege, mit der Unvollkommenheit der Märkte umzugehen: „either a correction can be made to the actual level of costs (benefits), or the costs (benefits) arising from the market can be taken as they stand but a corresponding correction has to be made to the estimation of benefits (costs)“. Die erste der beiden Methoden ist nach Prest und Turvey (1965) jedoch weniger kompliziert und für weniger Irritationen verantwortlich.

²²Zur Theorie des „Second Best“ vgl. z.B. Lipsey und Lancaster (1956).

Im Rahmen dieses Projektes wird zum einen *Arbeit* öffentlich Bediensteter, zum anderen Arbeit von in Privatfirmen Beschäftigten beansprucht. Sofern öffentlich Bedienstete allein für die Bearbeitung dieses Projektes eingestellt werden, unterscheidet sich die Kostenrechnung für ihre Arbeit nicht von der für Arbeitskräfte von Privatfirmen (Hampicke 1985: 108). Sollten sie jedoch schon im öffentlichen Dienst beschäftigt sein und projektbezogene Aufgaben nur neben anderen bearbeiten bzw. andere Arbeiten dafür unerledigt lassen, ist die Bewertung der Opportunitätskosten der Arbeit komplexer. Sollte andere Arbeit unerledigt bleiben, so bestehen die Opportunitätskosten der projektbezogenen Arbeit im Wert der alternativen, unterlassenen Arbeiten. Allerdings ist eine derartige Bewertung nur sehr schwer bzw. unter einer Vielzahl von Annahmen vorzunehmen (vgl. auch Hampicke 1985: 108–109).

Bei Beschäftigten in der Privatwirtschaft muss unterschieden werden, ob für die benötigten Tätigkeiten arbeitslose oder bereits beschäftigte Personen (vor allem für qualifiziertere Arbeiten) beansprucht werden. Boardman et al. (2001: 92–95) zeigen, dass es nicht korrekt wäre, von Opportunitätskosten von Null auszugehen, wenn zuvor Unbeschäftigte in einem öffentlichen Projekt angestellt werden, was die implizite Annahme beinhaltet würde, dass die Zeit der Arbeitslosen wertlos sei. Vielmehr gehen die Autoren, wie auch Hampicke (1985: 109), aus verschiedenen Gründen davon aus, dass die Opportunitätskosten der Einstellung von zuvor Arbeitslosen größer als Null sind. Allerdings können die monetären Opportunitätskosten der Arbeitserledigung durch zuvor Arbeitslose laut Hampicke (1985: 109–110) mit Null angesetzt werden – *wenn* die übrige Gesellschaft einen Lohn zahlt, der die vorherigen Transferzahlungen („Arbeitslosengeld“ etc.) zumindest ersetzt.

Für die Ermittlung der wahren volkswirtschaftlichen Kosten der Einstellung von Arbeitslosen stehen verschiedene Maße zur Verfügung. Die tatsächlichen Lohnkosten überschätzen die volkswirtschaftlichen Kosten der Arbeit, während nach Boardman et al. (2001: 94–95) gerade die Hälfte der einzelwirtschaftlichen Lohnkosten ein Maß für die untere Grenze der Opportunitätskosten darstellt²³.

Unter der Annahme, dass sowohl zuvor arbeitslose als auch zuvor schon beschäftigte Personen Arbeiten im Rahmen des untersuchten Projektes ausführen würden, kann zusammenfassend argumentiert werden, dass die Opportunitätskosten der Arbeit im untersuchten Projekt niedriger als die zu zahlenden Löhne, im Extremfall gleich Null sind (vgl. auch Eckstein 1961: 465, 467). Die praktische Ermittlung der korrekten Opportunitätskosten ist jedoch sehr problematisch und im Rahmen dieser Arbeit nicht zu leisten.

Während der Datenermittlung im Rahmen dieser Untersuchung zeigte sich allerdings, dass zum einen der tatsächliche Aufwand der öffentlichen Verwaltung für ein derartiges Projekt

²³Unter folgenden Annahmen: der Mindestlohn, für den Arbeiter bereit sind, in ein Beschäftigungsverhältnis einzutreten, ist sehr gering bzw. 0; sie schätzen ihre Zeit nicht höher als den Lohn, den sie erhalten werden, ein; die Opportunitätskosten (Wert der Zeit) der bisher Arbeitslosen ist gleichverteilt zwischen Mindestlohn und gezahltem Lohn. Dies ergibt durchschnittliche Opportunitätskosten von 1/2 der einzelwirtschaftlichen Einstellungskosten.

und damit auch dieser Teil der Opportunitätskosten nicht abschätzbar sind (vgl. Abschnitt 16.2.2). Der andere und größte Teil der für dieses Projekt erforderlichen Arbeit fällt im Rahmen der Ausführung von Bauarbeiten an. Der Markt für Bauleistung wird jedoch aufgrund der Konkurrenz im Bausektor als weitgehend effizient angesehen – die Preise für Bauleistungen, so wird angenommen, liegen nahe den Grenzkosten und müssen also nicht um Verzerrungen bereinigt werden.

Werden für das betrachtete öffentliche Projekt Inputs benötigt, die von einem Monopolisten angeboten werden, so muss bei der Ermittlung der Opportunitätskosten dieser Inputs beachtet werden, dass die einzelwirtschaftlichen Ausgaben höher sind als die volkswirtschaftlichen Kosten, da der Monopolpreis höher ist als die Grenzkosten der Produktion des für das öffentliche Vorhaben benötigten Inputs. Bei der Ermittlung eines angemessenen Schattenpreises ist der Verlauf der Nachfrage-Kurve zu berücksichtigen, anhand derer man Aussagen über den tatsächlichen Einfluss des Monopolisten und damit über den tatsächlichen Bedarf der Ermittlung eines Schattenpreises treffen kann (vgl. Boardman et al. 2001: 97).

Daneben ist der *Bodenmarkt* von Bedeutung²⁴. Auch aufgrund der speziellen Eigenschaften des Produktionsfaktors Boden (u.a. ist er immobil und grundsätzlich unvermehrbar) genügt der Markt, auf welchem dieser Faktor gehandelt wird, nicht den Voraussetzungen eines vollkommenen Marktes – vollkommene Konkurrenz und vollkommene Marktübersicht der Marktteilnehmer können nicht als gegeben angenommen werden, es ergibt sich keine effiziente Allokation. Da einem Anbieter meist viele Nachfrager gegenüberstehen, kann von einer monopolistischen Marktform gesprochen werden (vgl. Rieder und Huber 1992: 21–23). Marktunvollkommenheiten rechtfertigen, wie oben schon angedeutet, staatliches Eingreifen in das Marktgeschehen, was aber auch zu anderweitigen Verzerrungen des Marktes führen kann (siehe oben). So ist zu beobachten, dass der institutionelle Rahmen des Bodenmarktes im weiteren Sinne²⁵ sehr umfangreich ist und nicht immer zu effizienten Preisen des Faktors Boden zu führen scheint.

Da das hier betrachtete Vorhaben Fläche in Anspruch nimmt, hat dieser institutionelle Rahmen natürlich Einfluss auf dessen Kosten und Umsetzbarkeit, grundsätzlich aber auch auf den Umgang mit und den Gesamtumfang von naturschutzfachlich interessanten Flächen²⁶ (vgl. Teil III.).

Es stellt sich nun die Frage nach dem besten Umgang mit diesen Marktunvollkommenheiten bzw. mit den verfügbaren Angaben zu Bodenwerten zur Schätzung der volkswirtschaftlichen

²⁴ „The costs involved in flood control calculations are relatively straight forward. Obviously, the initial costs of the flood-control works and their repair and maintenance charges must be included. The most difficult point in any such compilation is likely to be the cost of land acquisition for reservoirs, etc. In the absence of anything remotely approaching a free land market in a country such as the United Kingdom there is bound to be an arbitrary element in such items.“ (Prest und Turvey 1965: 709)

²⁵ In dieser Arbeit werden dazu auch die gesetzlichen Regelungen zum vorsorgenden, ökologischen Hochwasserschutz und aller Regelungen, welche die Landwirtschaft bzw. ihre Wirtschaftlichkeit betreffen, gerechnet.

²⁶ Hierzu sollen auch Flächen für den ökologischen Hochwasserschutz bzw. Feuchtgebietsflächen zählen.

Bodenwerte.

Dabei ist festzustellen, dass auf dem landwirtschaftlichen Bodenmarkt Pachtpreise eine höherer Aussagekraft über die Bodenwerte zu besitzen scheinen als die beim Kauf von derartigen Flächen erzielten Preise. Das Bodenangebot und die entsprechenden Kaufpreise sind nach Rieder und Huber (1992: 24–25) von ausserlandwirtschaftlichen Rahmenbedingungen, wie beispielsweise die Inflationsrate, die Flächennutzungsolitik (Ausweitung von Bauland etc.) oder Hypothekenzinsen, abhängig, während Pachtlandpreise in erster Linie von landwirtschaftlichen Bestimmungsfaktoren geprägt sind. Diese Faktoren, welche die Einkommenerwartung der Bewirtschafter und somit die Nachfrage nach Pachtland beeinflussen, sind u.a. landwirtschaftliche Produktpreise und Produktionsmittelpreise, aber auch Subventionen und Produktionskontingente. Bei den verschiedenen Einflussfaktoren auf die Boden- und Pachtpreise können eventuell zumindest die Vorzeichen und Gewichte festgestellt werden, was wenigstens eine qualitative Beurteilung der verfügbaren Informationen erlaubt (siehe Teil III., vgl. auch Rieder und Huber (1992: 44–48)).

Darüber hinaus könnte argumentiert werden, dass bei der Beanspruchung von landwirtschaftlichen Grenzertragsflächen (geringe/keine Erträge) Opportunitätskosten der Inanspruchnahme von Null anfallen.

Der Immobilienmarkt wird als weitgehend effizient angesehen, der Baulandmarkt ist jedoch starken Regulierungen unterworfen, was vermuten lässt, dass die herrschenden Baulandpreise z.T. überhöht sind. Im Folgenden wird daher der niedrigste verfügbare und übertragbare Baulandpreis als Richtwert für den Baulandpreis der Einheitssiedlung verwendet²⁷.

15.4 Der Geltungsbereich

Man kann den Betrachtungsbereich von K-N-A bzw. die Betroffenen des betrachteten Vorhabens sowohl in räumlicher als auch in zeitlicher Hinsicht abgrenzen. Sofern sich die Auswirkungen öffentlicher Projekte z.B. nur auf bestimmte Regionen und Gemeinden beschränken, bietet sich eine Untersuchung auf diesen lokal begrenzten Ebenen an.

Bei einer Projektanalyse ist weiterhin zu beachten, dass nur Wirkungen berücksichtigt werden, die allein auf die Durchführung einer öffentlichen Maßnahme zurückzuführen sind. Man muss also die Unterschiede alternativer Entwicklungen mit und ohne Projekt unterscheiden, nicht aber Unterschiede, die zwischen zwei Zeitpunkten vor und nach der Durchführung einer Maßnahme erkennbar werden (vgl. Abschnitt 15.5).

²⁷Dieser Wert (23€, erschließungsbeitragsfrei) bezieht sich auf einen kleinen Eigenheimstandort in der Stadt Sandau (C. Wendt, 26.04.04). Da die abzubrechende Einheitssiedlung in einer ländlich geprägten Gegend in Ostdeutschland liegen soll, erscheint dieser Wert angemessen und gleichzeitig nicht übermäßig verzerrt (Erschließungskosten: 50 DM/m² zu Beginn der 1990er Jahre).

Von besonderer Bedeutung und Einfluss ist der *zeitliche* Geltungsbereich der Kosten-Nutzen-Untersuchung.

15.4.1 Der Betrachtungszeitraum

Der Zeitraum der Berücksichtigung der Auswirkungen öffentlicher Maßnahmen hängt gewöhnlich vom Planungshorizont staatlicher Institutionen ab. Man kann die zeitliche Analyse auf die lebende Generation begrenzen oder aber versuchen, sämtliche nachfolgenden Generationen in die Betrachtung einzubeziehen (in der Regel beschränken sich die Analysen allerdings auf Zeiträume, die sich zwischen diesen beiden Extremen bewegen.)

Die Länge des betrachteten Zeitraumes (z.B. 20 Jahre versus ∞), die unter Umständen Einfluss auf das Gewicht von Kosten- und Nutzenseite hat, sollte allerdings danach festgelegt werden, wer einen Nutzengewinn durch die öffentliche Maßnahme erfährt, und wer die entsprechenden Kosten tragen muss. Es geht also um die Frage, welche möglicherweise betroffenen Subjekte in Gegenwart und Zukunft berücksichtigt werden müssen.

LAWA (1998: 4-2) empfiehlt die Bestimmung der jeweils maßgeblichen individuellen Untersuchungszeiträume der betrachteten Alternativen anhand der Dauer der Investitions- und Betriebsphase²⁸ und im Anschluss daran eine alternativenübergreifende Abstimmung, wobei *bei unterschiedlichen durchschnittlichen Nutzungsdauern* der Alternativen für eine Kostenvergleichsrechnung die Wahl eines *längeren* Untersuchungszeitraumes²⁹ erforderlich ist.

In LAWA (1998: 4-2 und Anlage 1) sowie in BMV (1988) finden sich Tabellen mit durchschnittlichen Nutzungsdauern verschiedener wasserwirtschaftlicher Bauwerke bzw. von Brücken, Straßen und anderen Ingenieurbauwerken.

Wie aber McKean (1958: 124) und auch Prest und Turvey (1965: 690) feststellen, ist die Bestimmung des Betrachtungszeitraumes („project life“) ein Prozess, der sehr von der vor allem subjektiven Einschätzung der physischen Lebensdauer verschiedener Güter, des technologischen Wandels, von Veränderungen in der Nachfrage, des Auftretens neuer Produkte und vielem anderen mehr abhängig ist: „unless we have a great deal of other information, rarely obtainable, we cannot point to the 'correct' time horizon“ (McKean 1958: 124). Diese beiden Autoren verweisen in diesem Zusammenhang auf die Bedeutung der Diskontrate – so sind

²⁸ „Die Betriebsphase wird durch die wirtschaftliche Lebensdauer der Anlage bzw. der Anlagenteile begrenzt. Deren Ende ist erreicht, wenn die nach diesem Zeitpunkt anfallenden Kosten die dann noch erzielbaren Nutzen zu übersteigen beginnen. Da sich dieser Zeitpunkt im Einzelfall nur schwer voraus schätzen lässt, legt man in der Praxis deren Länge so fest, dass sie etwa der durchschnittlichen Nutzungsdauer vergleichbarer Anlagen entspricht.“

Da sich ein Projekt aus verschiedenen Teilen mit unterschiedlich langer wirtschaftlicher Lebensdauer zusammensetzt, sind innerhalb der Betriebsphase einzelne Anlagenteile zu ersetzen und folglich die daraus resultierenden Reinvestitionskosten in den Kostenvergleich einzustellen.“ (LAWA 1998: 4-2)

²⁹ Hier ist nicht klar, ob dieser dem längsten individuellen Betrachtungszeitraum entsprechen muss.

z.B. die Auswirkungen jedes Fehlers in den getroffenen Annahmen bzw. in den Schätzungen von Parametern (z.B. die physische Lebensdauer oder die Veränderung der Nachfrage) um so geringer, je höher die Diskontrate gewählt wird. McKean (1958: 124) misst der Festlegung der Länge des Betrachtungszeitraumes keine sehr große Bedeutung zu – er empfiehlt die Annahme eines durchschnittlichen Standard-Zeithorizonts, da „... results that reflect two or more discount rates would already reflect a range of attitudes toward the future“. Darüberhinaus scheinen einige Untersuchungen zu zeigen, dass die Realisierbarkeit von Vorhaben nicht sehr stark von den unterschiedlichen Annahmen über ihre Lebensdauer abhängig sind (vgl. Foster und Beesley, 1963 in Prest und Turvey 1965: 690). Sensitivitätsanalysen – wiederholte Berechnungen mit unterschiedlichen Werten für bestimmte Parameter der Analyse – sind auch aus diesem Grund ein sehr wichtiger Bestandteil von K-N-A.

15.5 Zu berücksichtigende Kosten

Eine grundsätzliche Frage betrifft die Bestimmung des Teils der Kosten des öffentlichen Projekts, die zu den volkswirtschaftlichen Kosten und damit zu den in der K-N-A zu berücksichtigenden Kosten zu zählen ist. „When we as individuals talk of costs and benefits, we naturally tend to consider only our *own* costs and benefits. . . . In cost-benefit analysis we try to consider *all of the costs and benefits to society as a whole*.“ (Boardman et al. 2001: 2, Hervorhebungen im Original)

„As a basis for tracing and evaluating these various effects [eines Vorhabens], they may be considered from two fundamental viewpoints: (1) private and (2) public. Depending on the viewpoint selected, a particular effect may be a benefit or a cost, or it may not be considered in the appraisal at all. . . . The public viewpoint extends beyond the scope of individual private interests, and consists of two phases: (a) the aggregate private, and (b) social interests. . . . the public viewpoint is more inclusive in that an attempt is made to cover all benefits and costs to whomsoever they may accrue.“ (Regan und Weitzell 1947: 1281–1283).

Grundsätzlich dürfen allerdings Effekte und Kosten des Vorhabens, die reine Transferzahlungen sind oder aber Verteilungseffekte darstellen, nicht in die Analyse einbezogen werden: „... we have to eliminate the purely transfer or distributional items from a cost-benefit evaluation: we are concerned with the value of the increment of output arising from a given investment and not with the increment in value of existing assets.“ (Prest und Turvey 1965: 688) – die sich mit dem Projekt oder in dessen Folge ergebenden Preisveränderungen von Gütern und Produktionsfaktoren müssen demnach ignoriert werden. Die im Rahmen des betrachteten Vorhabens eventuell zu zahlenden Entschädigungen, z.B. für Haus- und Grundstücksbesitzer, werden so als Transferzahlungen auch im Sinne von LAWA (1998: 3-1, vgl. auch Fußnote 30) betrachtet und daher nicht bei der Ermittlung der volkswirtschaftlichen Kosten des Projektes berücksichtigt.

Ähnlich wie Regan und Weitzell (1947) weist auch LAWA (1998: 11, 16, 27) darauf hin, dass sich gesamt- und einzelwirtschaftliche (betriebswirtschaftliche) Betrachtungen in der Definition der Kosten und, daraus resultierend, in der Einbeziehung von Kostenarten³⁰ sowie der Höhe des verwendeten Zinssatzes³¹ unterscheiden.

Sehr anschaulich formuliert Hampicke (1985: 95) diese Zusammenhänge: „Einem einzelnen Subjekt entstehen Kosten, wenn es Einbußen an einem knappen Gut erleidet. Bei der Bestimmung volkswirtschaftlicher Kosten ist als erstes zu prüfen, ob durch eine Maßnahme, auch wenn sie Finanztransaktionen hervorruft (z.B. Öffentliche Haushalte belastet), überhaupt irgendwo in der Volkswirtschaft reale Verzichte auf knappe Güter entstehen. Wird ein Arbeitsloser eingestellt, so wird nirgendwo eine Arbeitskraft entzogen. Da keine Lücke entsteht, sind die volkswirtschaftlichen Kosten in erster Näherung gleich Null. Erhalten Landwirte Erstattungszahlungen dafür, daß sie die Erzeugung von Überschußprodukten reduzierten (Milch, Zucker, Weizen usw.), so erschiene dies dem Finanzminister als „teuer“, volkswirtschaftliche Kosten würden aber natürlich nicht verursacht.“

Bei der Bewertung der Kosten und Nutzen von Vorhaben müssen prinzipiell zwei Situationen miteinander verglichen werden: die wirtschaftliche Entwicklung mit dem betrachteten Vorhaben und die Entwicklung, welche ohne dieses stattfinden würde – „the 'with and without' principle“ (vgl. z.B. Eckstein (1958: 37f., 51f.), Regan und Weitzell (1947: 1283–1286), Marglin (1962: 23) oder McKean (1958: 43–44). „[This principle] prevents attributing to a project effects which are not caused by it, but which occur because of passage of time or for other irrelevant reasons.“ (Eckstein 1958: 52).

Daneben ist zu berücksichtigen, dass die *Kosten eines Projektes* meist *nicht eindeutig bestimmt* werden können – schon Regan und Weitzell (1947: 1278) stellen fest: „It may not be

³⁰ „...staatliche Zuwendung oder die Vorteile aus zinsvergünstigten Darlehen dürfen, da sie reine Transferleistungen darstellen, in gesamtwirtschaftliche Kostenvergleichsrechnungen nicht eingehen. Hingegen handelt es sich bei der Abwasserabgabe um einen Ansatz zur Internalisierung externer Kosten (Sozialkosten), so daß sie in die Kostenbetrachtungen einzubeziehen sind.

In betriebswirtschaftliche Kostenvergleichsrechnungen gehen alle vom Projekt zu tragenden Kosten ein, gleichgültig, welchen Ursprungs sie sind.“ (LAWA 1998: 3-1)

³¹ „Bei der Festlegung des anzuwendenden Zinssatzes ist zwischen der gesamt- und betriebswirtschaftlichen Betrachtungsweise zu unterscheiden. Für die betriebswirtschaftliche Kostenvergleichsrechnung bilden die einschlägigen Kapitalmarktverhältnisse den Ausgangspunkt, wobei allerdings deren zeitliche Veränderungen und die erhebliche Länge des Betrachtungszeitraumes zu bedenken sind.

Hingegen lässt sich die Frage, wie hoch der Zinssatz anzusetzen ist, mit dem in der Zukunft anfallende Kosten wasserwirtschaftlicher Infrastrukturmaßnahmen zum Zwecke ihrer gesamtwirtschaftlichen Vergleichbarkeit auf die Gegenwart diskontiert werden sollen, nicht so leicht beantworten. Die Höhe dieser Minderschätzung stellt ein Werturteil dar, dem man verschiedene theoretische Ansätze unterlegen kann. Leicht nachzuvollziehen ist beispielsweise die Argumentation, daß bei späterem Einsatz einer Ressource diese zwischenzeitlich in anderer Verwendung Nutzen stiften kann, was eine Entlastung bewirkt. Greift man zu deren Bestimmung auf die Kapitalproduktivität der Marktwirtschaft zurück, so sind neben den zu bedenkenden Punkten des Langzeitaspektes zusätzlich Unterschiede in den Investitionsrisiken zu würdigen.“ (LAWA 1998: 4-3)

possible to develop techniques and procedures that will measure accurately *all* the cost-benefit effects of a land-improvement and conservation program. Some of the effects may not be commensurable in terms of any objective or standard unit of value that can be conceived.“ Sie sind beeinflussbar und variieren mit technischen und gesellschaftlichen Bedingungen (vgl. Hampicke 1985: 96):

- Der Stand der Technik bestimmt, wie viel Produktionsfaktoren zur Erreichung eines bestimmten Ziels verbraucht werden müssen;
- die Werte von ökonomischen Gütern ergeben sich aus den Präferenzen der ökonomischen Subjekte;
- daneben ist aber auch die Zahlungsfähigkeit für die Preisbildung essenziell;
- bei nicht vermehrbaren Gütern (z.B. der Boden) spielen die erzielbare Rente sowie die Knappheit der Güter eine wichtige Rolle für die Entwicklung ihrer Preise.

Weiterhin ist die Ermittlung der volkswirtschaftlichen Kosten bzw. der Opportunitätskosten auch mit Abgrenzungsentscheidungen verbunden – Entscheidungen darüber, welche Größen in die Berechnungen einbezogen werden sollen bzw. auf welcher Betrachtungsebene die Untersuchung erfolgen soll. Verschiedene Perspektiven einer K-N-A sind möglich: „It is often contentious whether an analysis should be performed from the global, national, state (provincial), or local perspective.“ (Boardman et al. 2001: 9)

15.5.1 Die Finanzierung

Unterschiedliche Formen der Finanzierung eines öffentlichen Projektes haben Auswirkungen auf die Art und Höhe seiner Kosten: Entweder wird von einem fixen Budget des Investors (z.B. Staat/Bundesland) ausgegangen, aus dem das Projekt finanziert werden muss, so dass sich hieraus Kosten in Höhe entgangener Nutzen aus nicht durchgeführten anderen Projekten ergeben können. Oder das Projekt wird über eine Kreditaufnahme finanziert, dann müssen Finanzierungskosten in Höhe der Kreditzinsen getragen werden.

Hierbei ist vor allem die Herkunft der Mittel zur Finanzierung des Projektes³² von Bedeutung. Man unterscheidet dabei zwischen 1) Außenfinanzierung (u.a. Einlagen Dritter oder Kredite) und 2) Innenfinanzierung (Geldmittel durch das Unternehmen selbst bereitgestellt: Finanzierung aus dem Gewinn oder Vermögensumschichtung).

Daneben muss die Finanzierung eines Vorhabens mit Steuergeldern von einer Finanzierung aus privaten Mitteln unterschieden werden. Zu den durch Besteuerung verursachten Wohl-

³²Andere Merkmale der Finanzierung sind: die Rechtsstellung des Kapitalgebers sowie die Fristigkeit der Finanzierung (vgl. Brandes und Odening 1992: 64–65)

fahrtsverlusten [„deadweight loss“] existiert eine umfangreiche Literatur, wobei in verschiedenen Studien eine Quantifizierung dieser Wohlfahrtsverluste unternommen wurde (vgl. Tabelle 4.2 in Leach 2003: 40) – hier sei nur auf die exemplarische Arbeit von Feldstein (1999)³³, der einen Wohlfahrtsverlust je Steuer-\$ in den USA von \$1,65 ermittelt, sowie die Untersuchung von Fölster und Henrekson (2001) zu den negativen Wachstumseffekten von Staatsausgaben und Besteuerung in reichen Ländern der OECD hingewiesen. Je nach Studie ergeben sich bei einer Besteuerung 2 % (Harberger 1964) bis 165 % (Feldstein 1999) des Steueraufkommens als Wohlfahrtsverluste. Auch diese müssen als Finanzierungskosten bei der Ermittlung der Projektkosten öffentlicher Vorhaben, zu deren Finanzierung eine Steuer erhoben wird, berücksichtigt werden.

Im Zusammenhang mit der Bereitstellung öffentlicher Güter unter Verwendung von Steuergeldern wird allerdings diskutiert, ob überhaupt von einem Wohlfahrtsverlust gesprochen werden muss. Kaplow (1996: 524–525) etwa vertritt die Sicht, dass sich positive und negative Auswirkungen auf die gesamtgesellschaftliche Wohlfahrt von öffentlichen steuerfinanzierten Vorhaben ausgleichen können, wenn öffentliche Güter bereitgestellt werden³⁴. Ng (2000) argumentiert, dass sowohl die Ergebnisse von Feldstein (1999) als auch von Kaplow (1996) wesentlich für die Debatte um das optimale Maß der Ausgaben der öffentlichen Hand sind: unter Anerkennung des Kommentars von Browning und Liu (1998) zu Kaplow (1996), der verdeutlicht, dass Einkommenssteuern auch in den von Kaplow behandelten Fällen verzerrend wirken, wird festgestellt: „The fact that raising a dollar of public revenue is larger than one does not mean that the benefit/cost ratio for public projects must be larger than one.“ (Ng 2000: 259). Danach sind bei der Schätzung der verzerrenden Kosten einer Besteuerung im Rahmen der Ermittlung des angemessenen Nutzen-Kosten-Verhältnisses von öffentlichen Vorhaben auch folgenden Effekte zu berücksichtigen: die Existenz von Steuern, die keine eigentliche Belastung darstellen (z.B. auf Luxusgüter), *relative* Einkommenseffekte und die korrektive Natur vieler Steuern bezüglich der Übernutzung von natürlichen Ressourcen durch Produktion und Konsum. Diese Effekte können nach Ng (2000: 264) die Folgen der durch Steuern ausgelösten Veränderungen im Verhalten der besteuerten Individuen ausgleichen – „Thus, before a reasonable estimation of these opposing effects, it is difficult to say whether the appropriate benefit/cost ratio for public spending should exceed or fall short of unity.“

In erster Näherung und vereinfachend wird im folgenden davon ausgegangen, dass trotz einer Finanzierung des Vorhabens, das öffentliche Güter bereitstellt, mit Steuergeldern im Ergebnis *keine* Wohlfahrtsverluste berücksichtigt werden müssen. Weiterhin wird angenommen, dass die Finanzierung über ein Annuitätendarlehen³⁵ erfolgt, das nach Brandes und Odening (1992: 66)

³³Feldstein (1999: 679): „...the deadweight loss of the personal income tax on labor income reflects the induced changes in itemized deductions and in income exclusions as well as a broader than usual measure of changes in labor supply.“

³⁴Für eine Diskussion dazu vgl. u.a. Browning und Liu (1998) und Kaplow (1998).

³⁵Dabei bleibt der Kapitaldienst im Zeitablauf gleich, während der Anteil der Zinsen abnimmt, der Tilgungsanteil aber entsprechend wächst.

das am weitesten verbreitete langfristige Darlehen ist, und daher *keine* Opportunitätskosten aus einer alternativen Verwendung der Mittel berücksichtigt werden müssen. Dies ist eine vereinfachende Annahme, da, wie Eckstein (1961: 480) feststellt, die Mittel für öffentliche Projekte meist aus dem aktuellen Steueraufkommen finanziert werden und eher selten über eine Kreditaufnahme.

15.6 Der Diskontsatz

Im Rahmen des betrachteten Projekts fallen manche Zahlung nur zu bestimmten Zeitpunkten, andere hingegen kontinuierlich an, z.B. die Kosten der Abbrucharbeiten zu Beginn des Betrachtungszeitraumes im Gegensatz zu den jährlichen Unterhaltungskosten der Infrastruktur. Um Vergleichbarkeit zu erreichen, müssen alle anfallenden Kosten entweder auf einen bestimmten Zeitpunkt bezogen (kapitalisiert)³⁶ oder in einen geglätteten Zahlungsstrom umgewandelt werden. Dazu ist ein geeigneter Zins- bzw. Diskontsatz nötig, der die Knappheit und somit den Preis des Kapitals ausdrückt (vgl. Hampicke 1985: 100).

Nach Schneider (1992: 102) wird der Einsatz eines Kalkulationszinsfußes nur durch Vereinfachungen der Modellüberlegungen erzwungen (Total- versus Partialmodell), was auch die Frage nach dem allgemein richtigen Kalkulationszinsfuß sinnlos erscheinen lässt. „Für die *praktische* Investitionsplanung verkörpert der Kalkulationszinsfuß eine vereinfachende Pauschalannahme über die Finanzierungskosten und Erträge aus möglichen Geldanlagen. *Theoretisch* sauber ist der Kalkulationszinsfuß als Konkurrenzgleichgewichtspreis für die Überlassung von Geld für eine Abrechnungsperiode in einem vollkommenen Kapitalmarkt im Konkurrenzgleichgewicht zu deuten. Der Kalkulationszinsfuß bezeichnet dabei den Preis, zu dem sowohl Geldanlagen als auch Geldaufnahmen in beliebiger Höhe erfolgen können.“ (Schneider 1992: 102, eigene Hervorhebungen)

Das theoretische Fundament des Diskontierens liegt in den aufeinander aufbauenden Überlegungen von Rae (1905)³⁷, Jevons (1911)³⁸ und dessen Sohn Jevons (1905), Senior (1938)³⁹, Böhm-Bawerk (1961)⁴⁰, Fisher (1930) und Samuelson (1937) zur Thematik Intertemporaler Entscheidungen. Basierend auf Frederick et al. (2002: 353–355) soll hier ein kurzer Überblick über diese Entwicklung und damit auch über die Grundlagen der Diskontierung gegeben werden.

³⁶Gegenwartswert $PV = \int_{t=0}^x C(t) e^{-j t} dt$ bzw. $= \sum_{t=0}^x C(t) \left(\frac{1}{1+i}\right)^{-t}$; zur Erläuterung siehe z.B. Gleichung 16.5

³⁷Erstmals veröffentlicht 1834 als „Statement of Some New Principles on the Subject of Political Economy, Exposing the Fallacies of the System of Free Trade and of Some Other Doctrines Maintained in the 'Wealth of Nations'“ bei Hilliard Gray and Co., Boston (vgl. Ahmad 1998: 1, 17)

³⁸1. Auflage: 1888

³⁹1. Auflage: 1836

⁴⁰sowie Böhm-Bawerk (1961a) und Böhm-Bawerk (1961b) – 1. Auflage: 1888, Jena

Intertemporale Entscheidungen wurden durch die Veröffentlichung von Rae (1905) zum Werk von Adam Smith⁴¹ als eigenständige Thematik etabliert, in der Rae die Argumentation Smiths bezüglich der Frage, warum Nationen über unterschiedlich hohe Vermögensstände verfügen, um ein seiner Meinung nach „missing element“ erweitert. Smith sah das Vermögen einer Nation durch den Umfang an Arbeit, die für die Produktion von Kapital zur Verfügung steht, bestimmt. Rae hielt diese Argumentation für unvollständig, da sie nicht die Determinanten dieser Verteilung erklären konnte – er fügte „the effective desire of accumulation“ hinzu. Damit führte er die erste tiefergehende Diskussion um die psychologischen Motive, die intertemporalen Entscheidungen zugrunde liegen. Ein solches Verhalten wird in Rae (1905) als Kuppelprodukt verschiedener Faktoren verstanden, die entweder förderlich oder aber beschränkend auf den effektiven Wunsch nach Kapitalbildung („accumulation“) wirken.

Die beiden *positiv* auf die Kapitalbildung wirkenden Faktoren sind ein „bequest motive“ (das Motiv, einen Nachlass zu bilden) sowie die „propensity to exercise self restraint“ (die Neigung zur Selbstbeherrschung). *Limitierend* auf die Kapitalbildung wirken hingegen die Unsicherheit des menschlichen Lebens und der Reiz der Aussicht auf einen unverzüglichen Konsum. In diesen Faktoren drücken sich zwei fundamental unterschiedliche Sichtweisen auf die Zeitpräferenz⁴² aus:

- a) Zum einen die Annahme, dass die Menschen sich allein um ihren unmittelbaren Nutzen kümmern⁴³ – in diesem Rahmen wird weitsichtiges Verhalten durch die Unterstellung eines unmittelbaren Nutzens aus dem zukünftigen Konsum erklärt,
- b) zum anderen die Annahme, dass eine Gleichbehandlung der Gegenwart und der Zukunft, also „zero discounting“, den natürlichen Wert für das Verhalten bei intertemporalen Entscheidungen darstellt – in diesem Rahmen wird die Überbewertung der Gegenwart durch das Leid erklärt, das durch die für die Verschiebung der Belohnung nötige Entsagung entsteht⁴⁴.

Diese beiden Sichtweisen teilen die Idee, dass intertemporale Entscheidungen von unmittelbaren Gefühlen abhängig sind. Sie erklären aber die Variabilität in den intertemporalen Entscheidungen auf unterschiedliche Weise. Aus Sicht der so genannten „anticipatory utility“-Annahme (a) rühren diese Variationen von den Unterschieden in den Fähigkeiten der Menschen her, sich die Zukunft vorzustellen, sowie von den Unterschieden der jeweiligen Entscheidungssituationen selbst, die derartige Vorstellungen fördern bzw. behindern können. Die so genannte „abstinence perspective“ (b) hingegen erklärt diese Varianz auf der Basis individueller und situativer Unterschiede durch das psychologische Unbehagen, das mit Entsagung verbunden

⁴¹ „An inquiry into the nature and causes of the wealth of nations“, 3 Bände, 1. Auflage: 1776

⁴² „We use the term *time preference* to refer, more specifically, to the preference for immediate utility over delayed utility.“ (Frederick et al. 2002: 352, Hervorhebungen im Original)

⁴³ „... later championed by Jevons (1911) and his son Jevons (1905)“ (Frederick et al. 2002: 353)

⁴⁴ „Senior (1938) ... best-known advocate of this 'abstinence' perspective“ (Frederick et al. 2002: 553)

ist.

Böhm-Bawerk (1961, b, c) fügte 1888 hier nun ein neues Motiv an. Er vertritt die Auffassung, dass menschliche Wesen an der systematischen Tendenz der Unterschätzung ihrer zukünftigen Bedürfnisse leiden. Wie seine Vorgänger analysiert Böhm-Bawerk (1961) die Zeitpräferenz auf sehr psychologische Art und Weise. Doch während diese mit Motiven, welche allein zeitbezogen sind, argumentieren, begann Böhm-Bawerk mit der Modellierung intertemporaler Entscheidungen mit den selben Instrumenten, die für die Beschreibung anderer ökonomischer Zielkonflikte bzw. Abwägungsentscheidungen genutzt werden. Er betrachtete intertemporale Entscheidungen als „technische“ Entscheidungen über die (persönliche) Allokation knapper Ressourcen über die Zeit.

Dieses Vorgehen wurde 1930 von Fisher (1930) formalisiert. Fishers Darstellung des Problems in einem Koordinatensystem machte deutlich, dass die beobachtbare Zeitpräferenz einer Person (die Grenzrate der Substitution ihres gewählten Konsumbündels) von zwei Gesichtspunkten abhängig ist:

1. von der Zeitpräferenz⁴⁵, und
2. von abnehmendem Grenznutzen.

Im ersten Teil des 20. Jahrhunderts wurde die Zeitpräferenz also als eine Vermischung verschiedener intertemporaler Motive betrachtet, die sich in der so genannten *Diskontrate*⁴⁶ des 1937 von Samuelson (1937) eingeführten „discounted utility“-Modells⁴⁷ verdichten, jedoch noch immer essenziell für das Verständnis intertemporaler Entscheidungen sind. Dieses generalisierte Modell intertemporaler Entscheidungen ist im Gegensatz zu Fishers Zwei-Perioden-Modell auf multiple Zeitperioden anwendbar. Gleichzeitig sollte es zeigen, dass die Darstellung intertemporaler Tradeoffs ein kardinales Nutzen-Maß verlangt.

Samuelson sah das „discounted utility“-Modell nicht als ein normatives Modell für intertemporale Entscheidungen. Trotz seiner Skepsis auch bezüglich der Stichhaltigkeit dieses Modells setzte es sich auf Grund seiner Einfachheit und Eleganz der Formulierung sehr schnell als

⁴⁵„In Fisher’s formulation, *pure* time preference can be interpreted as the marginal rate of substitution on the diagonal, where consumption is equal in both periods.“ (Frederick et al. 2002: 354f., Hervorhebungen im Original)

⁴⁶„...the individual’s pure rate of time preference . . . , which is meant to reflect the collective effects of the “psychological” motives. . .“ (Frederick et al. 2002: 355)

⁴⁷

$$U^t(c_t, \dots, c_T) = \sum_{k=0}^{T-t} D(k) u(c_{t+k})$$

where $D(k) = \left(\frac{1}{1+\rho}\right)^k$.

Analyserahmen für intertemporale Entscheidungen durch. Die Dominanz dieses Modells als Standardmodell intertemporaler Entscheidungen wurde durch die Untersuchung von Koopmans (1960) zu Böhm-Bawerks Idee der Präferenzen erweitert, da u.a. Koopmans⁴⁸ zeigte, dass das „discounted utility“-Modell von einem (zunächst) einleuchtenden Satz von Axiomen abgeleitet werden kann (und unter genau spezifizierten Umständen Individuen aus logischen Gründen eine positive Zeitpräferenz besitzen müssen).

Die Diskontierung wurzelt also in den Präferenzen der Individuen, von denen im Allgemeinen angenommen wird, dass sie heutigen Nutzen gegenüber künftigem Nutzen vorziehen. Daneben entstehen aber auch Opportunitätskosten durch entgangene Zinsen, wenn eine Investition nicht getätigt, sondern vielmehr das entsprechende Geld heute ausgegeben wird. Diese beiden bei Entscheidungen von Individuen wichtigen Überlegungen – die Zeitpräferenzrate („Marginal Rate of Time Preference“) und die Kapitalverzinsung privater Investitionen („Marginal Rate of Return on Private Investment“) – bieten einen Ansatzpunkt für Überlegungen, wie zukünftige gesellschaftliche Kosten und Nutzen diskontiert werden sollten – was also die „richtige“ Diskontrate ist, um einen Vergleich mit gegenwärtigen gesellschaftlichen Kosten und Nutzen zu ermöglichen. *In vollkommenen Märkten* sind diese beiden Raten gleich groß, so dass die Festlegung der für K-N-A so wichtigen gesellschaftlichen Diskontrate („social discount rate“) keine Probleme bereitet (vgl. Boardman et al. 2001: 230–236). *Unter realen Bedingungen* mit Steuern, Risiken und Transaktionskosten fällt die Feststellung der angemessenen gesellschaftlichen Diskontrate allerdings schwer, da Zeitpräferenzrate und die Rendite privater Investitionen nicht mehr zusammenfallen, sowie unterschiedliche Zeitpräferenzraten und Kapitalrenditen bei unterschiedlichen Individuen möglich sind.

Einige Autoren sehen allerdings keine stichhaltigen Gründe für eine Diskontierung von zukünftigen Nutzen (und damit auch der Kosten) lediglich aufgrund ihres Auftretens in der Zukunft, z.B. Bhagwati (1966 in Henderson (1968: 99)). Dem gegenüber beschreibt Henderson (1968: 98–100) drei Hauptargumentationslinien, welche die Ableitung einer positiven Zeitpräferenz und damit auch einer positiven Diskontrate zu erlauben scheinen. *Zum einen* kann für eine positive Diskontrate aufgrund von Unsicherheit bzw. Risiko bezüglich des künftigen Konsums argumentiert werden. Allerdings kann dieses Argument nicht klären, ob der am wenigsten mit Risiko behaftete Konsum ebenfalls mit einer positiven Rate diskontiert werden sollte. *Zum anderen* könnte die Rationalität einer positiven Diskontrate durch die Unumgänglichkeit des Todes erklärt werden. Doch es ist fraglich oder zumindest diskussionswürdig, ob öffentliche Vorhabenträger dieses Argument akzeptieren sollten, auch, da dadurch lediglich die Wohlfahrt der heute lebenden nicht aber zukünftiger Individuen berücksichtigt würde. *Schließlich* kann eine positive Zeit-Präferenzrate mit Verweis auf den abnehmenden Grenznutzen zukünftigen Konsums unter der Annahme eines mit der Zeit wachsenden realen Pro-Kopf-Konsums vertreten werden – ein zukünftiger Anstieg im Konsum ist demnach weniger wert als derselbe Anstieg im Konsum heute. Doch auch dieser Ansatz ist mit Problemen behaftet und führt

⁴⁸Vgl. Frederick et al. (2002: 356, Fußnote 4) für diesbezügliche Axiom-Systeme weiterer Autoren.

nicht zu einer eindeutigen Diskontrate.

Verschiedene Methoden zur Ermittlung einer angemessenen Diskontrate wurden entwickelt. Ihre Messung bzw. Schätzung kann aus Beobachtungen des Verhaltens der Individuen in der „realen Welt“ oder aber aus experimentellen Erhebungen abgeleitet werden (vgl. Frederick et al. 2002: 384–389), wobei jedoch so genannte „confounding factors“ („consumption reallocation, intertemporal arbitrage, concave utility, uncertainty, inflation, expectations of changing utility, additional biasing factors from modifications to the instantaneous utility function“ (vgl. Frederick et al. 2002: 380–383)) berücksichtigt werden müssen, welche „typically are not regarded as legitimate components of time preference *per se*, but they can affect both experimental responses and real world choices.“ (Frederick et al. 2002: 377, Hervorhebungen im Original). Henderson (1968: 96–118) unterscheidet wenigstens vier Wege der Herleitung einer Diskontrate⁴⁹. Keiner dieser scheint jedoch ohne schwerwiegende Einwände umsetzbar zu sein, was eine Wahl der Diskontrate im Bewusstsein der Unzulänglichkeit der Verfahren wichtig macht. Boardman et al. (2001: 236–250) stellen sechs Möglichkeiten vor, favorisieren jedoch die Verwendung des Schattenpreises des Kapitals („shadow price of capital“) zur Ermittlung der gesellschaftlichen Diskontrate gegenüber der Verwendung z.B. der „marginal social rate of time preference“-Methode oder der „marginal rate of return on private investment“-Methode. Die Berechnung der Diskontrate erfordert dabei zunächst eine Unterscheidung der Auswirkungen des öffentlichen Projekts in die Investitionen bzw. den Konsum betreffende Auswirkungen (vgl. Feldstein 1972). Veränderungen in den Investitionen werden mit Hilfe des Schattenpreises des Kapitals⁵⁰ gewichtet, was die Veränderungen in so genannten „Konsum-Äquivalenten“ ergibt. Veränderungen der „Konsum-Äquivalente“ sowie des Konsums werden schließlich mit Hilfe der „marginal social rate of time preference“ diskontiert⁵¹.

⁴⁹Use of 1) the rate of interest on longterm government securities; 2) a social time preference rate; 3) an opportunity cost rate; 4) combined use of a social time preference rate and a calculation of the social opportunity cost of public investments.

⁵⁰Vereinfachte Gleichung: $\theta = r_z/p_z$, wobei θ = Schattenpreis des Kapitals, r_z = „marginal rate of return on private investment“, p_z = „marginal social rate of time preference“, siehe Boardman et al. (2001: 241–243) für weitere Ausführungen

⁵¹Praktische Auswirkungen der Anwendung der „shadow price of capital“-Methode nach Boardman et al. (2001: 248–249): Falls alle Kosten und Nutzen als Veränderungen im Konsum gemessen werden, sollten sie mit der „marginal social rate of time preference“ diskontiert werden. Die Autoren empfehlen hierbei die Verwendung einer Rate von 2% (Sensitivitätsanalyse bei 0 und 4%). Falls alle Kosten und Nutzen hingegen als Veränderungen in den privaten Investitionen gemessen werden, sollten sie mit Hilfe der „marginal rate of return on private investment“ diskontiert werden, wofür die Autoren eine Rate von 8% empfehlen (Sensitivitätsanalyse bei 6% und 10%). Sollten einige Kosten bzw. Nutzen als Veränderungen im Konsum, andere aber als Veränderungen in den privaten Investitionen gemessen worden sein, sollte der „shadow price of capital“ auf die Veränderungen in den Investitionen angewendet werden, um dann mit der „marginal social rate of time preference“ diskontieren zu können. Allerdings können Kosten und Nutzen meist nicht eindeutig als Veränderungen im Konsum oder in den privaten Investitionen eingeordnet werden. In diesem Fall empfehlen Boardman et al. (2001) 15% der Projektwirkungen als Veränderungen in den Investitionen und 85% als Veränderungen im Konsum zu behandeln. Als „shadow price of capital“ kann eine Rate von 1.65% (Sensitivitätsanalyse bei 1.3 und 2.7%) verwendet werden.

Ein ähnliches Vorgehen empfiehlt schon Feldstein (1964).

Für Projekte mit hohen zukünftigen (d.h. intergenerationellen) Umwelt- oder Gesundheitsauswirkungen können niedrigere Diskontraten als bei eher kurzfristigen K-N-A (nur eine Generation betreffend) gerechtfertigt werden, insbesondere, wenn die Auswirkung erst in sehr entfernter Zukunft eintreten werden. Vor allem in solchen Fällen wird auch für *mit der Zeit abnehmende* Diskontraten („hyperbolic discounting“)⁵² argumentiert, was höhere Diskontraten für Auswirkungen in der nahen Zukunft und immer geringere Diskontraten bedeutet, je weiter die Projektauswirkungen in zeitlicher Entfernung zur Durchführung des Projektes eintreten. Die Anwendung einer solchen Diskontierung impliziert auch Annahmen über das Verhalten der wirtschaftlichen Individuen: „Hyperbolic discounting leads a person to consume more than she would like from a prior perspective (or, equivalently, to under-save).“ (Frederick et al. 2002: 366). Es gibt verschiedene Ansätze, „time declining discount rates“ abzuleiten, z.B. im Rahmen von „proportional discounting“ (z.B. Harvey 1994) oder i.e.S. „hyperbolic discounting“ (z.B. in Portney und Weyant 1999). Als Beispiele für weitere Untersuchungen zu diesem Thema sollen hier nur Weitzman (2001), Newell und Pizer (2001) und Moore et al. (2004) genannt werden.

Aus praktischen Gründen empfehlen Moore et al. (2004: 13 u. Abb. 1) für kleine Projekte, deren Betrachtungszeitraum weniger als 50 Jahre beträgt, und welche nicht dazu geeignet sind, die herrschenden Marktpreise zu beeinflussen, eine Diskontrate von 3,5 % (2,5 bis 4,5 %). Sollte eine längerfristige Betrachtung nötig sein, so sollten, diesen Autoren zufolge, mit der Zeit abnehmende Diskontraten angewendet werden, um ethischen Erwägungen, aber auch zukünftigen Wirtschaftswachstumsraten, Kapitalerträgen und der marginalen Sparneigung innewohnenden Unsicherheit, die zunimmt, je weiter man in die Zukunft blickt, Rechnung zu tragen.

LAWA (1998: 4-3) weist darauf hin, dass die Höhe der Diskontierung zukünftiger Kosten auf die Gegenwart, um sie aus gesamtwirtschaftlicher Sicht zu vergleichen, ein *Werturteil* darstellt, dem verschiedene theoretische Ansätze zugrunde gelegt werden können. Bei der Bestimmung dieser Größe kann z.B. auf die Größe der Kapitalproduktivität der Marktwirtschaft zurückgegriffen werden, wobei aber die Langfristigkeit der Untersuchung und Unterschiede in

⁵²Verschiedene Unzulänglichkeiten des „discounted utility“-Modells von Samuelson als ein Modell zur Beschreibung von Verhalten sind dokumentiert, am besten trifft dies für das „hyperbolic discounting“ zu: „empirically observed discount rates are not constant over time, but appear to decline – a pattern often referred to as hyperbolic discounting“ (Frederick et al. 2002: 360). Es existiert „... a particularly simple functional form which captures the essence of hyperbolic discounting:

$$D(k) \text{ [a person's discount function]} = \begin{cases} 1 & \text{if } k = 0 \\ \beta \delta^k & \text{if } k > 0 \end{cases}$$

...The (β, δ) formulation is highly tractable, and captures many of the *qualitative* implications of hyperbolic discounting.“ (vgl., auch für die Notation, Frederick et al. 2002: 355, 366, Hervorhebungen im Original).

den Investitionsrisiken zu berücksichtigen sind.

Bei der Beurteilung gerade der *langfristigen* Wirtschaftlichkeit von Vorhaben muss die Eigenschaft des Zinses als zukunftsbezogene Größe mit einem sehr fernen Planungshorizont beachtet werden. So empfiehlt LAWA (1998: 4-3) in Anlehnung an wirtschaftswissenschaftliche Untersuchungen im Rahmen der Fortschreibung der Bundesverkehrswegeplanung einen langfristigen Zinssatz von real 3 % p.a. als Standardwert für Kalkulationen von wasserwirtschaftlichen Anlagen (und für Sensitivitätsuntersuchungen Betrachtungen eines Bereichs von 2 % bis höchstens 5 % p.a.). Zusätzlich kann die Empfehlung von Stock und Gütter (2000: 16), Abriss- und Entsorgungskosten auf der Grundlage von Kapitalmarktzinsen (i.d.R. 5,0 % – 7,0 %) abzudiskontieren, berücksichtigt werden.

Bei all diesen Überlegungen zum „richtigen“ Diskontsatz sei abschließend noch einmal darauf hingewiesen, was schon Eckstein (1961: 460) feststellte: „...the choice of interest rates must remain a value judgement“. Weiter- und tiefergehende Ausführungen zu diesem Thema finden sich u.a. in Ott (2003) und Hampicke (2003).

15.7 Praktische Umsetzung

Boardman et al. (2001: 7–17) identifizieren neun grundlegende Schritte bei der Durchführung einer K-N-A (CBA):

-
1. Specify the set of alternative projects.
 2. Decide whose benefits and costs count (standing).
 3. Catalogue the impacts and select measurement indicators (units).
 4. Predict the impacts quantitatively over the life of the project.
 5. Monetize (attach dollar values to) all impacts.
 6. Discount benefits and costs to obtain present values.
 7. Compute the net present value (NPV) of each alternative.
 8. Perform sensitivity analysis.
 9. Make a recommendation based on the NPV and sensitivity analysis.
-

Tabelle 15.1: Die Hauptstufen einer Kosten-Nutzen-Analyse, aus: (Boardman et al. 2001: 7)

Die grundsätzliche Regel für Entscheidungen über die Durchführung öffentlicher Projekte lautet dann: Die öffentliche Hand sollte die Projekte durchführen, für welche die Differenz zwischen den Gegenwartswerten der aggregierten Nutzen und der Opportunitätskosten (der „net present value“) positiv ist (vgl. Boardman et al. 2001: 14).

Es muss jedoch bei der gesamten Analyse berücksichtigt werden, was schon Ciriacy-Wantrup (1955: 676–677) feststellte: „Decisions by the government regarding resources development are essentially political rather than economic. This holds for their substance, for the social process by which they are reached, and for the institutions through which they are implemented. . . . One may ask then: Is it worth while investing considerable effort and expense in benefit-cost analysis if the risk of misleading results is great and – even though this risk is avoided – if the results are of relatively minor significance as compared with political factors in actually affecting public resource development?“ Ciriacy-Wantrup (1955) und andere (vgl. Abschnitt 15.8) konnten zeigen, dass diese Frage trotz der Schwächen der Methode eindeutig bejaht werden muss⁵³.

15.7.1 Das „richtige“ Entscheidungskriterium

Im Rahmen der K-N-A gibt es eine ganze Reihe verschiedener Kriterien, nach denen Projekte geordnet bzw. bewertet werden können (z.B. Maximierung des Verhältnisses zwischen Nutzen und Kosten eines Vorhabens *versus* Maximierung der Differenz zwischen dessen Nutzen und Kosten *versus* Maximierung der durchschnittlichen Ertragsrate eines Vorhabens) (vgl. z.B.: Eckstein 1958, McKean 1958).

Das „Subcommittee on Benefits and Costs“ (in Eckstein 1958: 65f.) schlägt folgende Prozedur vor: „. . .determination of the scale of a project on the basis of maximizing the difference between benefits and costs, which means, in practical terms, that all separable segments of a project be added to the project plan as long as the extra benefits exceed the extra cost. The relative economic ranking of projects is to be based on the benefit-cost ratio.“⁵⁴

Für McKean (1958: 117) hingegen lautet das richtige Kriterium für das ökonomisch effizienteste Investitionsprojekt: „. . . the maximization of present worth for a given investment budget, when the streams are discounted at the marginal internal rate of return.“ Auch Prest und Turvey (1965: 703) sehen in „present value of benefits less costs . . . [the] most common maximand where projects involve only cost and benefits expressed in terms of money“. Diese Größe – der Gegenwartswert des Stroms der Einnahmen vermindert um den Gegenwartswert des Stroms der Kosten – stellt laut McKean (1958: 124) das Hauptergebnis einer K-N-A dar. Wichtig ist, dass dabei auch die versunken Kosten einer Entscheidung berücksichtigt werden, die sich als Opportunitätskosten aus der Aufgabe der Möglichkeit ergeben, mit der Entscheidung zu warten und weitere Informationen zu sammeln, wenn über einzelne Parameter der Entscheidungsfindung Unsicherheit besteht (vgl. Dixit und Pindyck 1994: 135ff.).

Auf der Grundlage dieser Größe können verschiedene Entscheidungsregeln oder -algorithmen entworfen werden. Prest und Turvey (1965: 703) stellen vier der möglichen Vorgehensweisen

⁵³Daher wird diese Untersuchung hier weiter fortgesetzt.

⁵⁴Schwächen dieses Vorgehens: siehe Eckstein (1958: 66)

bei Entscheidungen über Vorhaben („choice of projects which maximises the present value of total benefits less total costs“) vor, die allerdings nur gelten, wenn die zu bewertenden bzw. zu vergleichenden Projekte weder voneinander abhängig noch sich gegenseitig ausschließend sind. Die vier äquivalenten Entscheidungswege lauten:

1. „select all projects where the present value of benefits exceeds the present value of costs;
2. select all projects where the ratio of the present value of benefits to the present value of costs exceeds unity;
3. select all projects where the constant annuity with the same present value as benefits exceeds the constant annuity (of the same duration) with the same present value of costs;
4. select all projects where the internal rate of return exceeds the chosen rate of discount.“

Für die folgende Untersuchung ist vor allem die Wahl des besten Anfangsdatums oder Durchführungsstermins des Vorhabens von Bedeutung. Hierzu stellen Prest und Turvey (1965: 704) fest: „it [the starting date] must be chosen so as to maximise the present value of benefits less costs at the reference date.“ Aus theoretischer Sicht problematisch an dieser speziellen aber auch häufigen Form der Fragestellung ist jedoch die Tatsache, dass in der folgenden Untersuchung *sich gegenseitig ausschließende bzw. nicht miteinander vereinbare Projekte* verglichen werden sollen, die bis auf den unterschiedlichen Durchführungszeitpunkt identisch sind. McKean (1958: 122f.) weist auf Probleme durch das Ordnen derartiger Projekte hin, deren Rangfolge keine sinnvollen Schlüsse zulässt, wenn man davon ausgeht, dass diese Rangordnung, soweit das Budget reicht, abgearbeitet bzw. die verschiedenen Vorhaben zeitlich nacheinander realisiert werden sollen (vgl. auch Prest und Turvey 1965: 686–687, 704).

Henderson (1968: 92–93) macht deutlich, dass Entscheidungen über den „richtigen“ Durchführungszeitpunkt auf der Grundlage des Netto-Gegenwartswertes bzw. der „internal rate of return“ ebenfalls nicht notwendig zu korrekten Ergebnissen führen. Verschiedene Autoren argumentieren sowohl für das oben beschriebene als auch für das letztgenannte Vorgehen, wie Henderson (vgl. 1968: 93–95) zusammenfassend zeigt. Sollte es jedoch keine Beschränkung bezüglich des Kapitals geben, so gibt es demnach keine entscheidenden Argumente, die eine der beiden Vorgehensweisen eher zu empfehlen scheinen. Dem gegenüber kann jedoch im Falle der Beschränkung des verfügbaren Kapitals nach Henderson (1968: 96) für eine Entscheidung auf der Grundlage des Netto-Gegenwartswertes argumentiert werden.

In der folgenden Untersuchung wurde u.a. aufgrund der hier nur angedeuteten Überlegungen ein Ordnen der zu vergleichenden Vorhaben (identisch bei lediglich unterschiedlichem Durchführungszeitpunkt) auf der Grundlage der Gegenwartswerte ihrer Opportunitätskosten gewählt.

15.8 Grenzen und Vorteile der Kosten-Nutzen-Analyse

Wie schon in den vorangegangenen Abschnitten immer wieder angedeutet wurde, ist die Methode der K-N-A nicht unumstritten bzw. nicht ohne Schwierigkeiten umzusetzen. An zwei Grenzen stößt diese Methode (vgl. Prest und Turvey 1965: 728ff.): sowohl in Hinblick auf die theoretischen Grundlagen als auch bei der praktischen Umsetzung der Methode existieren z.T. erhebliche Schwächen, was manche Autoren ein vernichtendes Urteil fällen lässt (vgl. z.B. Smithies 1955: 344f.) – Prest und Turvey (1965: 730) stellen nach der Auflistung verschiedener Schwierigkeiten (vor allem in Bezug auf die Schätzung der Nutzen von Projekten) fest: „These are a formidable range of difficulties which might give the appearance of being a technical if not an actual knockout.“ Doch: „The case for using cost-benefit analysis is strengthened, not weakened, if its limitations are openly recognised and indeed emphasised.“

Was sind die Schwächen der K-N-A, welche bei ihrer Anwendung und der Interpretation der Ergebnisse unbedingt berücksichtigt werden müssen?

In theoretischer Hinsicht sind die der Methode der K-N-A zugrundeliegenden Annahmen „that individual well-being can be characterized in items of preference satisfaction“ und „that aggregate social well-being can be expressed as an aggregation of individual social welfare“ (Kopp et al. 1997) nicht unproblematisch⁵⁵. Empirische Probleme ergeben sich vor allem bei der Quantifizierung ökonomischer Werte, der Aggregation individueller Wohlfahrt, aber z.B. auch im Umgang mit Unsicherheit⁵⁶ und bei der Festlegung einer angemessenen Diskontrate⁵⁷.

Eine andere Schwierigkeit besteht gleichwohl in der Tatsache, dass anscheinend keine wirkliche Alternative zur K-N-A existiert.

Neben den Grenzen müssen aber auch die Vorteile der Methode benannt werden: eine solche Form der Analyse kann die Quantifizierung von Kosten und Nutzen, soweit dies möglich ist, forcieren, um den Anteil der qualitativen Beurteilung bzw. persönlicher Intuition in der Projekt-Bewertung so gering wie möglich zu gestalten. Daneben weisen Praktiker darauf hin, dass als ein wertvolles Nebenprodukt einer K-N-A Fragen generiert werden, welche sonst nicht gestellt werden würden – z.B. nach der Rechtfertigung der existierenden Preispolitik (vgl. Prest und Turvey 1965: 730). Für Kopp et al. (1997: 1) liegt der Nutzen einer solchen Analyse-Form auch in der Ermöglichung einer konsistenten Datensammlung, der Identifizierung von Lücken

⁵⁵Insgesamt wird in Kopp et al. (1997: 7–14) auf folgende, sich zum Teil überschneidende problematische Punkte der Methode hingewiesen: „the notion that preferences satisfaction gives rise to individual well-being, the elements of the individual social-welfare index, the notion that economic value is a measure of preferences satisfaction, the empirical and philosophic problems encountered in quantifying economic value, the presumption that the well-being of society can be defined as some aggregation of the well-being of individual members of that society, and the method by which the aggregation is performed.“, vgl. auch Prest und Turvey (1965: 729f.)

⁵⁶Sowohl aus theoretischer als auch aus praktischer Hinsicht problematisch.

⁵⁷Wie in Fußnote 56.

und Unsicherheiten im vorhandenen Wissen und in der Bereitstellung eines aggregierten Maßes für den Netto-Nutzen eines Vorhabens.

16 Durchführung

Im folgenden werden die volkswirtschaftlichen Kosten der Verdrängung von Besiedlung zugunsten der Einrichtung eines Feuchtgebietes untersucht. Zunächst werden das Konzept dieser Untersuchung, das Vorgehen und die berücksichtigten Größen erläutert. Darauf folgt die Darstellung der verwendeten Daten und der Ergebnisse der Berechnung der Opportunitätskosten. Schließlich werden die berechneten Opportunitätskosten dieses Vorhabens den in anderen Studien ermittelten volkswirtschaftlichen Nutzen von Retentionsflächen bzw. Feuchtgebieten gegenübergestellt.

16.1 Konzeptionelle Grundlage

Im Rahmen von Entscheidung zwischen alternativen Konzepten müssen diese bewertet werden. Der Nutzen, der sich aus der Durchführung eines Vorhabens ergibt, wird in diesem Fall relativ zu den alternativen Vorhaben bestimmt. Die relevanten Kosten eines Vorhabens sind diejenigen, die genau dann anfallen, wenn in einer gewissen Weise gehandelt wird, andernfalls aber nicht. Was im volkswirtschaftlichen Sinne interessiert, sind diese Kosten bzw. der entgangene Nutzen, der sich aus der Durchführung eines Vorhabens ergibt – die Opportunitätskosten (vgl. Sugden und Williams 1978: 30).

In diesem Abschnitt sollen die verschiedenen berücksichtigten, also als relevant angesehenen Kostengrößen sowie das Vorgehen bei der Ermittlung der Opportunitätskosten des Projektes „Renaturierung eines Feuchtgebietes bei Verdrängung von Besiedlung“ dargestellt werden. Dabei wird dieses Projekt als ein kleines Vorhaben im Sinne von Hanusch (1994: 55) behandelt, von dessen Durchführung die entsprechenden Marktpreise unbeeinflusst bleiben.

16.1.1 Vorgehen

Diese Analyse behandelt nicht einen konkreten Fall. Sie bezieht sich vielmehr, in Anlehnung an den konkreten Fall einer Umsiedlung (Röderau-Süd), auf einen konstruierten Fall, aus dem verallgemeinerte Aussagen abgeleitet werden sollen. Daher sind immer wieder Annahmen über durchschnittliche, allgemein gültige Größen und Tatsachen erforderlich, die allerdings möglichst anhand von realen Untersuchungen und Beispielen getroffen werden.

Die erste Annahme betrifft die Größe der von Hochwasser potenziell betroffenen Siedlungen bzw. Siedlungsteile, für welche diese Untersuchung gelten soll. Diese scheinen meist eine bestimmte Größenordnung aufzuweisen – in der Literatur finden sich Hinweise auf eine Größe von 40¹ bis mindestens 170² Wohneinheiten sowie Gewerbeflächen³, vgl. auch betroffene Bereiche im Stadtgebiet von Dresden, Köln, etc.). Der hier untersuchte Fall der Absiedlung eines Wohn- und Gewerbegebietes mit einer Fläche von 20 ha, so wird angenommen, repräsentiert ein Bebauungsgebiet durchschnittlicher Größe im Überschwemmungsbereich eines Flusses (eventuell im oberen Bereich der Größenklasse: „Potenzielle Absiedlungsgebiete“). Der Autorin liegen keine vollständigen und aussagekräftigen Zusammenstellungen von Baugebieten in Überschwemmungsräumen (potenziellen und realen) in Deutschland vor, aus denen ein repräsentatives Beispiel herausgegriffen bzw. abgeleitet werden könnte. Alle nach ausführlicher Recherche verfügbaren Informationen zu derartigen Flächen sind lückenhaft bzw. nur auf Einzelfälle bezogen.

Daneben wird angenommen, dass die Wahrscheinlichkeit für eine Absiedlung sowie das Kosten-Wirkungsverhältnis bei der Absiedlung kleiner Siedlungen bzw. von Siedlungsteilen günstiger als bei großen Siedlungen ist.

Daher sollen zum einen die Stadt Sandau (vgl. Abbildung 16.1), die im Flussgebiet und potentiellen Überschwemmungsgebiet der Elbe liegt, zum anderen das Wohn- und Gewerbegebiet Röderau-Süd (vgl. Abbildung 16.2), das nach dem Sommerhochwasser der Elbe im Jahr 2002 aufgrund seiner Lage im Überschwemmungsgebiet dieses Flusses und der sehr starken Betroffenheit durch das erwähnte Hochwasser nun zurück gebaut wurde (bis Ende 2004), als Beispiele für Absiedlungen im Zuge der Einrichtung von Retentionsflächen dienen. In Röderau-Süd wurden ca. 350 Einwohner bzw. ca. 170 Wohneinheiten umgesiedelt, was Kosten beim Freistaat Sachsen in Höhe von ca. 38 Mio. Euro verursachte. In Sandau leben ca. 1088 Einwohner auf ca. 55 ha Wohnbaufläche.

Auf Grundlage der Datenbasis zu Röderau-Süd sowie zur Stadt Sandau soll abstrahiert werden, indem z.B. die Bewertung von Grundstücken und Gebäuden nicht durch Befragung der Betroffenen oder durch genaue Gutachten zu den einzelnen Flächen, sondern anhand des aktuellen Grundstücksmarktberichtes (Der Gutachterausschuss für Grundstückswerte für den Bereich des Katasteramtes Stendal 2002) unter Berücksichtigung der besonderen Lage der Flächen hinter einem Deich (Überschwemmungsgefahr mindestens ab dem Bemessungshochwasser der Hochwasserschutzanlagen) und der damit verbundenen Beeinflussung durch verhältnismäßig hohe Grundwasserstände (vgl. Burek und Nestmann 2002) erfolgen soll.

Bei dieser Untersuchung ist vor allem die Größenordnung der Kosten relevant. Es soll ver-

¹vgl. Süddeutsche Zeitung 15./16. Mai 2004 – geplantes Wohngebiet in Mering bei Augsburg

²vgl. Fall Röderau-Süd (Sachsen) – Beschreibung in Tabelle 17.3

³MDR.de 25.11.02: ... Insgesamt hatten sächsische Gemeinden 45 Bebauungspläne für Überschwemmungsgebiete verabschiedet. ... – U. Korzen-Krüger: Liste dieser Bebauungspläne (01.11.04), Größe: 2,4 ha bis mehr als 200 ha (laut Internet-Recherche im Dezember 2004)

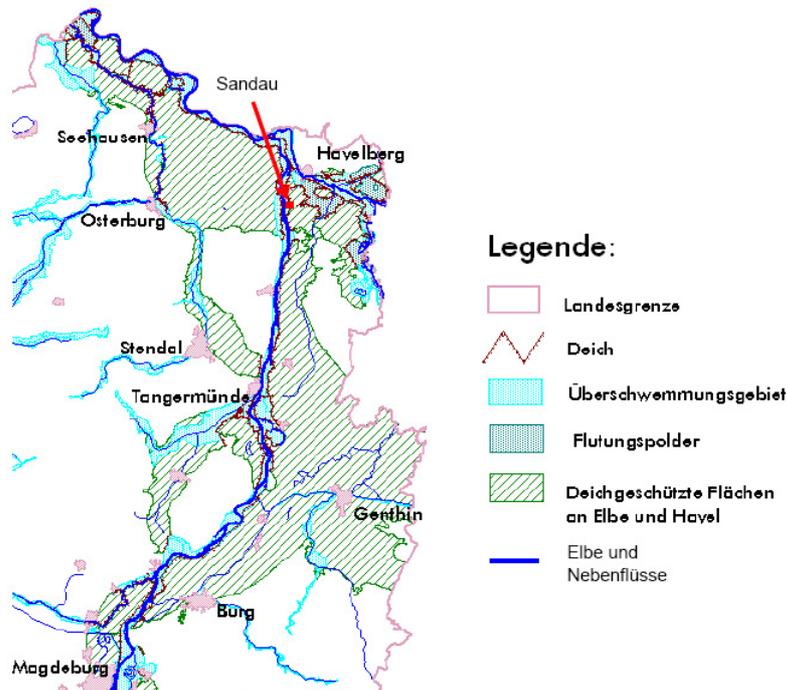


Abbildung 16.1: Lage der Stadt Sandau im Flussgebiet der Elbe in Sachsen-Anhalt, aus: (LAU Sachsen-Anhalt 2002: 30, bearbeitet)

sucht werden, allgemeine Aussagen zu Kostenstruktur und Größenordnung der Kosten eines solchen Projekts zu treffen.

„Before it is possible to measure effects, the practice or program in question must be accurately identified and delineated.“ (Regan und Weitzell 1947: 1278). Im folgenden Abschnitt findet sich dementsprechend zunächst eine Beschreibung und Abgrenzung des konstruierten und beispielhaften Vorhabens als Grundlage der geplanten Analyse, wobei vor allem Gewicht auf die dadurch verursachten Kosten gelegt wird.

16.1.2 Enteignung versus freiwillige Einigung

Da im Rahmen des hier untersuchten Vorhabens Menschen ihr Eigentum aufgeben müssen, stellt sich zunächst die Frage nach der Umsetzung dieses Sachverhalts. Im wesentlichen existieren hierzu zwei Möglichkeiten: *Zum einen* kann das Vorhaben durch eine **freiwillige Vereinbarung** mit den betroffenen Bürgern ermöglicht werden, wie dies auch bei Absiedlungen im Rahmen des Braunkohletagebaus in Ostdeutschland der vergangenen Jahre (vgl. Tabelle 17.3) der Fall war.

Zum anderen ist eine **Enteignung** denkbar. In Deutschland ist diese für Vorhaben zulässig, die dem Wohl der Allgemeinheit dienen (Artikel 14 Absatz III GG) – nach den Landeswasser-

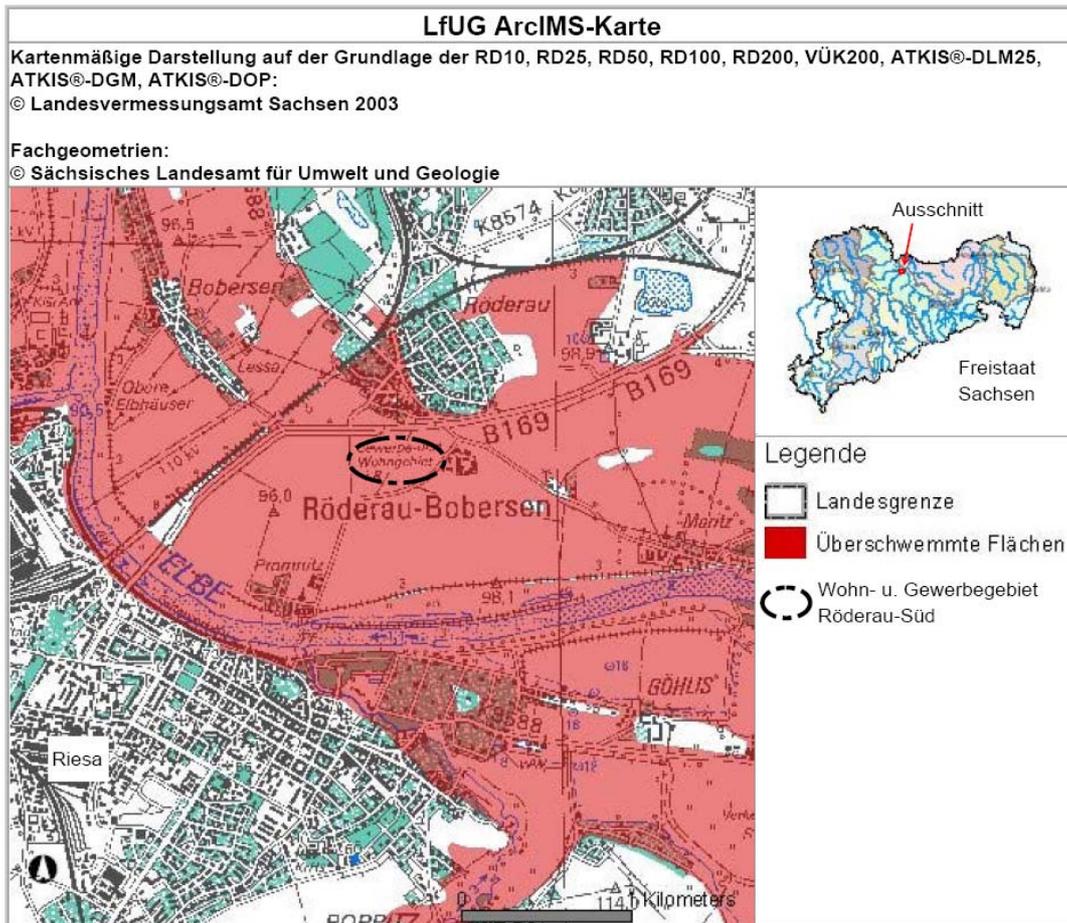


Abbildung 16.2: Lage des vom Hochwasser der Elbe im Jahr 2002 betroffenen Wohn- und Gewerbegebietes Röderau-Süd, Quelle: Landesvermessungsamt Sachsen 2003, bearbeitet

gesetzen (z.B. von Baden-Württemberg, § 65) u.a. auch für Zwecke des Hochwasserschutzes. Dieses Vorgehen kommt jedoch erst zum Einsatz, wenn die für das Vorhaben benötigten Grundstücke oder Rechte an Grundstücken nicht auf dem Weg der freiwilligen Vereinbarung erworben werden können. Es ist dazu ein Planfeststellungs- bzw. Genehmigungsverfahren erforderlich. Eine Enteignung ist gemäß Artikel 14 Absatz III GG darüber hinaus nur möglich, wenn damit eine angemessene Entschädigung der Betroffenen einhergeht. Dazu sind § 20 WHG und das jeweilige Landesenteignungsgesetz einschlägig, worin Art und Ausmaß der Entschädigung bestimmt sind.

Enteignungen sind demnach nur anwendbar, wenn sie dem Wohl der Allgemeinheit dienen. Eine genaue Definition bzw. Abgrenzung, wann das „Wohl der Allgemeinheit“ betroffen ist, bereitet jedoch Schwierigkeiten. Miceli und Segerson (2000: 330f.) führen verschiedene Interpretationen dieser Forderung auf, etwa dass derartige Maßnahmen nur in Zusammenhang mit der Bereitstellung öffentlicher Güter eingesetzt werden dürfen (vgl. Ulen, 1992, in: Miceli und Segerson 2000: 330), oder allein zur Vermeidung von so genannten „holdout“-Problemen. Der Begriff erweist sich jedoch als komplex, weshalb diese Interpretationen meist Schwächen und Abgrenzungsprobleme aufweisen.

Aus *ökonomischer Sicht* lassen sich Enteignungen nach Miceli und Segerson (2000: 330) allein mit der Vermeidung von übermäßigen Widerständen bzw. Verweigerungen („holdouts“), die hohe Transaktionskosten verursachen können, rechtfertigen⁵. Da gerade Flächen in Flusssauen, wie schon zuvor beschrieben, für verschiedene Nutzergruppen sehr attraktiv sind, muss mit Widerständen der Betroffenen Grundstücks- und Immobilieneigentümer gerechnet werden. Absiedlungen, wie verschiedene Fälle im Rahmen des Braunkohletagebaus in Ostdeutschland zeigen⁶, sind meist nur mit hohem Mitteleinsatz und Zeitaufwand einvernehmlich umzusetzen. Unter diesen Bedingungen können zur Umsetzung des hier untersuchten Vorhabens Enteignungen durchaus gerechtfertigt werden.

Zu beobachten ist, dass sich sowohl die für Enteignungsverfahren erforderlichen Planfeststellungsverfahren als auch die Erarbeitung freiwilliger Vereinbarungen mit den Betroffenen, wie bei den meisten Absiedlungen aufgrund des Braun- bzw. Steinkohletagebaus, über mehrere Jahre erstrecken können.

In jedem Fall – egal ob eine freiwillige Vereinbarung erreicht oder eine Enteignung durch-

⁴Verweigerungshaltung von Betroffenen, die unter Umständen hohe Transaktionskosten verursachen kann.

⁵Die Begründung von Enteignungen durch die Möglichkeit, dass Individuen in diesem Rahmen gezwungen sind, ihr Eigentum zu mehr oder weniger objektiven Preisen an den Staat zu verkaufen, lassen Miceli und Segerson (2000: 329) nicht gelten, da auch die subjektive Wertschätzung des Eigentums im ökonomischen Austausch berücksichtigt werden muss. Ebenso wenig kann danach die Tatsache, dass Grundstückseigentümer Monopolmacht besitzen, wenn ein öffentliches Vorhaben auf ihr Grundstück angewiesen ist, als Rechtfertigung von Enteignungen dienen, da auch private Träger von großen Projekten diesem Problem begegnen müssen und kein Recht zur Enteignung besitzen.

⁶Vgl. Tabelle 17.3.

geführt werden soll – muss die Art und der Umfang der **Entschädigung** der Betroffenen festgesetzt werden. Artikel 14 Absatz III Satz 3 GG bestimmt hierzu: „Die Entschädigung ist unter gerechter Abwägung der Interessen der Allgemeinheit und der Beteiligten zu bestimmen.“ In der Anwendung dient als Grundlage der Festlegung der Entschädigung der Verkehrswert der enteigneten Gegenstände bzw. Grundstücke. Es sind dabei jedoch neben den Interessen der Betroffenen auch die Interessen der Allgemeinheit zu berücksichtigen (vgl. dazu die Enteignungsgesetze der Länder).

Aus *ökonomischer Sicht* ist die Frage nach der „richtigen“ Entschädigung durchaus nicht leicht zu beantworten. Verschiedene Wechselwirkungen und Effekte müssen berücksichtigt werden.

Einerseits kann eine Entschädigung in Höhe des Zeitwertes der betroffenen Grundstücke und Immobilien, wie Miceli und Segerson (2000: 331f.) und Knetsch und Borcharding (1979) zeigen, eine zu geringe Kompensation der Eigentümer darstellen, da Eigentümer meist nicht Grundstück und Geldwert als perfekte Substitute betrachten, was mit einer Kompensation in Höhe des Verkehrswertes implizit angenommen wird. Dies kann dazu führen, dass *mehr* privates Eigentum als optimal wäre, in die öffentliche Hand übergeht, da diese nicht die wahren Opportunitätskosten der Ressource tragen muss (vgl. u.a. Munch 1976). Die wahre Wertschätzung der Eigentümer ist jedoch nicht zu beobachten bzw. nur unter hohen Kosten zu schätzen, und die Betroffenen begegnen einem Anreiz, in Befragungen ihre Wertschätzung zu hoch anzugeben (vgl. Knetsch und Borcharding 1979: 239). Aus diesen Gründen – Unkenntnis der wahren Wertschätzung der Eigentümer und Gefahr der übermäßigen Inanspruchnahme privaten Eigentums durch den Staat – kann die Verwendung des Zeitwertes bzw. des Marktwertes des betroffenen Eigentums als bester Näherungswert einer angemessenen Entschädigung gerechtfertigt werden (Miceli und Segerson (2000: 332) sowie Innes (2000: 196)).

Andererseits haben die Möglichkeit einer Enteignung sowie die Aussicht auf eine Entschädigung Auswirkungen auf das Verhalten von Individuen. Blume et al. (1984: 90) argumentieren, dass die Zahlung einer Entschädigung die Flächeneigentümer in ihrer Entscheidung über eine Investition beeinflussen kann. Die Eigentümer berücksichtigen dabei nicht die Möglichkeit eines Verlustes ihrer Investition durch Enteignung, was zu übermäßigen Investitionen (oberhalb eines effizienten Niveaus) führt. Aus dem Modell von Blume et al. (1984: 90–91) ergibt sich, dass es unter Umständen effizient sein kann, *keine* Kompensation zu zahlen, während sich unter einer Vielzahl von unterschiedlichen Kompensationsregeln eine Kompensation in Höhe des vollen Wertes von Grundstücken und damit verbundenen Investitionen als ineffizient erweist. Lediglich eine pauschale bzw. eine an den Reingewinnen orientierte Entschädigung weist danach keine verzerrenden Effekte auf.

Innes (2000) sieht im Fall, dass auf privaten Flächen öffentliche Güter bereitgestellt werden, eine Begründung für eine Kompensation in der Notwendigkeit, die Flächeneigentümer mit Anreizen auszustatten, damit diese den Wert ihrer Flächen, der sich aus der Bereitstellung

öffentlicher Güter ergibt, bewahren. Verschiedene Kompensations-Regeln werden von Innes (2000: 198–203) auf ihre Anreizwirkung auf die Flächeneigentümer, sich effizient zu verhalten, überprüft. Viele der üblichen Vorgehensweisen bei Kompensationen scheinen danach nicht zu effizienten Landnutzungen zu führen. Unter Berücksichtigung der Bereitstellung öffentlicher Güter führt z.B. die volle Kompensation der Eigentümer zu einer übermäßigen Investition in Maßnahmen, die öffentliche Güter zerstören (Innes 2000: 196). Wird *keine* Entschädigung gezahlt, so bestehen nach Innes (2000: 207) jedoch zwingende Anreize, ebenfalls übermäßig zu investieren, was das Interesse des Staates an einer Fläche und somit die Wahrscheinlichkeit einer Enteignung reduziert. Eine Entschädigung der Eigentümer in Höhe der öffentlichen Wertschätzung ihrer Flächen⁷ kann dagegen zu einem effizienten Verhalten führen⁸ (Innes 2000: 196, 207). Dieses Instrument beansprucht den öffentlichen Haushalt jedoch stark, und Anreize, um ein angemessenes Investitionsniveau zu erreichen, können nach Innes (2000: 207) auch mit geringeren Mitteln geboten werden, was auch vor dem Hintergrund möglicher Wohlfahrtsverluste durch Steuererhebung (vgl. Abschnitt 15.5.1) nicht zu vernachlässigen ist. Denkbar ist z.B. ein Regime, unter dem

- Eigentümern nur eine Kompensation angeboten wird, wenn sie eine zuvor bestimmte Investitionsobergrenze einhalten (Innes 2000: 207) bzw.
- die Eigentümer eine Kompensation in Höhe des effizienten Investitionsniveaus erhalten, *nicht* aber in Höhe der tatsächlichen Investitionen (Miceli und Segerson 2000: 334).

Die folgenden Berechnungen zu den Kosten des Abbruchs und des Neubaus einer Siedlung dienen der Ermittlung der volkswirtschaftlichen Kosten einer Absiedlung zugunsten der Einrichtung einer Überschwemmungsfläche. Sie werden als Opportunitätskosten einer vorzeitigen Erneuerung einer bestehenden Siedlung in Höhe des entgangenen Nutzens der bestehenden und aufgrund des Vorhabens vorzeitig aufgegebenen Strukturen berechnet. Eine Entschädigung der Betroffenen wird in diesem Rahmen als Transferzahlung betrachtet und geht daher nicht in die volkswirtschaftlichen Kosten des Vorhabens ein (vgl. Abschnitt 15.5 sowie David und Mayer (1984: 30–31)).

In der *Umsetzung* des Vorhabens wird diese Größe aber natürlich eine entscheidende Rolle spielen. Aus der oben zusammengestellten Literatur lässt sich die Empfehlung einer positiven Entschädigung ableiten. Im Idealfall müsste jeder Betroffene die Entschädigung erhalten, die der individuellen Zahlungsbereitschaft für einen gegenwärtig angemessenen Ersatz seiner

⁷„Pigouvian compensation“ – die Eigentümer besitzen das Recht an den auf ihren Flächen bereitgestellten öffentlichen Gütern.

⁸Nicht zu verwechseln mit einer Besteuerung in Höhe des durch das Verhalten des Eigentümers zerstörten öffentlichen Werte seiner Fläche („Pigouvian taxation“ – der Staat besitzt das Recht an den bereitgestellten öffentlichen Gütern). Hierbei ergeben sich starke Anreize, die öffentliche Wertschätzung der Flächen zu vermindern und so die Steuerzahlungen sowie das Risiko eines Verlustes durch Enteignung abzuschwächen (Innes 2000: 197).

Wohnung bzw. seines Wohnhauses und Grundstückes an anderem Standort entspräche. Diese Zahlungsbereitschaft ist jedoch, wie schon oben ausgeführt, nicht zu beobachten und nur unter hohen Kosten verlässlich zu schätzen. Bei einer derartigen Auszahlung der Entschädigung bliebe die Konsumentensouveränität gewahrt und eine Überkompensation der Betroffenen könnte vermieden werden. Eine Entschädigung in Höhe des entgangenen Nutzens der bestehenden und aufgrund des Vorhabens vorzeitig aufgegebenen Strukturen sowie des regulären Baulandpreises der betroffenen Flächen könnte unter Umständen objektiv angemessen sein und ebenfalls eine Überkompensation vermeiden – unter der Annahme, dass die Eigentümer ihre Investitionen getätigt haben ohne Kenntnis der potenziellen Bedeutung ihrer Grundstücke und im Vertrauen auf die Effizienz der Entscheidung der Kommune über die Ausweisung ihrer Grundstücke als Bauland.

Im Fall eines normalen Verkaufs wäre in erster Näherung ein Reservationspreis der Eigentümer eben in Höhe des entgangenen Nutzens der bestehenden und aufgrund des Vorhabens vorzeitig aufgegebenen Strukturen sowie des regulären Baulandpreises für die Grundstücke zu erwarten. Mindestens diese Summe müsste die öffentliche Hand im Rahmen einer *freiwilligen Vereinbarung* aufbringen, um eine Teilnahme aller Betroffenen zu erreichen⁹. Tatsächlich ist dafür jedoch sehr wahrscheinlich eine sehr viel höhere Summe zu veranschlagen (vgl. Tabelle 17.3). Im Fall einer *Enteignung* läge die Entscheidung über die Höhe der gewährten Entschädigung bei der für das Vorhaben zuständigen Verwaltungsinstanz. Unter diesem Regime könnte wesentlich leichter eine Entschädigung in der empfohlenen Höhe durchgesetzt werden.

Wie die in Tabelle 17.3 zusammengefassten Fälle zeigen, wurden jedoch bei den Absiedlungen der jüngeren Vergangenheit häufig *geschlossene Umsiedlungen* vorgenommen – für die umzusiedelnden Bürger wurde unter Aufrechterhaltung der sozialen Strukturen (Nachbarschaften, soziale Einrichtungen, etc.) eine neue Siedlung an anderem Ort errichtet. Wie u.a. Berkner (2001) und ARL (2000) zeigen, ist ein derartiges Vorgehen gerade bei älteren Siedlungsgemeinschaften am ehesten *an den Bedürfnissen der Betroffenen orientiert und sozial verträglich*.

16.1.3 Darstellung des untersuchten konstruierten Beispiels

Die *Eigenschaften des hier betrachteten konstruierten Beispiels einer Siedlung* (im Folgenden als „Einheitssiedlung“ bezeichnet) im potenziellen Überschwemmungsgebiet eines Flusses sind in Tabelle 16.1 dargestellt. Sie lehnen sich stark an die Eigenschaften des Absiedlungsfalls Röderau-Süd an.

Das Baugebiet soll sich in Sachsen-Anhalt in einer ländlichen und dünn besiedelten Ge-

⁹Im Fall Röderau-Süd wurden die betroffenen Gebäude und Grundstücke vom Freistaat Sachsen aufgekauft zu Preisen, die sich aus der Feststellung des Zeitwertes durch unabhängige Gutachter ergaben (U. Korzen-Krüger, 28.04.04).

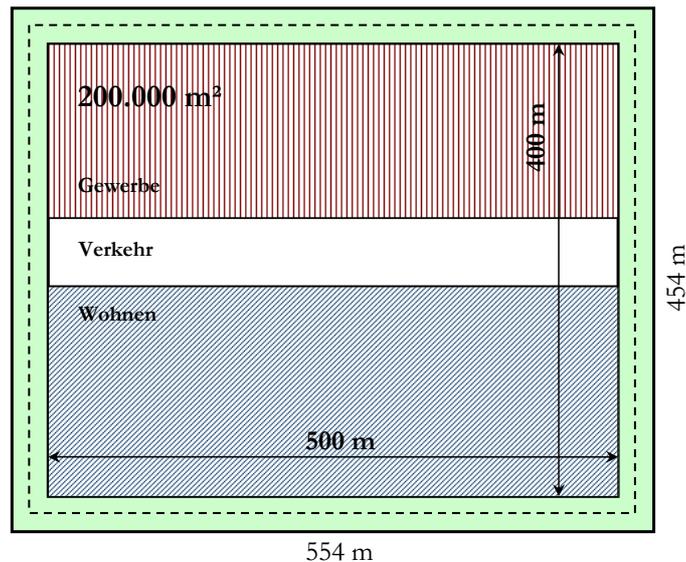


Abbildung 16.3: Grundriss des fiktiven, abzubrechenden Wohn- und Gewerbegebiets mit Anteilen der verschiedenen Flächennutzungen umgeben von einem Hochwasserschutzdeich (Ringdeich), vgl. Abb. 16.4, eigene Darstellung

gend befinden. Die abzubrechende Siedlung (Fall 1) weist zeitweise (bei mittlerem Hochwasser [MHW]) einen Grundwasser-Flurabstand von 0,5 m, normalerweise von 2 m auf. Ein möglicher Grundriss der fiktiven Einheitssiedlung mit den Anteilen der verschiedenen Flächennutzungen sowie einem Ringdeich zeigt Abbildung 16.3. Der Querschnitt des schützenden Hochwasserdeiches wird in Abbildung 16.4 dargestellt. Die Ausführung des Deiches soll den Anforderungen zum Schutz vor einem hundertjährigen Hochwasserereignis (HQ_{100}) genügen¹⁰.

Die Ausführung des Hochwasserschutzdeiches bezüglich Länge, Oberfläche und Menge des verwendeten Materials (Volumen) schwankt in Abhängigkeit von der Form der Grundfläche der zu schützenden Siedlung. Ist die Siedlung nicht, wie in Abbildung 16.3 angenommen, rechteckig sondern rund, so beträgt die mindestens benötigte Länge des Hochwasserschutzdeiches 1 670,15 m, was eine beanspruchte Grundfläche von ca. 45 093,72 m² bedeutet (vgl. Daten in Tabelle 16.1).

Der Ersatzstandort für die Einheitssiedlung (Fall 2) ist ein von Grundwasser und Hochwasser unbeeinflusster Standort. Die Siedlung bleibt in ihrer Struktur unverändert, ein Hochwasserschutzdeich ist allerdings unnötig und fehlt dementsprechend.

¹⁰Die Annahmen über die Höhe des Deiches sind willkürlich. Ebenso gut könnte der Deich höher oder niedriger sein in Abhängigkeit von der Lage des Siedlungsgebietes im Überschwemmungsbereich eines Flusses. Die hier getroffenen Annahmen über die Ausführung des Deiches dienen nur als Beispiel und Grundlage der Berechnung der Absiedlungskosten einer solchen fiktiven Siedlung. Sie lehnen sich allerdings an die Ausführung von Deichen entlang der Elbe in Sachsen-Anhalt an (vgl. Angaben zu Elbedeichen bei Sandau von A. Mahlke (14.10.2004, 27.10.2004)).

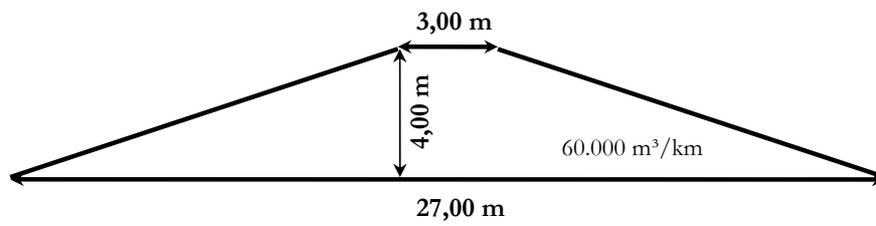


Abbildung 16.4: Idealisierter Querschnitt des Hochwasserschutzdeiches, Anstieg 1:3, (vgl. DVWK 1986: 2, 4–8, sowie DIN 19712 (1997)), eigene Darstellung

	Grundstück in m ²	Menge (Stück)	Summe in m ²	mit (Stück)	Keller (Stück)	Massivbauweise (Stück)	Geschosse (+ ausgebautes Dachgeschoss)
Mehrfamilienhäuser	500	25	12 500	25	25	25	2 (je 6 Wohnungen je Haus)
Einfamilienhäuser als Doppel- haushälften	400	65	26 000	45	50	50	1
Einfamilienhäuser als Reihenhäuser	300	65	19 500	0	30	30	1
Einfamilienhäuser freistehend	500	70	35 000	40	50	50	1
Summe Wohnbaugrundstücke		225	93 000				
Gewerbegrundstücke bebaut	2 500 – 3 000	26	77 000				
Verkehrsfläche			30 000				
Plangebiet (Wohn- und Gewerbegebiet)			200 000 (20 ha)				
Kläranlage		1					
Ring-Hochwasserschutzdeich (in der Ausführung nach den Abbildungen 16.3 und 16.4)	51 516 m²	Länge (an Deichkronen gemessen): 1908 m,		zu mähende Fläche je km: 25 300 m ² ,			Volumen: 60 000 m ³ /km

Tabelle 16.1: Eigenschaften der abzubrechenden (mit Deich) und erneut zu errichtenden (ohne Deich) Einheitssiedlung, eigene Darstellung

16.1.4 Bestimmung des optimalen Abbruchzeitpunktes

Vor Beginn der Betrachtungen des folgenden Abschnitts muss festgehalten werden, dass diese nur bei Kenntnis auch der durch das untersuchte Projekt generierten Nutzen zu einem Ergebnis führen können.

Unter Sicherheit bezüglich der verwendeten Parameter

Die Herleitung einer Gleichung zur Bestimmung des optimalen Abbruchzeitpunktes erfolgt hier unter der **Annahme** des identischen Ersatzes der Investitionsgüter (Ersatzinvestition mit identischen Eigenschaften¹¹ – Nutzungsdauer, Unterhaltungskosten, etc.) und einer schon ermittelten optimalen Investitionskette (vgl. z.B. Drexl 1990, Schneider 1992).

Der für den Abbruch einer Siedlung optimale Zeitpunkt kann dann in Abhängigkeit von den verursachten Opportunitätskosten¹² bestimmt werden. Die reinen Opportunitätskosten des Abbruchs (der durch den vorzeitigen Abbruch der eigentlich noch funktionsfähigen Güter entgangene Nutzen) können durch die Differenz zwischen den heutigen Ersatzkosten dieser Güter (Gebäude, Infrastruktur, aber auch die Kosten der annahmegemäß¹³ nötigen Abbrucharbeiten) und den abdiskontierten zukünftigen Kosten nach Ablauf der theoretischen Nutzungsdauer ausgedrückt werden. Diese Opportunitätskosten sowie andere, durch das Projekt verursachte Kosten, werden dem abdiskontierten Gegenwartswert der durch das betrachtete Projekt generierten Nutzen gegenübergestellt¹⁴. Dabei sind Unterschiede von *ex ante*- versus *ex post*-Entscheidungen¹⁵ über eine Umsiedlung zu berücksichtigen (vgl. Abschnitt 16.1.5).

Das hier verwendete Konzept zur Bewertung der durch das Vorhaben betroffenen Investitionsgüter lehnt sich an die üblichen und vom Gesetzgeber vorgesehene Bewertungsverfahren für Gebäude (siehe z.B. „Richtlinien für die Ermittlung der Verkehrswerte (Marktwerte) von Grundstücken (Wertermittlungsrichtlinien – WertR 2002)“) und andere Ingenieurbauwerke („Richtlinien für die Berechnung der Ablösungsbeträge der Erhaltungskosten für Brücken, Straßen, Wege und andere Ingenieurbauwerke (Ablösungsrichtlinien 1980, Ablösungsrichtlinien StraW 85)“ und Abschreibung gemäß AfA-Tabelle) an.

In dieser Arbeit werden – ähnlich dem Vorgehen nach dem *Sachwertverfahren* (vgl. Abschnitt

¹¹vgl. Brandes und Odening (1992: 56): „„identisch“ bedeutet allerdings nicht, dass es sich physisch um das gleiche Aggregat handelt, sondern dass von den Zahlungsströmen angenommen wird, sie würden sich in gleicher Weise wiederholen.“

¹²Diese ergeben sich in den folgenden Betrachtungen allein aus dem Materialwert der betroffenen Güter. Persönliche Bewertungen gehen nicht in die Kosten ein, so dass die Ergebnisse als Untergrenze der tatsächlichen Kosten angesehen werden müssen.

¹³Vgl. Abschnitt 16.2.1.

¹⁴Vgl. Abbildung 16.5

¹⁵*ex ante*: vor einer Veränderung des ursprünglichen Zustands einer Fläche (z.B. durch Bebauung); *ex post*: nach z.B. Bebauung

15.3) – die betroffenen Gebäude und anderen Bauwerke (Straßen etc.) allein nach ihren Herstellungskosten (Baukosten inklusive Nebenkosten) bewertet und mit Hilfe dieses Wertes die Opportunitätskosten des vorzeitigen Abbruchs bestimmt. Die verwendeten Bodenwerte entsprechen den in der Beschreibung des *Vergleichswertverfahrens* (vgl. Abschnitt 15.3) erwähnten Bodenrichtwerten, die in entsprechenden Kartenwerken (hier verwendet: Bodenrichtwertkarte für landwirtschaftlich genutzte Flächen in Sachsen-Anhalt) sowie in Grundstücksmarktberichten (hier: Der Gutachterausschuss für Grundstückswerte für den Bereich des Katasteramtes Stendal (2002)) veröffentlicht werden.

In Abbildung 16.5 werden zum einen die Summe der Opportunitätskosten verschiedener Investitionsgüter zu verschiedenen Zeitpunkten, als auch die Gegenwartswerte der Kosten und der hypothetischen Nutzen des zu verschiedenen Zeitpunkten durchführbaren Projektes im Entscheidungszeitpunkt (beispielhaft das Jahr 32 bzw. das Jahr 6) dargestellt.

Die reinen Opportunitätskosten des vorzeitigen Abbruchs eines Investitionsgutes i ($E_i(t)$) können im einfachsten Fall mit identischem Ersatz z.B. nach folgender Gleichung berechnet werden:

$$E_i(t) = V_{i0} - V_{i0} q^{-(pn_i-t)}. \quad (16.1)$$

Wobei:

$E_i(t)$	Opportunitätskosten einer vorzeitigen Investition V_{i0}
t	betrachteter Zeitpunkt, $t < pn_i$, im Intervall 1 = $[0, n_i)$ ($p = 1$): $0 \leq t < n_i$, (in Intervall 2 = $[n_i, 2n_i)$ ($p = 2$) gilt $n_i \leq t < 2n_i$, u.s.w.); $n_i \in t, t, s \in \mathbb{N}^+$
n_i	theoretische Nutzungsdauer der Investition V_i
V_{i0}	Anfangsinvestition im Zeitpunkt $t = 0$ bzw. Reininvestition
$q^{-(pn_i-t)}$	Diskontfaktor mit $q = (1 + i)$ (i : diskrete Diskontrate) bzw. $= e^j$ (j : kontinuierliche Diskontrate)

In Abbildung 16.5 ist erkennbar, dass der auf den Entscheidungszeitpunkt abdiskontierte Gegenwartswert der Nutzen eines bestimmten Projektes unter der Annahme, dass es ein begründetes Argument für Diskontierung – z.B. Unsicherheit oder Myopie der ökonomischen Individuen – gibt, um so geringer ist, je weiter es vom Entscheidungszeitpunkt zeitlich entfernt durchgeführt wird. Dadurch wird z.B. der Tatsache Rechnung getragen, dass man auf den Nutzen des Projektes noch eine bestimmte Zeit warten muss und nicht sofort konsumieren kann.

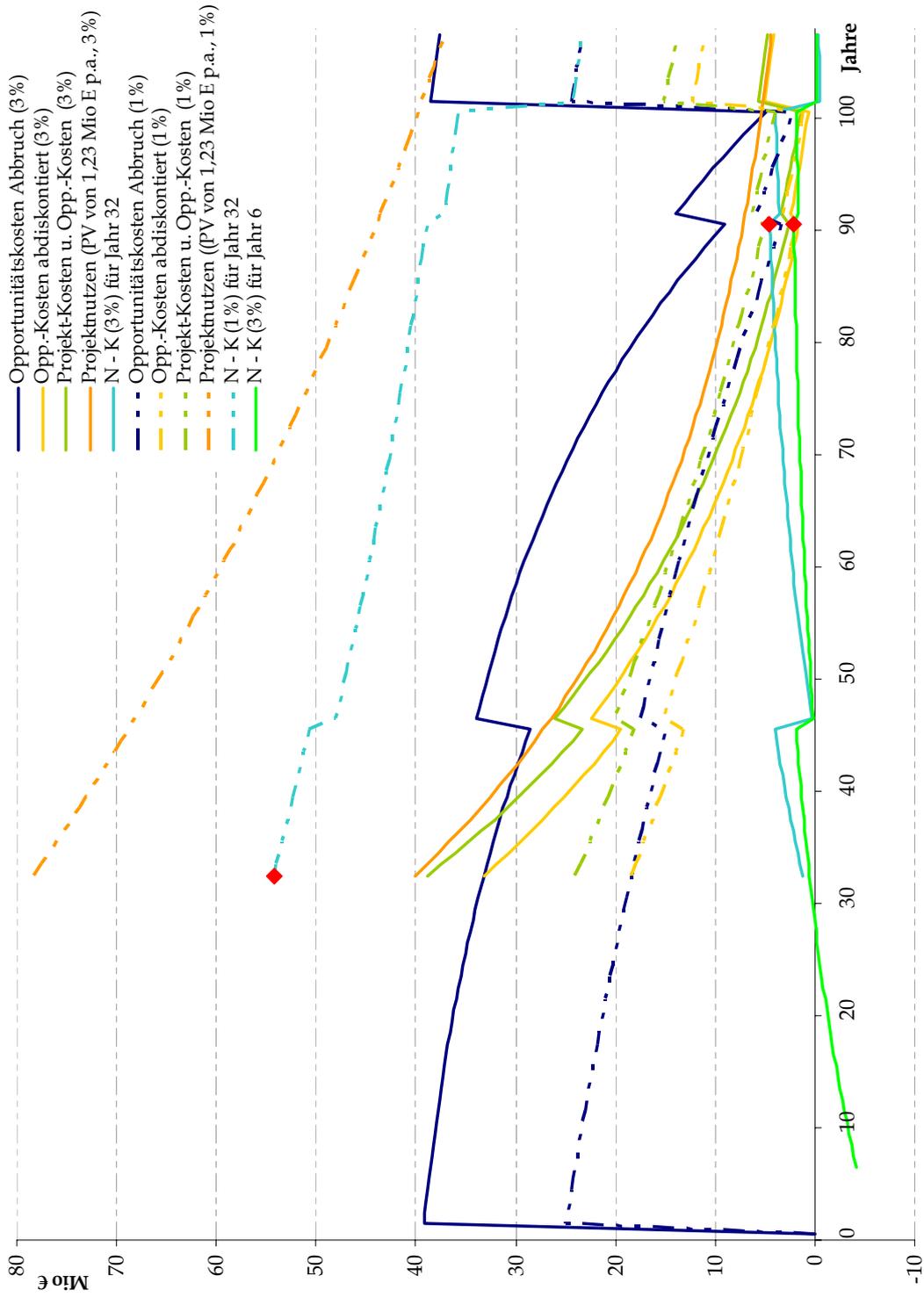


Abbildung 16.5: Beispiel für das Problem der Bestimmung des optimalen Abbruchzeitpunktes im Entscheidungszeitpunkt Jahr 32 bzw. Jahr 6 (Annahmen: identischer Ersatz, lineare Abschreibung), eigene Darstellung

Dem aus einem Projekt generierten Nutzen werden die Gesamt-Projektkosten in Form von Opportunitätskosten der vorgezogenen Ersatzinvestitionen und sonstigen Projektkosten gegenübergestellt. Der Moment für die Durchführung des Projektes ist aus Sicht des Entscheidungsträgers in einem bestimmten Zeitpunkt optimal, wenn die Differenz zwischen dem abdiskontierten Gegenwartswert des Projektes (\mathbf{N} = Nutzen) und den verursachten Kosten (\mathbf{K} = Kosten) ein Maximum erreicht (vgl. in Abbildung 16.1.4 die hellblauen Graphen sowie die Gleichung 16.2). Zwar kann gegen dieses sehr einfache und anschauliche Kriterium (Vergleich der Differenzen zwischen Nutzen und Kosten) prinzipiell eingewandt werden, dass es laut Federal Inter-Agency River Basin Committee, Subcommittee on Benefits and Costs (1950, in: Eckstein 1958: 53) große Projekte gegenüber kleinen bevorzugt. Da jedoch in dieser Betrachtung die Projekte stets die gleichen Eigenschaften (Fläche, generierte Nutzen etc.) aufweisen, nur zu unterschiedlichen Zeitpunkten durchgeführt werden, können diese Bedenken vernachlässigt werden. Ein ebenso sinnvolles und üblicherweise bei Bewertung und Vergleich von verschiedenen öffentlichen Vorhaben angewendetes Kriterium ist das Verhältnis zwischen Nutzen und Kosten.

Die hier angewendete und zu optimierende Zielfunktion lautet:

$$\begin{aligned} \arg \max_t f(t) \\ f(t) &= \sum_{t=s}^{g+s} N_t q^{-(t-t_0)} - \left(\sum_{i=1}^l E_i(t) + A \right) q^{-(t-t_0)} \quad (16.2) \\ s.t. \quad t &\leq g \end{aligned}$$

Darin bedeutet: N_t = der konstante Nutzenstrom aus dem Feuchtgebiet (unendliche Rente); A = die Kosten, welche ohne das Projekt nicht anfallen würden¹⁶; t wird anhand des Alters der Siedlung bestimmt (gezählt ab der Ersterschließung, unabhängig von Erneuerungsmaßnahmen einzelner Investitionsgrößen in dieser Siedlung); t_0 ist der Zeitpunkt der Entscheidung über die Durchführung des Projektes; zu E_i siehe Gleichung 16.3, zu N , q , i , l und g siehe die Erläuterungen zu Gleichung 16.5.

Der optimale Abbruchzeitpunkt scheint vom verwendeten Diskontsatz unabhängig zu sein. Die Nutzungsdauer der verschiedenen Investitionsgüter weist jedoch einen starken Einfluss auf. Aus der Abbildung ist erkennbar, dass sich ein veränderter Diskontsatz erheblich auf die Höhe der Differenz zwischen Nutzen und Kosten des Vorhabens im Betrachtungszeitraum und somit auf prinzipielle Entscheidungen über die Durchführung eines solchen Vorhabens auswirken kann – bei geringen Nutzenniveaus ist eine Durchführung des geplanten Vorhabens nur noch bei einem sehr geringen Diskontsatz empfehlenswert.

¹⁶Kosten der Projektsteuerung und -betreuung, der neuen Planung und Baugrundentwicklung, Zinsen für Avalbürgschaften

Abbildung 16.5 zeigt darüber hinaus, dass das beschriebene Optimierungsproblem nicht analytisch gelöst werden kann (die zu untersuchenden Funktionen sind nicht stetig und abschnittsweise nicht differenzierbar).

$$E(t) = \begin{cases} V_{i0} - V_{i0} q^{-(n_i-t)} & : 0 \leq t < n_i \\ V_{i0} - V_{i0} q^{-(2n_i-t)} & : n_i \leq t < 2n_i \\ \vdots & : \vdots \\ V_{i0} - V_{i0} q^{-(pn_i-t)} & : (p-1)n_i \leq t \leq g \end{cases} \quad (16.3)$$

$$g \leq pn_i . \quad (16.4)$$

Eine Lösung und damit die Bestimmung des optimalen Abbruchzeitpunktes kann z.B. mit Hilfe numerischer Verfahren erreicht werden. Sollte der optimale Zeitpunkt für den Abbruch der Siedlung in der Zukunft liegen, so ist darauf zu achten, dass die Entscheidung über den Abbruch zu diesem Zeitpunkt bei künftigen Überlegungen nicht unter allen Umständen aufrechterhalten wird. Strotz (1955: 171–172) weist nach, dass nur unter speziellen Voraussetzungen „... an individual who consistently re-evaluates his planned course of consumption confirm his earlier choices and follow out the consumption plan originally selected . . . It requires that the discount function be of a very special form, namely that all future dates should be discounted at a constant rate of interest.“. Nach Strotz (1955) sind intertemporale Entscheidungen also nur dann konsistent, wenn die Diskont-Funktion der entscheidenden Konsumenten exponentiell ist (für eine Verallgemeinerung der Ergebnisse von Strotz (1955) siehe u.a. Burness 1976)¹⁷.

In Abbildung 16.1.4 wird deutlich, dass das Ergebnis der oben beschriebenen Überlegungen, wie bei der Verwendung einer exponentiellen Diskontierungsfunktion zu erwarten, zeitkonsistent ist, d.h. eine Entscheidung über den Zeitpunkt des Abbruchs in der Zukunft wird auch in späteren erneuten Überlegungen dazu aufrechterhalten (vgl. in dieser Abbildung die Graphen „N – K (3%) für das Jahr 6“ und „N – K (3%) für das Jahr 32“).

¹⁷Strotz (1955) beschränkte seine Analyse auf Fälle, in denen die Diskontierungsfunktionen „time distance dependent“ waren. Burness (1976) verlangt hingegen nur eine Abhängigkeit vom Zeitpunkt des Konsums und dem Planungszeitpunkt. Diese Funktionen müssen dann multiplikativ-separabel sein, um konsistente intertemporale Entscheidungen zu gewährleisten (Burness 1976: 547). Daneben sind laut Burness (1976: 548) intertemporale Entscheidungen unter Unsicherheit nur dann konsistent, wenn die Erwartungen der Entscheidungsträger stationär sind. Daneben machen Frederick et al. (2002: 366) deutlich: „While Strotz did not posit any specific alternative functional forms, he did suggest that 'special attention' be given to the case of declining discount rates.“, was bedeutet: „hyperbolic discounting . . . in our terminology, . . . a person has a declining rate of time preference“ (Frederick et al. 2002: 360) – Vgl. Abschnitt 15.6

Unter Risiko bzw. Unsicherheit bezüglich der verwendeten Parameter

Die Annahme von Sicherheit über die verwendeten Größen in der Investitionsrechnung ist eine sehr starke Annahme. „Zahlungsreihen und Liquidationswerte sind im allgemeinen nicht mit Sicherheit bekannt . . . Häufig wird der Investor jedoch zumindest subjektive Wahrscheinlichkeiten für das Eintreten dieser Größen angeben können . . .“ (Drexl 1990: 57). Auch die technische Nutzungsdauer kann eine Zufallsvariable sein, wenn man annimmt, dass ein Anlage vor dem Ende der geplanten wirtschaftlichen Nutzungsdauer ausfallen kann (vgl. Drexl 1990: 63). Es müssen also Dichtefunktionen bzw. Zufallsvariablen eingeführt werden.

Im hier untersuchten Fall ist bei der Bestimmung des optimalen Abbruchzeitpunktes (mit den geringsten Kosten bzw. den höchsten Nutzen) vor allem zu beachten, dass in der Zeit bis zu diesem Zeitpunkt ein Hochwasser¹⁸ eintreten kann und eventuell höhere Kosten verursacht, da mehr Kapital gebunden ist, als im Falle der sofortigen Durchführung im Zeitpunkt der Entscheidung über den optimalen Abbruchzeitpunkt. Doch auch Materialfehler u. ä., die zu mehr oder weniger unerwarteten Verkürzungen der geplanten Nutzungsdauer und somit zu „außerplanmäßigen“ Neuinvestitionen führen, müssten bei einer Entscheidung über die Durchführung eines Projektes und den optimalen Zeitpunkt dieser Maßnahme berücksichtigt werden (vgl. Drexl 1990: 56–63)¹⁹. Neben den genannten bestehen auch Unsicherheiten bezüglich der verschiedenen angenommenen Preise. Für eine eingehende theoretisch Betrachtung derartigen Unsicherheiten bei Investitionsentscheidungen sei auf Dixit und Pindyck (1994: 135–212) verwiesen.

Die traditionelle praktische Anpassung an Unsicherheit besteht darin, sich konservativ zu verhalten (vgl. Eckstein 1961: 468ff.). In der „expenditure analysis“ nimmt diese Strategie meist drei mögliche Formen an:

1. ein mehr oder weniger willkürlicher Risikozuschlag, der durch überhöhte Preis-Annahmen bestimmte Kostengruppen verstärkt oder die Nutzen vermindert (v.a. zur Berücksichtigung möglicher Vorhersage-Fehler);
2. die Annahme einer kürzeren Lebensdauer als die tatsächliche physische bzw. ökonomische Lebensdauer (berücksichtigt über die Unsicherheit hinaus auch den technischen Fortschritt und standardisiert Untersuchungen von Projekten, welche keine definitive Lebensdauer haben [z.B. Deiche]);
3. eine in der Diskontrate enthaltene Risikoprämie.

Dies sind allerdings eher grobe Korrekturen. Doch im Fall, dass die Wahrscheinlichkeitsverteilung nicht bekannt ist bzw. ihre Schätzung auf wenigen Informationen beruht, sind diese

¹⁸stochastisch und poissonverteilt

¹⁹Für weiterführende Darstellungen zu Entscheidungen bei Risiko vgl. Eisenführ und Weber (1993: 197–272) und Boardman et al. (2001: 156–191)

Vorgehensweisen wichtig und angemessen, „at least there is some cognizance of the problem“ (Eckstein 1961: 470). In dieser Weise soll auch in dieser Untersuchung vorgegangen werden, die verschiedenen genannten Risiken werden in den gewählten Diskontsätzen berücksichtigt und im Rahmen der Sensitivitäts- und Robustheitsanalyse im Abschnitt 17.3 die Auswirkungen unterschiedlicher Annahmen bezüglich der Risiken auf den optimalen Durchführungszeitpunkt dargestellt.

Eckstein (1961: 471ff.) zeigt, dass für eine große Gruppe von Nutzenfunktionen eine Nutzenmaximierung zu mehr Hochwasserschutz als eine Einkommensmaximierung (equivalent zu einer Minimierung der erwarteten Schadenskosten und der Überwachungskosten) führt. Aus einem Modell, das den Erwartungsnutzen maximiert, kann nach Eckstein (1961: 474) die optimale Menge von Hochwasserschutz-Maßnahmen abgeleitet werden.

16.1.5 Die Opportunitätskosten des Vorhabens

Die Betrachtung der Opportunitätskosten von Überschwemmungsflächen muss zwei mögliche Szenarien berücksichtigen. *Zum einen* können *vor* der Besiedlung und somit Zerstörung einer Überschwemmungsfläche (der Begriff „Zerstörung“ bezieht sich hierbei auf die Feuchtgebietsfunktionen dieser Fläche) die jeweiligen Kosten einer Durchführung bzw. Unterlassung der Besiedlung abgewogen werden (*ex ante*-Überlegungen). *Zum anderen* kann *nach* erfolgter Besiedlung deren Verlagerung aus dem Überschwemmungsbereich des entsprechenden Flusses heraus erwogen werden unter Berücksichtigung der Opportunitätskosten dieser Maßnahme (*ex post*-Überlegungen). Zunächst soll hier auf die Kosten-intensivere Variante des Abbruchs einer bestehenden Siedlung und ihres Neubaus außerhalb des Überschwemmungsraumes eingegangen werden. Danach erfolgt die Darstellung der Kostenstruktur der Maßnahme „Vermeidung der Besiedlung einer Überschwemmungsfläche“.

Ex-post – Feuchtgebietsrenaturierung

Soll eine bestehende Siedlung im Überschwemmungsbereich eines Flusses abgebrochen und an anderer Stelle neu errichtet werden, können die volkswirtschaftlichen Kosten dieses Vorhabens den volkswirtschaftlichen Kosten der Beibehaltung der Besiedlung gegenübergestellt werden.

Tabelle 16.2 zeigt die Opportunitätskosten der Handlungsalternativen²⁰: *Besiedlung beibehalten* versus *Feuchtgebiet einrichten*. Allerdings werden in dieser Arbeit nur die Opportunitätskosten der Alternative Feuchtgebiet – die Kosten der Erhaltung bzw. Renaturierung eines Feuchtgebietes auf einer bestimmten Fläche – berechnet. Die hierfür verwendeten Größen sind im Abschnitt 16.2.2 noch einmal detailliert aufgeführt. Neben den aufgeführten Kostengrößen

²⁰Eine ebenfalls sehr relevante alternative Flächennutzungsform – intensive Landwirtschaft – soll in dieser Analyse nicht betrachtet werden.

16 Durchführung

müssen auch die sozialen Kosten z.B. durch den Verlust von Heimat bedacht werden, die verringert werden können, wenn die Akzeptanz der Betroffenen durch geeignete Maßnahmen gewonnen werden kann (vgl. z.B. Berkner 2001, Dehnhardt und Petschow 2001, Neubert 2003, Olsthoorn und Tol 2001, Stonner 1999, ASFPM 2000).

Aktion/Handlungsweise	Opportunitätskosten (entgangener Nutzen)
Besiedlung belassen	<ul style="list-style-type: none"> • vermiedene Hochwasserschäden flussabwärts aufgrund der Verfügbarmachung von Überflutungsfläche (betrachtete Fläche + zum Schutz der Siedlung abgeriegeltes Hinterland); • vermiedene Schäden an diesem Ort im Falle eines Hochwassers; • Nutzen aus der Retention von Nährstoffen bzw. einer verringerten Eutrophierung der Meere; • Nutzen aus anderen Feuchtgebietsfunktionen (Bereitstellung öffentlicher Güter wie z.B. Biodiversität, Erholung); • Wert der möglichen landwirtschaftlicher Nutzung ($\hat{=}$ Bodenwert Landwirtschaftsland in Abhängigkeit von Bodenbeschaffenheit und Nutzungsrechten/-einschränkungen): z.B. Erträge aus extensiver Bewirtschaftung – Schilf, Mutterkuhhaltung etc.; • Kosten für Unterhaltung/Erneuerung von Gebäuden, Infrastruktur und schützender Deichanlagen;
Feuchtgebiet einrichten (Hochwasserschutz, N-Retention)	<ul style="list-style-type: none"> • Nutzen aus vorhandenen Häusern – entspricht der Differenz zwischen Neubaukosten im Abbruchzeitpunkt und den auf den vorzeitigen Abbruchzeitpunkt abdiskontierten Neubaukosten nach Ablauf der ökonomischen Nutzungsdauer); • Nutzen aus vorhandener Infrastruktur (Straße, Kanalisation, Energieversorgung, Deich, etc.) – entspricht der Differenz zwischen Neubaukosten im Abbruchzeitpunkt und den auf den vorzeitigen Abbruchzeitpunkt abdiskontierten Neubaukosten nach Ablauf der ökonomischen Nutzungsdauer); • Differenz der Kosten für Unterhaltung/Erneuerung von Gebäuden und Infrastruktur zwischen Ersatzstandort und ursprünglichem Standort; • Differenz der Veränderungen der Bodenwerte an Absiedlungs- und Ersatzstandort (<i>Annahme</i>: Am Absiedlungsstandort ist das ehemalige Bauland nur noch landwirtschaftlich nutzbar, während am Ersatzstandort z.B. eine Ackerbrache in Bauland umgewandelt wird, was mit entsprechenden Veränderungen der Bodenwerte einhergeht.) • Projektierung, Baubetreuung, Abbrucharbeiten (qualifizierte Arbeit, knappe Ressourcen), Kosten der Neu-Erschließung (Infrastruktur); • Verwaltungskosten (Juristen, Notar, öffentliche Verwaltung) und Umzugskosten; • Finanzierung (Kapitalkosten = Zinsen; plus fixe Kosten aus Vertragsabschluss, Umschuldung etc.)

Tabelle 16.2: Handlungsoptionen *ex post*: *Besiedlung belassen* versus *Feuchtgebiet einrichten*, eigene Darstellung

Volkswirtschaftliche Kosten des Vorhabens

Primäre Kosten

- Opportunitätskosten i.e.S. (entgangener Nutzen aus den abgebrochenen Investitionsgütern – Berechnung nach Gleichung 16.3), für Berechnungen benötigt:
 - Neubaukosten Gebäude* (Annahme: Einheitssiedlung nach Tabelle 16.1 bzw. Abbildung 16.3 an ehemaligem und Ersatzstandort);
 - Neubaukosten Infrastruktur* (inklusive Kosten der äußeren und inneren Grundstückerschließung): Bauarbeiten + Material (Annahmen: Einheitssiedlung nach Tabelle 16.1 bzw. Abbildung 16.3 an ehemaligem und Ersatzstandort);
- Kosten der Neuerschließung am Ersatzstandort*;
- Differenz der Veränderungen der Bodenwerte an Absiedlungs- und Ersatzstandort[†], möglichst bereinigt um Verzerrungen/indirekte und direkte Subventionen;
- Differenz der Unterhaltungs- und Erneuerungskosten der Ersatzsiedlung und der ursprünglichen Siedlung

Sekundäre Kosten

- a) Kosten der *Projektierung/Bauplanung*^{‡*},
Baubetreuung^{‡*},
Abrissarbeiten^{‡*} (auch: Deichabriss bzw. Deichschlitzung sowie eventuell Deichneubau* (bei „Deichrückverlegung“));
- b) *Juristen, Notar, Verwaltung* (bei Behördentätigkeit entstehende Kosten eventuell diffus bzw. aufgrund der Größe des Projekts nicht eindeutig zuzuordnen),
Umsatzkosten
Finanzierung (Kapitalkosten = Zinsen plus fixe Kosten aus Vertragsabschluss, Umschuldung etc.)

* *Annahme:* Aufgrund der Konkurrenz im Bausektor werden die Kosten von Bau- und Abrissarbeiten als unverzerrt betrachtet und übernommen.

† Die verschiedenen Einflüsse auf den Bau- und Landwirtschaftlichen Bodenmarkt müssen berücksichtigt werden. Es wird *angenommen*, dass auf diesen Märkten *keine* Effizienzpreise gegeben sind.

‡ qualifizierte Arbeit, knappe Ressourcen

Tabelle 16.3: Größen, die in die Berechnung der Opportunitätskosten der Handlungsoption „ex post *Feuchtgebiet einrichten*“ eingehen sollen

Wenn eine Siedlung aus dem Überschwemmungsbereich eines Flusses heraus verlegt werden soll, ergeben sich demnach folgende Kosten²¹ (Opportunitätskosten y_{b1} , vgl. Tabelle 16.3):

$$y_{b1} = \sum_{i=1}^l E_{ai}(t) + P_b + (\sum_{t=0}^g c_b q^{-(t-t_0)} - \sum_{t=0}^g c_a q^{-(t-t_0)}) + x_{a\text{ Rest}} + f_b - (d_a + d_b) - m_a + (w_b \text{ Ausgang} - w_a \text{ Ende}). \quad (16.5)$$

Dabei bedeutet

$\sum_{i=1}^l E_{ai}(t)$	Summe der Opportunitätskosten des vorzeitigen Abbruchs aller betroffenen Investitionsobjekte (Gebäude und Infrastruktur) $i = 1, \dots, l$ ($i \in \mathbb{N}$) im Abbruchjahr am ursprünglichen Siedlungsstandort in der Flussaue (Index a), $E_i(t) = V_i - V_i q^{-(n-t)}$, vgl. auch Abschnitt 16.1.4 bzw. Gleichung 16.1,
P_b	Summe der Kosten durch Projektierung/Bauplanung, Baubetreuung (der Neuerschließung am Ersatzstandort), Juristen, Notar, Verwaltungstätigkeit und Umzug der Betroffenen zum Ersatzstandort (Index b – außerhalb des Überschwemmungsbereichs des Flusses),
$\sum_{t=s}^{g+s} c_b q^{-(t-t_0)} - \sum_{t=s}^{g+s} c_a q^{-(t-t_0)}$	Differenz der abdiskontierten Unterhaltungskosten (Gebäude und Infrastruktur), g = Länge des Betrachtungszeitraums in Jahren, t_0 Entscheidungszeitpunkt, s = Zeitpunkt des Abbruchs ($s \geq t_0$): $\sum_{t=s}^{g+s} c q^{-(t-t_0)} = c (q^{t_0-(g+s)} - q^{(t_0+1)-s}) / (1 - q)$, für $g \rightarrow \infty$: $\sum_{t=s}^{g+s} c q^{-t} = c q^{((t_0+1)-s)} / (q - 1)$, wobei: $g \in t$, $q = (1 + i)$ (i : diskrete Diskontrate) bzw. $= e^j$ (j : kontinuierliche Diskontrate),
f_b	Kapitalkosten für den Bau der Ersatzsiedlung $= \sum_{t=s}^{(T_2-1)+s} z_{tb} q^{-t}$ = Summe der abdiskontierten jährlichen Zinszahlungen im Rahmen eines Annuitätendarlehens, $z(t) = x r ((1+r)^{T_2} - (1+r)^t) / ((1+r)^{T_2} - 1)$ = erforderliche Zinszahlung am Ende des Jahres t , T_2 = Laufzeit des Kredits in Jahren, <i>Annahme</i> : $T_2 \leq g$, r = Fremdkapitalzins, $x = (P + V) \alpha$ = zu finanzierender Anteil der Kostensumme/Gesamtkreditvolumen (in Anhängigkeit von der Länge der Projektlaufzeit muss immer nur ein bestimmter Anteil α der Gesamtkosten zur Verfügung stehen,

²¹Negative Kosten bedeuten Nutzen.

Dabei bedeutet

	z.B. $\alpha = 0,25$),
$x_a \text{ Rest}$	Restschuld aus an die abzubrechende Siedlung gebundenen Krediten zu Beginn des Jahres t (Jahr des Abbruchs), $T_1 =$ Laufzeit des entsprechenden Kredits in Jahren, <i>Annahme:</i> $T_1 \leq g$ $= x(t) = x((1+r)^{T_1} - (1+r)^t) / ((1+r)^{T_1} - 1)$,
$d_a + d_b$	Summe der Veränderungen der Grundstückswerte an Absiedlungs- und Ersatzstandort (Grundstückswert (w) nach der Durchführung des Projektes (<i>Ende</i>) vermindert um den Grundstückswert im <i>Ausgangszustand</i> , z.B.: $d_a = w_{a \text{ Ende}} - w_{a \text{ Ausgang}}$, $w =$ Fläche (z.B. in m^2) \cdot Preis (z.B. in $\text{€}/\text{m}^2$)), unter Berücksichtigung der Tatsache, dass am Standort a mehr Fläche in Anspruch genommen wird: Fläche <i>Siedlung</i> + Fläche <i>Hochwasserschutzdeich</i> ,
m_a	Summe der vermiedenen Unterhaltungs- und Erneuerungskosten (u und h) der Hochwasserschutzanlagen am Standort a , $= \sum_{t=s}^{g+s} u q^{-(t-t_0)} + \sum_{z=k_s}^{K_g} h q^{t_0-zn}$ $= h(q^{t_0-K_g n} - q^{(n+t)-k_s n}) / (1 - q^n)$ $+ u(q^{(t_0-(g+s))} - q^{((t_0+1)-s)}) / (1 - q)$, für $g \rightarrow \infty$: $\sum_{t=s}^{g+s} u q^{-(t-t_0)} = u q^{((t_0+1)-s)} / (q - 1)$ und $\sum_{z=k_s}^{K_g} h q^{t_0-zn} = I q^{t_0-k_s n} / (1 - q^{-n})$, wobei: $u =$ laufende Kosten der Unterhaltung, $h =$ Investitions- und Reinvestitionskosten Hochwasserschutzanlagen, $(k_s - 1)n < s \leq k_s n$, $K_g n \leq g < (K_g + 1)n$; $k_s, K_g \in \mathbb{N}$ (vgl. Abbildung 16.6).

Zu berücksichtigen ist, dass der Term $d_a + d_b$ u.a. auch Präferenzen für den einen bzw. anderen Standort bzw. den mit dem Vorhaben verbundenen „Verlust“ an Nutzen aus der Lage der Siedlung ausdrücken kann, insofern als Bodenpreise v.a. durch Lage, Beschaffenheit und Nutzbarkeit bestimmt sind (bzw. sein sollten; vgl. Teil III.).

Zur graphischen Erläuterung der in den Gleichungen und zugehörigen Tabellen verwendeten Größen dient die Abbildung 16.6. N_F , der in die Entscheidung im Zeitpunkt t_0 eingehende Nutzen des im Zeitpunkt s erstellten Feuchtgebietes, ergibt sich als $\sum_{t=s}^{g+s} N_t q^{-(t-t_0)}$. Der Nutzen

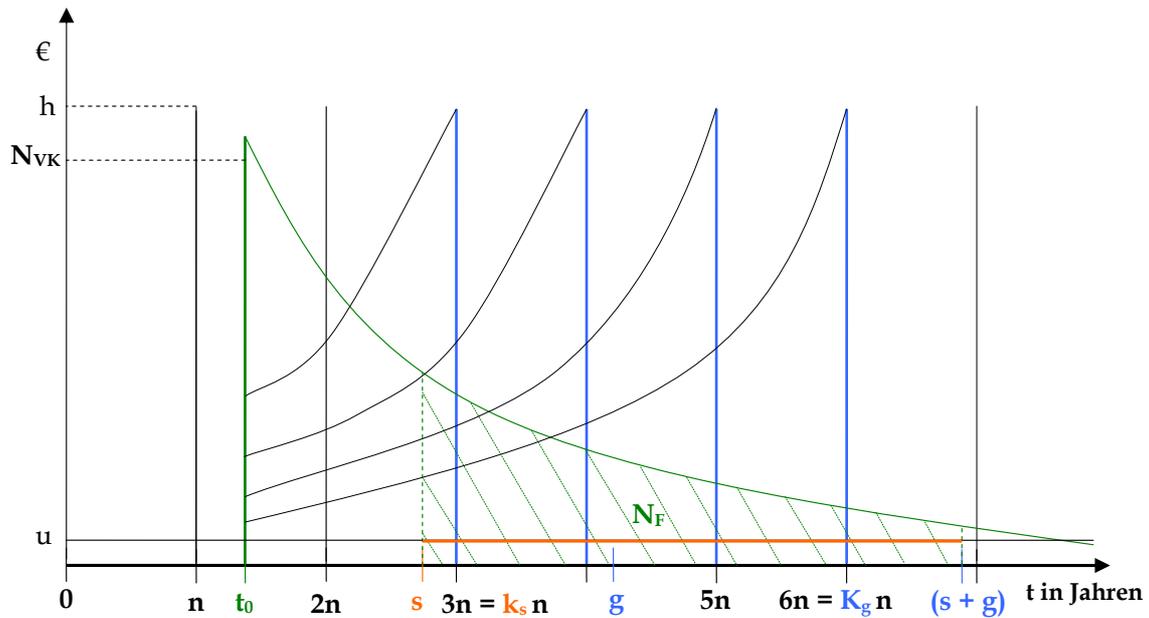


Abbildung 16.6: Graphische Erläuterung zu den Gleichungen 16.2 und 16.5, eigene Darstellung

N_{VK} der vermiedenen Kosten ergibt sich als Summe der abdiskontierten vermiedenen Investitionen in Hochwasserschutzanlagen h und der vermiedenen jährlichen Unterhaltungskosten u im Betrachtungszeitraum g (von s bis $s + g$).

Für die Ermittlung der Opportunitätskosten muss nun noch die Frage geklärt werden, wie der Betrachtungszeitraum konkret gewählt werden soll.

- *Zum einen* kann das Ende des Betrachtungszeitraumes für alle berücksichtigten Fälle (identische Vorhaben mit unterschiedlichen Startzeitpunkten s) gleich sein – g wird dann als relative Größe bezüglich eines fixen Endzeitpunktes der Betrachtungszeitraumes festgelegt.
- *Zum anderen*: Ist die Bezugsgröße für die Festlegung des Betrachtungszeitraumes das einzurichtende Feuchgebiet, sollte dieser Zeitraum von s bis $s + g$ gewählt werden: Dies ermöglicht den Vergleich zwischen Vorhaben, die sich nur im Startzeitpunkt s , somit in der zeitlichen Entfernung von t_0 , dem Entscheidungszeitpunkt, unterscheiden. Dafür ist es erforderlich, stets die gleiche Länge des Betrachtungszeitraumes zu verwenden (es gilt also z.B. stets: $g = 100$ Jahre).
- Als Extremfall sowohl der absoluten Festlegung des Betrachtungszeitraumes, als auch der relativen Formulierung kann darüber hinaus $g \rightarrow \infty$ betrachtet werden.

Im Folgenden wird davon ausgegangen, dass für die Vergleichbarkeit der betrachteten Vorha-

ben (die sich nur im Durchführungszeitpunkt s unterscheiden) g als feste Größe angenommen werden muss – g soll 100 Jahre betragen, woraus sich der konkrete Betrachtungszeitraum s bis $s + 100$ ergibt. Zu überlegen ist, in wieweit verlässliche Aussagen über die Funktionsfähigkeit von Feuchtgebieten gemacht werden können. Derartige Angaben können zu einer Ausweitung bzw. Einschränkung von g führen.

Schließlich ist bei der Berechnung der Opportunitätskosten der Verlegung einer Siedlung aus einem Flussgebiet heraus zu berücksichtigen, dass ein bestimmter Anteil δ der Kosten des Neubaus nicht dem untersuchten Projekt angelastet werden kann.

Bei Vorliegen folgender Bedingung dürfen die Kosten der Umsiedlung, die sich nach Gleichung 16.5 ergeben, *nicht* als Opportunitätskosten veranschlagt werden:

1. die von der Umsiedlung betroffenen Einwohner/Gewerbetreibenden wären auch ohne das beschriebene Vorhaben umgezogen bzw. hätten ein neues Haus/eine neue/größere Fabrikhalle gebaut *und*
2. die betroffenen Einwohner/Gewerbetreibenden besitzen keine Präferenzen für den Siedlungsstandort „Flussaue“²².

Die Höhe der den Opportunitätskosten tatsächlich zurechenbaren Kosten des Vorhabens $(1 - \delta) y_{b1}$ ist abhängig von der Altersverteilung der betroffenen Gebäude bzw. dem zufälligen Anteil von Einwohnern und Gewerbetreibenden, die z.B. auf Grund von Expansionsvorhaben neu bauen möchten (auch unabhängig von Alter der betroffenen Gebäude), *sowie* von dem zufälligen Anteil der Betroffenen ohne Präferenzen für den Auen-Standort. Eine seriöse Schätzung des typischen Anteils der Bevölkerung von potenziellen Überschwemmungsflächen ohne Präferenzen für diesen Standort ist auf der Grundlage der verfügbaren Informationen jedoch nicht möglich. Es lässt sich lediglich feststellen, dass der Anteil δ um so extremer ausfallen *kann*, je homogener der Altersaufbau der Siedlung (der betroffenen Gebäude) ist. Wird ein Abbruchzeitpunkt nahe dem natürlichen Nutzungsende der betroffenen Investitionsgüter gewählt, so *kann* δ relativ hoch sein.

Das Ergebnis der auf den Opportunitätskosten des Vorhabens basierenden Überlegungen zur Verlagerung bzw. Beibehaltung der Besiedlung einer Überschwemmungsfläche wird v.a. durch drei Punkte beeinflusst (die Zeichen $+$ bzw. $-$ hinter den einzelnen Punkten sollen deren tendenzielle Auswirkung auf eine Entscheidung für die Alternative „Beibehaltung der Besiedlung der Flussaue“ verdeutlichen):

²²Hätten die Betroffenen auch ohne das beschriebene Vorhaben ein neues Haus/eine neue/größere Fabrikhalle etc. gebaut, besäßen aber Präferenzen für den Siedlungsstandort „Flussaue“, so könnten als *Opportunitätskosten* des Vorhabens *lediglich die Kosten des eigentlichen Umzugs* i.w.S. (Planung, Umzug, Verwaltungstätigkeit, Neuerschließung etc.) geltend gemacht werden. Dieser Fall wird durch die Gleichung 16.5 abgedeckt und muss daher hier nicht extra berücksichtigt werden.

1. der zeitliche Abstand zwischen Entscheidungs- und Abbruchzeitpunkt (–) sowie zwischen Abbruchzeitpunkt und wirtschaftlicher Nutzungsdauer (+);
2. die Differenz der Bodenpreise innerhalb und außerhalb der zu besiedelnden Flussauwe (\pm);
3. die Kosten des Baus und der Unterhaltung der benötigten Hochwasserschutzanlagen (–).

Ex-ante – Vermeidung der Feuchtgebietszerstörung

Wie schon in Abschnitt 16.1.4 beschrieben, ist die Höhe der durch das oben beschriebene Projekt verursachten Opportunitätskosten u.a vom Zeitpunkt der Durchführung abhängig. Bei *ex ante*-Überlegungen zur Flächennutzung, also *bevor* die Besiedlung einer Überschwemmungsfläche stattfindet, ergeben von den *ex post*-Opportunitätskosten der Überschwemmungsfläche in einigen Punkten abweichende Kosten.

„*Preserving open space has the long-range benefit of avoiding future costs. Communities and counties across the state and nation are finding that single-family residential tax rates don't cover the costs of municipal services, community infrastructure and local schools. Studies show that for every \$1.00 collected in taxes, residential development costs between \$1.04 to \$1.67 in services – and these costs continue forever, generally increasing over time. Even including the initial cost of acquisition, open space is less costly to taxpayers over the long term than development of the same parcel. The major public costs to preserve natural areas are finite, often paid by a bond or loan over 20 years.*“ (ANJEC 2004: 2, eigene Hervorhebungen). Auch wenn diese Überlegungen sich nicht ohne weiteres auf Deutschland übertragen lassen, ist der erste Satz dieses Zitats in etwas abgewandeltem Sinn durchaus auf den hier untersuchten Fall übertragbar: Die Kosten der Vermeidung der Besiedlung von potenziellen Überschwemmungsflächen erscheinen weitaus geringer als die Kosten einer theoretisch möglichen zukünftigen und daher zu bedenkenden Renaturierung der besiedelten Überschwemmungsfläche. Zu den ebenfalls zu berücksichtigenden vermiedenen Kosten durch den Erhalt der für die Besiedlung in Betracht gezogenen Überschwemmungsfläche müssen auch die Kosten für den Ersatz der Dienstleistungen bzw. Funktionen dieser Fläche (z.B. als Senke für Nähr- und Schadstoffe bzw. die Bereitstellung von Trinkwasser) gezählt werden. Die „New Jersey Conservation Foundation“ (1992 in ANJEC 2004: 7) stellte dazu fest: „the cost of constructing water treatment plants is likely to match or even exceed the cost of preserving watershed lands ...“. Ausführlicher wurde auf den Wert dieser Funktion bzw. die Kosten ihres Ersatzes bereits in Teil II. eingegangen.

Die Opportunitätskosten y_{b2} der Erhaltung einer Überschwemmungsfläche bzw. der Wahl eines alternativen Siedlungsstandortes ergeben sich wie folgt:

$$y_{b2} = ((V_b - V_a) - (N_b - N_a)) + \left(\sum_{t=0}^g c_b q^{-t} - \sum_{t=0}^g c_a q^{-t} \right) + (f_b - f_a) + (w_b - w_a) - (b_a + m_a). \quad (16.6)$$

Darin bedeutet

$(V_b - V_a) - (N_b - N_a)$	Nutzendifferenz zwischen Auen- und Ersatzstandort (Index <i>a</i> bzw. <i>b</i>), V = Gesamt-Investition Siedlung (Gebäude und Infrastruktur) N = Gegenwartswert der gesamten Nutzenstiftung des bestimmten Standorts (<i>in</i> der Aue: besondere Landschaft etc.; <i>außerhalb</i> : z.B. keine Hochwassergefahr und Grundwasserbeeinflussung),
$\sum_{t=0}^g c_b q^{-t} - \sum_{t=0}^g c_a q^{-t}$	Differenz der abdiskontierten Unterhaltungskosten (Gebäude und Infrastruktur), g = Länge des Betrachtungszeitraums in Jahren: $\sum_{t=0}^g c q^{-t} = c((1/q)^g - q)/(1 - q)$, für $g \rightarrow \infty$: $\sum_{t=0}^g c q^{-t} = c(q/(q - 1))$,
$f_b - f_a$	Differenz der Kapitalkosten an den alternativen Standorten, wobei $f = \sum_{t=0}^{T-1} z_t q^{-t}$ = Summe der abdiskontierten jährlichen Zinszahlungen im Rahmen eines Annuitätendarlehens, $z_s = x k ((1+k)^T - (1+k)^s) / ((1+k)^T - 1)$ = erforderliche Zinszahlung am Ende der Periode s , $s = 0, \dots, (T - 1)$, T = Laufzeit des Kredits in Jahren, <i>Annahme</i> : $T \leq g$, k = Fremdkapitalzins, $x = P + V$ = zu finanzierende Gesamtsumme / Gesamtkreditvolumen,
$w_b - w_a$	Differenz der Grundstückswerte (w) der alternativen Standorte, unter Berücksichtigung der Tatsache, dass am Standort <i>a</i> mehr Fläche in Anspruch genommen wird: Fläche <i>Siedlung</i> + Fläche <i>Hochwasserschutzanlagen</i> ,
$-(b_a + m_a)$	vermiedene Kosten durch Bau (b_a) und Unterhaltung und Erneuerung (m_a) von Hochwasserschutzanlagen.

Unterschiede in den Investitionskosten einer Siedlung an den verschiedenen Standorten können sich zum Beispiel durch den unterschiedlichen Grundwasserstand und die unterschiedliche Hochwassergefährdung ergeben. Beim Bau einer Siedlung im potenziellen Überschwemmungsbereich eines Flusses kann z.B. eine Grundwasserabsenkung nötig sein, die bestehende Siedlung wird stets mit einer Beeinflussung durch Grundwasser umgehen müssen, und auch bei vorhandenem Deich besteht ein gewisses Risiko für Überschwemmungen. Diesen Faktoren muss eventuell durch Anpassung der Bauweise der verschiedenen Bauwerke Rechnung getragen werden.

Daneben ist, wie schon im vorangegangenen Teil-Abschnitt, zu berücksichtigen, dass ein bestimmter Anteil der betroffenen Einwohner und Gewerbetreibenden keine expliziten Präferenzen für den Siedlungsstandort „Flussaue“ hat, so dass für diese Betroffenen keine Opportunitätskosten aus der Verhinderung der Besiedlung der Flussaue entstehen. Implizit wird dies in der Variablen N der Gleichung 16.6 ausgedrückt. Generell ist für diesen Punkt zu überlegen, wo tatsächlich die stärksten Präferenzen für die Lage der Siedlung existieren – bei den künftigen Bewohnern oder aber den vorherigen Eigentümern der Flächen. Die Praxis der Ausweisung von Bauland lässt darauf schließen, dass vor allem die Eigentümer der Flächen auf eine Umwandlung in Bauland und somit eine Wertsteigerung ihrer Flächen drängen – wie schon in Teil III. angedeutet, wird dabei aufgrund der Unvollkommenheit des Bodenmarktes Bauland nicht immer in effizientem Umfang angeboten. Für die Differenz der Grundstückskosten der unterschiedlichen Standorte ist die ursprüngliche Bodennutzung an den alternativen Standorten von Bedeutung – in den Flussauen bzw. im Überschwemmungsraum von Flüssen ist heute meist Grünlandbewirtschaftung anzutreffen, jedoch wird auf den fruchtbaren Aueböden auch, z.B. an Rhein, Neckar, Saale und Elbe, intensiver Ackerbau betrieben²³. Außerhalb der Flussauen ist meist mit Ackerbau zu rechnen. Generell ist bei der Betrachtung der Bodenwerte landwirtschaftlicher Flächen festzustellen, dass Flächen, auf denen intensiver Ackerbau möglich ist, einen höheren Preis erzielen als Grünlandflächen.

Als Ausdruck für die durch die Vermeidung der Besiedlung der Überschwemmungsfläche entgangenen Nutzen N_a erscheint es zunächst empfehlenswert, die Höhe der entgangenen Wertsteigerung der Flächen zu verwenden. Nach den Überlegungen am Ende des vorangegangenen Abschnitts ist aber zu bedenken, ob diese Größe mit den entgangenen Nutzen der potenziellen Bewohner tatsächlich übereinstimmt und also als ihre Entsprechung in die Analyse

²³Dass es eine solche Praxis gibt, dafür spricht auch das für das neue Hochwasserschutzgesetz des Bundes eigentlich geplante Verbot des Ackerbaus in Überschwemmungsgebieten, welches dann jedoch für die am 16./17. März 2005 beschlossene Fassung des Gesetzes abgeschwächt wurde – nun gilt laut § 31b (3) des „Gesetzes zur Verbesserung des vorbeugenden Hochwasserschutzes“: „In den nach Absatz 2 Satz 3 und 4 festgesetzten Überschwemmungsgebieten wird für landwirtschaftlich genutzte und sonstige Flächen durch Landesrecht geregelt, wie mögliche Erosionen oder erheblich nachteilige Auswirkungen auf Gewässer insbesondere durch Schadstoffeinträge zu vermeiden oder zu verringern sind.“

der Kosten eingehen soll.

Das Ergebnis der *ex ante*-Überlegungen zur Besiedlung einer Überschwemmungsfläche ist im wesentlichen von drei Größen abhängig (die Zeichen + bzw. – hinter den einzelnen Punkten sollen deren tendenzielle Auswirkung auf eine Entscheidung für die Alternative „Besiedlung der Flussaue“ verdeutlichen):

1. die durch den Standort Aue verursachten Mehr-Kosten (–) aber auch Mehr-Nutzen (+) gegenüber dem alternativen Standort außerhalb der Flussaue und deren Verhältnis zueinander;
2. die Differenz der Bodenpreise innerhalb und außerhalb der zu besiedelnden Flussaue (\pm);
3. die Kosten des Baus und der Unterhaltung der benötigten Hochwasserschutzanlagen (–).

Je nach Standort können die einzelnen Größen unterschiedliche Ausprägungen aufweisen, deren Auswirkungen auf dieser allgemeinen Ebene nur schwer abzuschätzen sind.

16.2 Berechnung der Opportunitätskosten einer Überschwemmungsfläche bei Abbruch einer Siedlung

Die betriebswirtschaftlichen Kosten der beschriebenen *Renaturierung* eines Feuchtgebiets (*ex post*) betragen mindestens $61,4 \cdot 10^6$ € (Neubau, Umsiedlung, Abbruch – *ohne* gewerbliche Gebäude und Anlagen; vgl. die Tabellen D.1 und D.1). Zusätzlich muss die Zahlung von Entschädigungen an die betroffenen Einwohner bei der Zusammenstellung dieser Form der Kosten berücksichtigt werden. Dem gegenüber stehen die volkswirtschaftlichen Kosten des Vorhabens, deren Klärung die folgenden Abschnitte dienen.

16.2.1 Vereinfachende Annahmen

Die Berechnung der Opportunitätskosten in dieser Arbeit wurde unter der Voraussetzung folgender *vereinfachender Annahmen* durchgeführt.

1. Die Unterhaltungskosten c der ursprünglichen Siedlung und ihres Ersatzes (Gebäude und Infrastruktur) werden als gleich groß betrachtet und gehen dann nicht in die Berechnung ein – eine vollständige Berechnung und der Vergleich der volkswirtschaftlichen Kosten

müsste diese beiden Kostengrößen einbeziehen. Da Informationen gerade zu den Unterhaltungskosten der ursprünglichen Gebäude und Infrastruktur nur in sehr begrenztem Umfang bzw. sehr lückenhaft verfügbar sind, wird hier diese Annahme getroffen.

2. Die Restschuld der abzubrechenden Siedlung $x_{a\text{ Rest}} = 0$.
3. Kosten der Altlastensanierung (z.B. die Sanierung von ehemaligen Tankstellenstandorten) werden ebenfalls nicht berücksichtigt, da diese sehr von den jeweiligen Gegebenheiten abhängig sind.²⁴
4. Für die Ermittlung der Opportunitätskosten eines vorgezogenen Neubaus gilt: die Ausführung und das investierte Kapital in der abzubrechenden Siedlung entspricht der Ausführung und dem investierten Kapital für die Ersatzsiedlung, die verwendeten Preise sind reale Preise. Ein derartiges Vorgehen scheint auch vor dem Hintergrund der Umsiedlungen im Rahmen von Kohletagebauten, bei denen versucht wurde, die alte Siedlungsstruktur etc. in der Ersatzsiedlung beizubehalten, vertretbar (vgl. Umsiedlungsfälle in Tabelle 17.3). Es werden keine Mehrkosten/höhere Werte der abzubrechenden Siedlung aufgrund besonderer Bauteile zum Schutz vor Hochwasser oder Grundwasserbeeinflussung berücksichtigt.

Weiterhin wird zur Vereinfachung angenommen, dass nach Ablauf der theoretischen Nutzungsdauer stets Abbruch und Neubau erfolgen, und die gesamte Siedlung (Gebäude und Infrastruktur) gleichzeitig errichtet wurde, so dass sich erst im Laufe der Zeit eine Aufspaltung des Alters der verschiedenen Investitionsgüter aufgrund ihrer unterschiedlichen Nutzungsdauern und dementsprechend unterschiedlichen Ersatzzeitpunkten ergibt.

5. Es sind ausschließlich Wohn-/Gewerbe- bzw. Mischgebiete als Teile größerer Siedlungen/Städte/Gemeinden betroffen – es ist daher *keine* Umsiedlung von öffentlichen Einrichtungen (Schulen, Rathaus, etc.) erforderlich. Die Kosten derartiger Einrichtungen scheinen stark abhängig vom Einzelfall zu sein und sollen daher hier nicht berücksichtigt werden. Daneben wird angenommen, dass die Umsiedlung eines Ortsteils wahrscheinlicher ist als die Absiedlung einer gesamten Stadt²⁵.

²⁴Vgl.: Stock und Gütter (2000: 16): Abbruch- und Deponiekosten Tankanlagen, Entsorgung von verseuchtem Boden (bis 1 000 DM/m³) [in Preisen von 1998/99, inkl. 16 % Mehrwertsteuer].

²⁵In diesem Fall müsste auch die Struktur der Einheitssiedlung, anders als in Abbildung 16.3 dargestellt, angenommen werden. Vgl. hierzu u.a. Albers (1992: 201): „Mehrere Untersuchungen in der städtebaulichen Literatur der letzten Jahrzehnte kommen in weitgehender Übereinstimmung zu dem Ergebnis, daß für das Siedlungsgebiet der Stadt – . . . ohne Landwirtschaft, Wald und Ödland – insgesamt etwa 200 – 250 m² je Einwohner zur Verfügung stehen sollten; in sehr grober Näherung könnte man davon etwa 40 – 50 % für Wohnflächen, 15 – 25 % für Arbeitsflächen, 5 – 10 % für Gemeinbedarf und je etwa 10 – 15 % für Freiflächen und Verkehr ansetzen.“

16.2.2 Berücksichtigte Daten und Informationen

In diesem Abschnitt werden die für die Ermittlung der volkswirtschaftliche Kosten beider Varianten (*ex ante/ex post*) verfügbaren Informationen und ihre Quellen sowie deren jeweilige Qualität bzw. Verwendbarkeit dargestellt. Eine derartige Bewertung ist zum Teil recht problematisch, doch gleichzeitig notwendig, um die Aussagekraft der daraus resultierenden Ergebnisse beurteilen zu können.

Kosten durch Erhaltung einer Siedlung

Im wesentlichen bestehen die ohne weiteres monetarisierbaren Opportunitätskosten des Erhalts der Siedlung an ihrem ursprünglichen Standort in den Kosten der Unterhaltung und Erneuerung der Hochwasserschutzanlagen. In Tabelle 16.6 werden die verschiedenen verfügbaren Informationen zu dieser Größe dargestellt. Auf die Einbeziehung der Kosten durch Unterhaltung der Gebäude und Infrastruktur der erhaltenen Siedlung wird hier nach oben genannter Annahme verzichtet.

Die Erörterung der Opportunitätskosten aufgrund der entgangenen Nutzen durch die Retention von Nährstoffen und Hochwasser, sowie aus anderen Feuchtgebietsfunktionen erfolgte indirekt bereits im Abschnitt II.8 bei der Diskussion des ökonomischen Wertes von Feuchtgebieten. Eine Gegenüberstellung der durch das hier untersuchte Vorhaben verursachten Kosten und den damit verbundenen Nutzen erfolgt kurz in 17.5. Eine Feststellung der vermiedenen Schäden an diesem Ort bzw. eine Einschätzung der Hochwasser-Schadenspotenziale wurde nicht durchgeführt. So stellen die hier abgeleiteten Kosten die Untergrenze der tatsächlich verursachten Kosten durch den Erhalt der Besiedlung dar.

Die verfügbaren Informationen sind von recht unterschiedlicher Qualität. Sie besitzen meist für spezielle Einzelfälle Gültigkeit und sind daher nur mit Einschränkungen generalisierbar. Lediglich die Angaben von A. Mahlke (vgl. Tabelle 16.6) können für die Deichanlagen der Elbe verallgemeinert werden. Ein Vergleich der verschiedenen Angaben zeigt aber, dass die reinen Kosten der Errichtung eines vergleichbaren Deiches zwischen $1,5 \cdot 10^6$ € (Angaben von A. Mahlke) und $2,6 \cdot 10^6$ € (Dehnhardt und Petschow 2001) je km Damm schwanken. Die in Dresdner Grundwasser Consulting GmbH (2002) ermittelten Kosten lassen sich in diesen Rahmen sehr gut einordnen, sie betragen je km Damm $2,4 \cdot 10^6$ €. Darüber hinaus führen Dresdner Grundwasser Consulting GmbH (2002) aber weitere Investitionskosten für eine Hochwasserschutzanlage auf, wie z.B. Kosten der Planung und technischen Ausrüstung. Explizite Angaben zu diesen Größen finden sich in den anderen Quellen jedoch nicht.

Da der hier konstruierte Fall stark an das Beispiel der Absiedlung von Röderau-Süd angelehnt ist, sowie dessen Merkmale als mehr oder weniger charakteristisch für potenziell für eine Absiedlung in Frage kommende Siedlungen angenommen werden, scheint die Übernahme

der Angaben von Dresdner Grundwasser Consulting GmbH (2002) empfehlenswert, auch wenn der dort geplante Deich von geringerem Volumen ist ($108\,000\text{ m}^3$) als der des hier konstruierten Falles ($114\,480\text{ m}^3$). Die somit im weiteren angewendeten Kosten werden dennoch als Obergrenze der wahren Kosten des Schutzes einer Siedlung durch Hochwasserschutzanlagen angesehen.

In der Berechnung der Opportunitätskosten gehen daher die im Abschnitt 16.1.3 beschriebenen Größen sowie Angaben aus dem Gutachten der Dresdner Grundwasser Consulting GmbH (2002) zum Hochwasserschutz für Röderau-Süd ein (siehe Anhang B). Danach sollen die Investitionskosten des in Abschnitt 16.1.3 beschriebenen Deiches $20 \cdot 10^6$ €, die jährlichen Unterhaltungskosten dieses Deiches $85\,000$ € betragen. Länge und Fläche des beschriebenen Ringdeiches werden dabei als Synonym für die einer Siedlung tatsächlich zurechenbaren Menge Deich verwendet.

Tabelle D.2 bzw. Tabelle 17.1 zeigen die sich für unterschiedliche Zeithorizonte, Betrachtungszeitpunkte bzw. Diskontsätze ergebenden Kosten des Hochwasserschutzes der hier betrachteten Siedlung.

Kosten durch die Verdrängung einer Siedlung

Die Opportunitätskosten der Rückgewinnung von Überschwemmungsflächen an Siedlungsstandorten sind, wie schon Tabelle 16.3 gezeigt hat, sehr komplex. Das Projekt setzt sich aus verschiedenen Teilprojekten zusammen, die zum Teil gleichzeitig ablaufen bzw. sich zeitlich überlappen, was u.a. Auswirkungen auf die Finanzierungsart und -kosten hat. Den möglichen Zeitplan des geplanten Projektes veranschaulicht Abbildung 16.7: Das Vorhaben muss zunächst entwickelt und geplant werden (Projektentwicklung ca. 9 – 12 Monate). Während der Planung beginnen Gespräche und Verhandlungen mit den betroffenen Einwohnern der zu verdrängenden Siedlung. Nach Abschluss der Planung und Entwicklung beginnt die Erschließung und der Bau der Ersatzsiedlung (Bauzeit ca. 2 – 3 Jahre). Parallel dazu laufen Umsiedlung und Abbruch der alten Siedlung (Umsiedlung ca. 2 – 3 Jahre, Abbruch ca. 2 – 3 Jahre) und ziehen sich deshalb über einen längeren Zeitraum hin (D. Seidel, 14.12.04).

Die in den folgenden Berechnungen verwendeten Größen sind entsprechend der Tabelle 16.3 mit den verfügbaren Quellen sowie der für diese theoretische Untersuchung angenommenen Ausprägung aufgeführt.

Primäre Kosten²⁶:

1. *Neubaukosten Gebäude und Infrastruktur* / Kosten der Neuerschließung am Ersatzstand-

²⁶Vgl. Tabelle 16.3

Quelle	verfügbare Angaben
A. Mahlke, (27.10.04)	<p><i>Neubau</i> 5 km Deich: $7-8 \cdot 10^6$ € (verallgemeinerbar) $\rightarrow 1,5 \cdot 10^6$ €/km, angesetzte Nutzungsdauer 80 Jahre</p> <p><i>Unterhaltung</i> (Mahd): $0,1$ €/m², 30 000 m² je km Deich an Elbe in Sachsen-Anhalt (vgl. auch Dehnhardt und Petschow 2001: 64-66) \rightarrow 1 km Deich: 3000 € (im Jahr); Kosten Polderwirtschaft sehr stark von Größe des Einzugsgebietes des Polders abhängig (Größe der Schöpfwerke danach ausgelegt) – z.B. Neubau Schöpfwerk (3 Pumpen, 1,1 m³/s) ca. $2 \cdot 10^6$ €, Wartung 2 000 – 5 000 € p.a. bei großen Schöpfwerken</p>
Hampicke und Beil (2004: 9)	<p><i>Neubau</i> Seedeich ca. 9,9 km: $18,1 \cdot 10^6$ € ($1,8 \cdot 10^6$ €/km), Neubau Riegeldeich 2,5 km ($140\,736$ m³): $2,5 \cdot 10^6$ € $\rightarrow 17,74$ €/m³ (schlecht erschlossenes Gebiet, Beschreibung: Hampicke und Beil (2004: 11)); StAUN UEM 2004 und StAUN HRO 2003 (beide in Hampicke und Beil 2004: 11): 15 €/m³</p> <p>Gesamtnutzungsdauer 100 Jahre</p> <p><i>Unterhaltung</i>: pauschal 2000 €/km Deichlänge und Jahr für mehrmalige Mahd (alternativ Beweidung), Beseitigung von Schäden (z.B. durch Wildschweine), Ausbessern der Grasnarbe, Entfernen von Treibgut nach StAUN HST (2003b) (in: Hampicke und Beil 2004: 13),</p> <p>zusätzlich Nachschüttung von bis zu 25 % des Ausgangsvolumens zum Ausgleich von Sackungen – Erfahrungswerte des StAUN UEM: ca. 1 500 m³ Material je km Deichlänge alle 20 Jahre, Kosten ca. 20 €/m³</p> <p><i>Polderwirtschaft</i>: konservative Schätzung der Kosten der Poldernutzung: 100 €/ha (p.a.?) (Hampicke und Beil 2004: 14)</p>
Metzdorf (2004)	<p><i>Neubau Sommerdeich</i>: 1) 2,25 km, 895 000 €, ca. 50 €/m³, Lebensdauer > 50 Jahre; 2) 130 m, 20 000 € – ca. 18 €/m³; 3) Kosten Grundinstandsetzung ca. 250 000 €/km Deich, ca. 28 €/m³, Lebensdauer derart sanierter Deiche: 20 Jahre; Annahme (Metzdorf 2004: 93): 25 – 50 €/m³;</p> <p><i>Unterhaltung</i> Deiche 2. Ordnung: Mahd – 0,37 €/m Deich, Reparatur – 0,15 €/m Deich (p.a. ?);</p> <p><i>Polderwirtschaft</i>: Flächenkosten Wasserwirtschaft Metzdorf (2004: 81ff.): Anlagen (Gräben, Deiche, Dränung, Schöpfwerke); 1 Schöpfwerk zur Bewirtschaftung von 20 bis 600 ha (laut Wasser- und Bodenverband MV); ca. 20 m Deich/ha Polder (in MV Flusstalmooren);</p> <p>Erstellung Schöpfwerk 155 000 € (80 000 € baulicher, 75 000 € technischer Anteil), Nutzungsdauer 15 Jahre; Sanierung/Modernisierung: 100 000 €; Dränung: 500 €/ha (Funktionsdauer: 10 Jahre), 1 000 €/ha (\emptyset Gesamtnutzungsdauer: 30 Jahre); Staue/Wehre: –</p> <p>Betriebskosten: Grabenstandhaltung 0,79 – 1,32 €/m Graben und Jahr, 70 bis 300 €/ha allein für Schöpfwerksbetrieb (Koordinierungsstelle Moorschutz (2003) in: Metzdorf (2004: 88)), 28,5 €/ha \emptyset aus 126 000 ha 1994 (Bioplan 1994) – Annahme Metzdorf: 30 €/ha Mindestkosten Schöpfwerksbetrieb; Bewirtschaftungskosten zeitgemäße Dränanlage: 20 €/ha; zusätzliche Verwaltungskosten: 5 €/ha (Annahme Metzdorf (2004: 89))</p>
Dehnhardt und Petschow (2001: 64-66, 106-107)	<p><i>Deichneubau</i>: $2,045 - 2,685 \cdot 10^6$ €/km Deich; Deichsanierung: 895 000 €/km Deich</p> <p><i>Unterhaltung</i>: 0,08 €/m² bei ca. 30 000 m² je km Deich</p>
Dresdner Grundwasser Consulting GmbH (2002: 25–26)	– siehe Anhang B

Tabelle 16.6: Kosten-Komponente: Aufrechterhaltung von Besiedlung in einem potentiellen Überschwemmungsgebiet – Schutz durch Deiche, Polder etc., eigene Darstellung

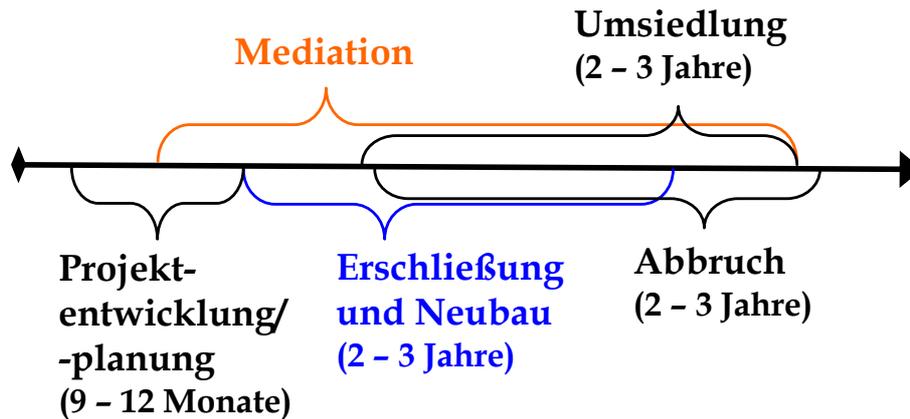


Abbildung 16.7: Zeitplan des Projektes, eigene Darstellung unter Verwendung von Angaben von D. Seidel (14.12.04)

ort – Quellen: vgl. Tabelle 16.10

Verwendete Annahmen: Neubau Wohnen: 34 863 564 €, Neubau Infrastruktur: 7 702 904 €, Extrakosten durch Erschließung des Ersatzstandortes: 5 648 455 € (vgl. Tabelle D.1)

2. *Veränderung der Grundstückswerte an Ursprungs- und Ersatzstandort der Siedlung:* Sandau/Röderau, Der Gutachterausschuss für Grundstückswerte für den Bereich des Katasteramtes Stendal (2002)

Röderau: allgemeines Wohngebiet: 43 € m^{-2} , Gewerbegebiet: 18 € m^{-2} , Mischgebiet 46 € m^{-2} ; *Sandau:* Eigenheimstandort Bodenrichtwert 23 € m^{-2} , Stadtgebiet 15 € m^{-2} ; *Der Gutachterausschuss für Grundstückswerte für den Bereich des Katasteramtes Stendal (2002: 50):* durchschnittlicher Kaufwert 2002 im Katasteramtsbereich Stendal (Sachsen-Anhalt): Ackerland: $0,41 \text{ €/m}^2$, Grünland: $0,3 \text{ €/m}^2$, Bauland (erschließungsbeitragsfrei): 49 €/m^2 , Gewerbegrundstücke (erschließungsbeitragsfrei): 11 €/m^2

Der Wert einer Brachfläche könnte u.U. mit 0 € angesetzt werden²⁷. Dagegen steht aber die Überlegung, dass der Eigentümer der Fläche, die für die Durchführung des Projektes benötigt wird, bei Verhandlungen mit der öffentlichen Hand Monopolmacht besitzt (Miceli und Segerson 2000: 330), so dass ein Preis von 0 € nicht erzielt werden könnte.

Verwendete Annahmen: Für die Berechnungen wird zunächst von einem Baulandwert am Absiedlungsstandort²⁸ von 23 €/m^2 bzw. einem Grünlandwert am selben Standort

²⁷Vgl. die Argumentation in Abschnitt 12 sowie im Abschnitt 16.1.4

²⁸In Anlehnung an den Bodenpreis an einem kleinen Eigenheimstandort in Sandau, der im Vergleich zu

Klassen der durchschnittlichen Bodenwertzahlen	durchschnittlicher Pachtpreis in Euro/ha	
	Ackerland	Grünland
≤ 40	76	71
41 – 50	100	89
≥ 51	128	112

Tabelle 16.7: Pachten im Katasteramtsbereich Stendal, aus: (Der Gutachterausschuss für Grundstückswerte für den Bereich des Katasteramtes Stendal 2002: 50)

Kaufwert in €/m ²	
Alte Länder	
Baureifes Land	89
Rohbauland	21
Industrieland	36
Übriges Bauland	46
Bauland insgesamt	62
Neue Länder	
Baureifes Land	45
Rohbauland	14
Industrieland	18
Übriges Bauland	2
Bauland insgesamt	28

Tabelle 16.8: Kaufwerte von Bauland in den alten und neuen Bundesländern 2001, verändert nach: BBR (2003: 9)

von 0,009 €/m² (in Anlehnung an Pachtpreise für Grünland im Katasteramtsbereich Stendal) ausgegangen. Für den Ersatzstandort wird ebenfalls ein erzielbarer Baulandpreis von 23 €/m² bzw. ein Pachtpreis für Ackerflächen von 0,01 €/m² (in Anlehnung an Pachtpreise für Ackerflächen im Katasteramtsbereich Stendal) angenommen²⁹.

Röderau-Süd und zu den Preisen für baureifes Land in Ostdeutschland niedrig liegt (siehe Tabelle 16.8), im Gegensatz zu den Pachtpreisen für landwirtschaftlich genutztem Land ist eine ähnlich aussagekräftige Größe für den Baulandmarkt nach Kenntnis der Autorin nicht gegeben

²⁹Siehe allerdings Hilber (1998: 25): „Der Bodenpreis bemisst sich dabei nach der *Grundrente*, das heisst nach dem Ertrag, der durch Bodennutzung erwirtschaftet werden kann. Rechnerisch ergibt sich der Bodenpreis durch *Kapitalisierung der erwarteten Grundrenten*. Wird ein *unendlicher Zeithorizont* unterstellt, so richtet sich der Zusammenhang zwischen Bodenpreis *BP* und Grundrente *GR* nach der folgenden einfachen statischen Kapitalisierungsformel: $BP = GR/i$.“ Rieder und Huber (1992) sehen die Pacht bezüglich des Bodenwertes als aussagekräftiger als den Kaufpreis einer Fläche an. Der Bodenwert sollte nach Rieder und

Sekundäre Kosten – a)³⁰:

1. *Projektsteuerung und Objektplanung* – Quellen: 1) *Verordnung über die Honorare für Leistungen der Architekten und der Ingenieure (AIHonO)* §§ 15³¹ u. 31³², *Objektplanung* nach AIHonO § 15 (Neubau + Abriss) → 10 % der reinen Baukosten; 2) BMV (1988: 11) (siehe auch Tabelle 16.9); 3) Informationen von D. Seidel sowie U. Korzen-Krüger (siehe Tabelle 16.10)

Verwendete Annahmen: Angaben von D. Seidel (05.11.04): *Projektentwicklung/-planung* (Absiedlung, Abbruch + Neubau) pauschal 1 000 € je WE und bzw. je GE = 376 000 €; *externe Steuerung/Betreuung von Besitzern u. Mietern* pauschal 2 000 € je WE bzw. GE = 752 000 €;

2. *Abrissarbeiten* (Siedlung und Deich) – Quellen: vgl. Tabelle 16.9

Verwendete Annahmen: *Abbruch Siedlung:* 4.322.400 € (Angaben von D. Seidel),

3. *Abbruch Deich:* 5 €/m³ zu verfüllendem Material (114 480 m³) (vgl. Tabelle D.1: Hampicke und Beil (2004));

Sekundäre Kosten – b)³³:

1. *Verwaltungstätigkeit* (Gutachten (Bewertung durch den zuständigen Gutachterausschuss), Notar, Grundbuchamt, Verträge etc.): a) bei Planung/Genehmigung Absiedlung, b) bei Bebauung am Ersatzstandort – Quellen: –

Die Kosten der Behördentätigkeit sind eventuell diffus bzw. aufgrund der Größe des Projekts nicht eindeutig zuzuordnen. Vgl. z.B. M. Pfister (11.10.04): „Kosten der Verwaltung selbst [für die Erschließung von Röderau-Süd] *nicht* bezifferbar“

Verwendete Annahmen: keine seriösen Annahmen möglich;

2. *Umzug* – Quellen: vgl. Tabelle 16.10, D. Seidel

Verwendete Annahmen: Angaben von D. Seidel (vgl. Tabelle D.1: 350 000 € (Umzugskosten Wohnen) + Umzugskosten des Gewerbes (stark abhängig von Art des Gewerbes, daher keine Verallgemeinerung eingeführt));

3. *Finanzierung* – Quelle: D. Seidel (05.11.04, 29.11.04): 5,5 % Zins, 0,75 % Bankgebühr, 1,0 % Avalbürgschaften (von Bauträgerbank an Grundstücks-/Hauskäufer für dessen Bank): 4 717 376 € (Neubau Wohnen und Gewerbe) + 551 038 € (Abbruch und Absiedlung)

Huber (1992) mit Hilfe von Informationen über die jeweilige Pacht ermittelt werden.

³⁰Vgl. Tabelle 16.3

³¹Siehe Anhang E

³²Siehe Anhang E

³³Vgl. Tabelle 16.3

Verwendete Annahmen: Angaben von D. Seidel (vgl. Tabelle D.1)

Vermiedene Kosten:

- *Investitions- und Unterhaltungskosten Deich* – Quelle: Dresdner Grundwasser Consulting GmbH (2002: 25–26),

Verwendete Annahmen: Investitionskosten ohne Grunderwerb und Brunnenbau (anteilig in den Betriebskosten enthalten): 20 000 000 €, Betriebskosten: 85 000 € p.a. (Dresdner Grundwasser Consulting GmbH 2002, siehe Anhang B). Begründung: Trotz größerer Länge jedoch bei geringerem Volumen (108 000 m³ versus den hier angenommenen 114 480 m³) scheinen die Berechnungen zum Hochwasserschutz von Röderau-Süd allen anderen Kosten-Schätzungen für diese Komponente überlegen zu sein – die Gegebenheiten in Röderau-Süd stimmen mit den in dieser Arbeit behandelten überein, exaktere Berechnungen mit Berücksichtigung aller relevanten Größen sind der Autorin anhand der Angaben der Literatur nicht möglich.

Verwendete Parameter:

- *Betrachtungszeitraum* – Quellen: siehe Tabelle 16.6, Angaben von D. Seidel. Nutzungsdauer Deich: 80 – 100 Jahre, Nutzungsdauer Häuser: 50 –100 Jahre; Nutzungsdauer Feuchtgebiet: keine Angaben. Vgl. Argumentation z.B. in LAWA (1998), siehe auch Abschnitt 15.

Verwendete Annahme: $g = 100$ Jahre. Es wird angenommen, dass die hier interessierenden Dienstleistungen Hochwasserschutz und Nährstoffretention auch über diesen Zeitraum hinaus von diesen Ökosystemen bereitgestellt werden können.

Es wird nur ein Wert für den Betrachtungszeitraum festgelegt, da mit McKean (1958: 124) argumentiert werden kann: „...results that reflect two or more discount rates would already reflect a range of attitudes toward the future.“ McKean (1958) empfiehlt die Verwendung eines „standard middle-of-the-road time horizon (40 – 100 years used by government agencies)“, da meist die zur Ermittlung des korrekten Zeithorizontes nötigen Informationen nicht vollständig zur Verfügung stehen.

16 Durchführung

Quelle	verfügbare Angaben
Projektsteuerung u. Objektplanung	
BMV (1988: 11)	Für Brücken, Straßen, Wege und andere Ingenieurbauwerke: „Mit den Verwaltungskosten in Höhe von 10 % der Kosten nach Nr. 16 und Nr. 17 [reine Baukosten ohne Grunderwerbskosten – Anm. der Autorin] sind insbesondere abgegolten die Aufwendungen für Vorarbeiten, Vorentwürfe, die Bearbeitung des vergabereifen Bauentwurfs, die Prüfung der statischen Berechnungen und der Ausführungspläne, die Vergabe der Bauarbeiten, die örtliche Bauaufsicht (Bauüberwachung) und Bauleitung (Baulenkung), ferner Stellung von Prüf- und Messgeräten, Messfahrzeugen, Hilfsfahrzeugen für die Bauaufsicht und Bauleitung und Fahrzeuge für die Probelastung sowie sonstige Verwaltungstätigkeiten einschließlich des Rechnungs- und Kassendienstes.“, vgl. AIHO nO §§ 15 u. 31
Abbruch/Schlitzung Deich	
Hampicke und Beil (2004: 12)	<i>Deichrückbau:</i> Kosten entscheiden abhängig vom bewegten Materialvolumen, 1998: 5 €/m ³ zu verfüllendes Material (Angaben: WBV Ryck-Ziese 2003, StAUN UEM 2004); <i>Rückbau Schöpfwerke:</i> pauschaler Ansatz: 15 000 € je Schöpfwerk für Abbruch der baulichen Hülle einschließlich Fundament, Entsorgung der Entwässerungstechnik (Pumpen, Elektrik), Abbruch der baulichen Einrichtungen im Poldergebiet (z.B. Grabenstaue), Rückbau Versorgungsstrassen (soweit erforderlich);
Dehnhardt und Petschow (2001: 64-66)	<i>Deichschlitzung:</i> 5 115 €/km (Bezug nicht eindeutig – vgl. Angaben zum Umfang der nötigen Deichschlitzungen bei Sandau und Rogätz (Haferkorn 2001: 32-33, 60), sowie Tönsmann (2002: 131)) <i>Pachtaufhebungsentschädigung:</i> 256 €/ha (vgl. LandR 78 (Entschädigungsrichtlinie));
Tönsmann (2002: 131)	Kosten Erdbewegungen (im Rahmen der Deichrückverlegung bei Wehrda): 65,4 €/m ³
Karl und Hecht (2000: 36)	<i>Deichschlitzung:</i> 10 DM/m
Abbruch Siedlungsgebiet	
D. Seidel (05.11.2004)	<i>Abbruch Wohngebäude:</i> 10 000 – 20 000 €/WE
Schieweg (2001: 110 93/1)	<i>Totalabbrüche:</i> Flachbauten ohne/mit Einbauten aus Holzkonstruktionen, Mauerwerk/Mischbau, Stahlkonstruktionen, Stahlbetonmontagekonstruktionen, Beton/Stahlbeton abrechnen, laden u. zur Kippe transportieren einschl. aller Sicherheitsmaßnahmen beim Abbruch. Ohne Kippgebühr: 15,00 – 61,00 DM/m ³ UR – umbauter Raum; Geschossbauten mit geringen/mit vollen Einbauten aus Mauerwerk/Mischbau, ... (s.o.): 31,00 – 92,00 DM/m ³ UR Totalabbruch von baul. Anlagen aus Mauerwerk/Mischbau, Beton, Fertigteile, Stahlbeton, einschl. laden u. transportieren der Massen zur Kippe. Ohne Kippgebühr: 306,00 – 764,00 DM/m ³ Kippgebühren gesondert nach örtlichen Gegebenheiten berechnet alle Angaben: Richtpreise ohne MWSt.
Stock und Gütter (2000: 10-16)	<i>Abriss- und Entsorgungskosten kleine einzelne Gebäude (< 2 000 m³ BRI – Bruttorauminhalt) (incl. 16 % Mehrwertsteuer):</i> 20 – 40 DM/BRI (regionale Unterschiede sind zu beachten, die genannten Beträge verstehen sich bei einer mittleren Entfernung zur Bauschuttdeponie, bei größeren Entfernung höhere Transportkosten → Zuschläge nötig), durch den Wettbewerb haben die Abriss- und Entsorgungskosten fallende Tendenzen; <i>Deponiekosten (incl. 16 % Mehrwertsteuer):</i> 9,00 – 70,00 DM/m ³
R. Schulze (11.11.04)	<i>Rückbaukosten Gebäude (EFH/MFH/Gewerbe) Röderau-Süd:</i> 2,11 €/m ³ UR; Baugelände abräumen: 0,34 €/m ² ; Zulage für Erdarbeiten: 2,09 €/m ³ ; Abbruch/Entsorgung Schacht (bis 1,50 m Ø, 1,50/3,00 m tief): 19,70 – 24,49 €/Stück; Medienabbruch innerhalb der bebauten Grundstücke: pauschal bei EFH/Gewerbe: 146,23 €/Grundstück, bei MFH: 438,68 €/Grundstück; für Entsorgung je Grundstück: Pauschalpreis + Entsorgung kontaminierter Stoffe <i>Rückbaukosten Infrastruktur Röderau-Süd (abbrechen, laden, entsorgen):</i> bituminöse Flächenbefestigung: 1,13 €/m ² ; Betondecke: bewehrt/unbewehrt 1,79/1,48 €/m ² ; Pflasterdecke: 2,98 €/m ² ; Rasengittersteine: 3,30 €/m ² ; Bordsteine: 8,36 €/m; Tragschicht: 1,39 €/m ² ; Straßenbeleuchtung: 100,63 €/Stck.; Leitungen/Kabel, Gas-/Wasserleitungen abräumen: 1,00 €/m; Schacht abrechnen (Tiefe bis 4,0 m): 38,41 €/Stck.; Entwässerungsrohrltg., Gasltg., Trinkwasserltg., Heizkanal ausbauen: je 7,27 €/m; Buswartehäuschen pauschal: 604,46 €/Stck.; Netto-Angaben; Verallgemeinerung für gesamtes Bundesgebiet aus Sicht von R. Schulze eher fraglich

Tabelle 16.9: Kosten-Komponente: Abbruch eines Siedlungsgebietes im Überschwemmungsbereich eines Flusses, eigene Darstellung

16 Durchführung

Quelle	verfügbare Angaben
Neubau	
BMV (1988: 11)	<i>Objektplanung:</i> vgl. Tabelle 16.9
AlHonO §§ 15 u. 31	<i>Projektsteuerung, Objektplanung,</i> vgl. Fußnoten 31 u. 32
D. Seidel (05.11.2004, 17.11.04, 29.11.04)	<i>Planung und Bau eines Wohn- und Gewerbegebietes:</i> vgl. Tabelle D.1 <i>Projektsteuerung:</i> 2–3 % der Gesamtkosten (Abbruch, Neubau, Umzug)
U. Korzen-Krüger (28.04.04)	<i>Projektsteuerung:</i> Beratungsleistungen, Erstellung eines Muster-Kaufvertrages durch eine Rechtsanwaltskanzlei, Nebenkosten des Kaufs (Notarkosten, Grunderwerbssteuer), vor Ort tätiger Mediator mit Büro, Gebühren der Bewilligungsstelle Sächsische Aufbaubank (SAB) Für Absiedlung Röderau-Süd (Merkmale siehe Tabelle 17.3): ca. $1,9 \cdot 10^6$ € Projektsteuerungskosten = 5,12 % der Gesamtkosten (vorläufige Angaben).
Dresdner Grundwasser Consulting GmbH (2002) (vgl. Anhang C)	<i>Erschließungskosten</i>
T. Sippli (14.09.04)	<i>Straße</i> mit Regenwasserabfluss, Kanalisation, Fuß- u. Radweg, Beleuchtung, Grün: ca. 1000 €/m, Nutzungsdauer: 50 – 60 Jahre (Unterhaltung verlängert Nutzungsdauer)
C. Wendt (28.04.04)	Erneuerung der <i>Straßen</i> in Sandau – Ø ca. 900 €/m (3,00 – 6,50 m breit)
Grundstück	
D. Seidel (05.11.04)	<i>Grundstücks- und Nebenkosten:</i> vgl. Tabelle D.1, Erwerbsnebenkosten (Notar, Grunderwerbssteuer): 6 % des Kaufpreises
Der Gutachterausschuss für Grundstückswerte für den Bereich des Katasteramtes Stendal (2002)	<i>Pacht- versus Kaufpreise</i>
Metzdorf (2004: 63ff.)	<i>Nebenkosten Flächenkauf:</i> ca. 14 % des Flächenpreises
Köhne (2000: 68)	<i>Grundstückswechselkosten:</i> Vermessung, Notar, Grundbuch, ggf. Makler, Grunderwerbssteuer – üblicherweise vom Käufer getragen
Umzug	
U. Korzen-Krüger (28.04.2004)	<i>Umzugskosten</i> für Absiedlung Röderau-Süd (Merkmale siehe Tabelle 17.3) u.a. für 79 Mieter: 58 251,21 € (vorläufige Angaben) = Ø 737,36 € je Mieter
Europcar (Internet-Recherche am 20.11.04)	7,5 t-LKW (35,4 m ³) von Stendal nach Zeitz (220 km) inkl. Diesel-Kraftstoff: ca. 550 € für 2 Tage
vgl. auch: http://www.umzugsboerse-online.com/bietsystem/index.php	
Zeitwert/Entgangener Nutzen	
D. Seidel (05.11.04)	<i>Wohngebäude:</i> Nutzungsdauer 50 – 100 Jahre bzw. 1 – 2 % Abschreibung (2 % realistischer)
BMV (1988: 22-24)	<i>Straßen und Wege</i> (Oberbau, Straßenausstattung, Entwässerung, Geländer/Zäune, Lärmschutzeinrichtungen, Böschungsbefestigungen, ländliche Wege): theoretische Nutzungsdauer (und jährliche Unterhaltungskosten in %)

Tabelle 16.10: Kosten-Komponente: Bau einer Ersatzsiedlung außerhalb des Überschwemmungsbereichs eines Flusses, eigene Darstellung

17 Resultat der Analyse

Abschnitt 16.1.4 hat schon angedeutet, in welchem Rahmen Ergebnisse dieser Untersuchung Verwendung finden können. Da hier nur die Kosten des oben beschriebenen öffentlichen Vorhabens erfasst wurden, können zunächst nur Aussagen über die Höhe der volkswirtschaftlichen Kosten eines solchen Projektes in bestimmten Fällen gemacht werden.

17.1 Ergebnisse der Berechnungen

Die gesamten Berechnungen beziehen sich nicht auf einem konkreten Fall, sondern vielmehr auf Annahmen über bestimmte relevante Größen. Da das Ziel dieser Untersuchung die Bestimmung der Größenordnung der Kosten eines solchen Vorhabens ist, wurden für diesen Abschnitt wiederum verschiedene Vereinfachungen bezüglich der verwendeten Daten angenommen, u.a. auch um den Rechenaufwand angemessen zu gestalten.

Die vom Abbruch betroffenen Investitionsgüter wurden zu drei Gruppen mit jeweils einheitlicher theoretischer Nutzungsdauer zusammengefasst. Für die Investitionsgröße Deich gilt im folgenden eine Nutzungsdauer von 100 Jahren (vgl. Tabelle 16.9), es wird, wie schon oben ausgeführt, von Neubaukosten in Höhe von $20 \cdot 10^6$ € und jährlichen Unterhaltungskosten von 85 000 € ausgegangen (vgl. Dresdner Grundwasser Consulting GmbH (2002: 25–26) bzw. Anhang B). Die Abbruchkosten (inklusive Finanzierungskosten) betragen 626 778 € (vgl. Tabelle in Abbildung D.1).

Die zweite Investitionsgröße erfasst alle Gebäude – in die Berechnungen gehen aufgrund der Datenverfügbarkeit jedoch nur die betroffenen Wohngebäude ein. Für diese Größe werden Investitionskosten in Höhe von $31,6 \cdot 10^6$ € und Abbruchkosten in Höhe von $3,3 \cdot 10^6$ € (beide Werte inklusive Finanzierungskosten) bei einer theoretischen Nutzungsdauer von 100 bzw. 50 Jahren angesetzt.

In der dritten Gruppe werden schließlich alle Infrastrukturbestandteile erfasst (theoretische Nutzungsdauer größer als 5 Jahre – alle Bestandteile mit kürzerer Lebensdauer werden den Unterhaltungsmaßnahmen zugerechnet). Die Infrastruktur geht mit einem Wert von $6,9 \cdot 10^6$ €, Abbruchkosten in Höhe von 821 250 € sowie einer theoretischen durchschnittlichen Nutzungsdauer von 45 Jahren¹ in die Berechnungen ein.

¹Geschätzter Durchschnitt der Lebensdauer von Erschließungsmaßnahmen mit einem Alter oberhalb von 5

Der jeweilige Wert der drei Gruppen ergibt sich aus der Summe aller für ihre Erstellung sowie für ihren Abbruch notwendigen Arbeiten und Materialien (vgl. die Tabellen im Anhang D). Die in den Berechnungen verwendeten Werte sollen reale Größen darstellen (in Preisen von 2004). Da in die Berechnungen auch zukünftige Größen eingehen sowie Aussagen über die Projektkosten bei einer Durchführung in zukünftigen Zeitpunkten generiert werden, müssen auch Annahmen über die Entwicklung der verwendeten Preise in der Zukunft² getroffen werden. Zum einen könnten aus der Entwicklung der verschiedenen Preise in der Vergangenheit Schlüsse über ihre zukünftige Entwicklung abgeleitet werden. Zum anderen stellt z.B. die Europäische Zentralbank (EZB) oder das Statistische Amt der Europäischen Gemeinschaften (EuroStat) Schätzungen der Inflation für die kommenden ein bis zwei Jahre zur Verfügung. Da hier jedoch Aussagen über zukünftige Kosten in einer sehr viel größeren zeitliche Entfernung vom Entscheidungszeitpunkt getroffen werden müssen, sind seriöse Annahmen über die dabei zu berücksichtigenden möglichen relativen Preisveränderungen nur bedingt bzw. nicht möglich.

Daher wurden hier *keine* Korrekturen für technischen Fortschritt in die Berechnungen einbezogen. Höhere Kosten wirken sich verzögernd auf den Durchführungszeitpunkt aus: je höher die Kosten des Vorhabens, umso später empfiehlt sich hinsichtlich der Nutzen-Kosten-Differenz dessen Umsetzung.

In Tabelle 17.1 sind *beispielhafte* Ergebnisse der Berechnungen für verschiedene Zeitpunkte der Durchführung des Vorhabens sowie für verschiedene Diskontraten dargestellt.

Wie schon Abbildung 16.5 verdeutlichte, sind die Opportunitätskosten des Abbruchs einer Siedlung, und damit eine wichtige Komponente der gesamtgesellschaftlichen Kosten dieses Vorhabens, stark vom Alter der betroffenen Investitionsgüter bei Abbruch sowie von der veranschlagten theoretischen Nutzungsdauer abhängig, in Tabelle 17.1 ist dies anhand der beispielhaften Variation der Nutzungsdauer der Gebäude erkennbar.

Die Höhe des Wertverlust der Grundstücke aufgrund der Umsiedlung wurde z.T. auf Grundlage der Pacht nach Hilber (1998: 25) berechnet: $BP = GR/i$. Der Bodenpreis BP ergibt sich danach als Gegenwartswert (Diskontsatz = i) der als unendliche Rente anzusehenden Grundrente GR , für die als Näherung die Pacht verwendet werden kann. Die für den neuen Standort der Siedlung angenommene Pacht für Ackerfläche beträgt $0,01 \text{ €/m}^2$, als Pacht von Grünlandflächen am ursprünglichen Standort der Siedlung wurden $0,009 \text{ €/m}^2$ verwendet (vgl. die Seiten 224f.). Als Wert von Bauland wurde ein niedriger Kaufpreis von 23 €/m^2 als Bodenpreis (BP) angenommen. Die Gesamthöhe des Wertverlust im Zuge der Umsiedlung ergibt sich dann als Summe von Wertverlust der Flächen am Absiedlungsstandort und Wertzuwachs der Flächen am Ersatzstandort.

Jahren (vgl. z.B. BMV 1988, sowie die AfA-Tabellen des BMF).

²Auch *relative* Preisverschiebungen, die sich u.a. aufgrund von technischem Fortschritt ergeben können, müssen berücksichtigt werden.

17 Resultat der Analyse

	Alter der Siedlung: 40 Jahre		Alter: 80 Jahre	Alter: 100 Jahre
	Nutzungsdauer n der Gebäude			
	50 Jahre	100 Jahre	50 u. 100 Jahre	50 u. 100 Jahre
<i>Differenz zwischen den sofortigen und den vom nächsten Ersatzzeitpunkt mit jeweils abdiskontierten Abbruch- und Neubaukosten (Infrastruktur [n: 45 Jahre] + Gebäude + Abbruchkosten Deich [n: 100 Jahre])</i>	$4,0 \cdot 10^6 \text{ €}/$	$16,3 \cdot 10^6 \text{ €}/$	$7,1 \cdot 10^6 \text{ €}/$	$2,3 \cdot 10^6 \text{ €}/$
	$10,5 \cdot 10^6 \text{ €}/$	$30,5 \cdot 10^6 \text{ €}/$	$17,8 \cdot 10^6 \text{ €}/$	$5,0 \cdot 10^6 \text{ €}/$
	$25,0 \cdot 10^6 \text{ €}$	$38,3 \cdot 10^6 \text{ €}$	$35,0 \cdot 10^6 \text{ €}$	$7,4 \cdot 10^6 \text{ €}$
Extra-Kosten durch den <i>Neubau</i> an einem anderen Standort	$5,65 \cdot 10^6 \text{ €}$		$5,65 \cdot 10^6 \text{ €}$	$5,65 \cdot 10^6 \text{ €}$
Summe der <i>Veränderungen der Grundstückswerte</i> an Absiedlungs- und Ersatzstandort (inklusive Grundstückswchselkosten/Erwerbsnebenkosten von 6% des jeweiligen Grundstückswertes), entspr. Wertverlust durch die Umsiedlung	$1,168 \cdot 10^6 \text{ €}$		$1,168 \cdot 10^6 \text{ €}$	$1,168 \cdot 10^6 \text{ €}$
	$1,187 \cdot 10^6 \text{ €}$		$1,187 \cdot 10^6 \text{ €}$	$1,187 \cdot 10^6 \text{ €}$
	$1,193 \cdot 10^6 \text{ €}$		$1,193 \cdot 10^6 \text{ €}$	$1,193 \cdot 10^6 \text{ €}$
Summe der <i>Gegenwartswerte der vermiedenen Unterhaltungs- und Erneuerungskosten des Hochwasserschutzdeiches</i> (Betrachtungszeitraum: 100 Jahre, Nutzungsdauer Deich: 100 Jahre)	$- 16,45 \cdot 10^6 \text{ €}/$		$- 21,83 \cdot 10^6 \text{ €}/$	$- 25,44 \cdot 10^6 \text{ €}/$
	$- 6,17 \cdot 10^6 \text{ €}/$		$- 13,84 \cdot 10^6 \text{ €}/$	$- 22,77 \cdot 10^6 \text{ €}/$
	$- 1,0 \cdot 10^6 \text{ €}$		$- 3,9 \cdot 10^6 \text{ €}$	$- 20,9 \cdot 10^6 \text{ €}$
Kosten y_{b1} (Gleichung 16.5)	$- 5,64 \cdot 10^6 \text{ €}/$	$6,73 \cdot 10^6 \text{ €}/$	$- 7,85 \cdot 10^6 \text{ €}/$	$- 16,33 \cdot 10^6 \text{ €}/$
	$11,18 \cdot 10^6 \text{ €}/$	$31,21 \cdot 10^6 \text{ €}/$	$10,82 \cdot 10^6 \text{ €}/$	$- 10,96 \cdot 10^6 \text{ €}/$
	$30,82 \cdot 10^6 \text{ €}$	$44,14 \cdot 10^6 \text{ €}$	$37,89 \cdot 10^6 \text{ €}$	$- 6,66 \cdot 10^6 \text{ €}$

Tabelle 17.1: Beispielhafte Ergebnisse der Berechnungen – Opportunitätskosten im Zeitpunkt des Abbruchs in Abhängigkeit vom Alter der abzubrechenden Investitionsgüter, jeweilige Diskontrate: 1 %, 3 % bzw. 10 %, eigene Berechnungen und Darstellung

Aus Tabelle 17.1 wird deutlich, dass es schon allein unter Berücksichtigung der zum Schutz der Siedlung notwendigen Erhaltungs- und Erneuerungskosten eines Hochwasserschutzdeiches von einem bestimmten Zeitpunkt an empfehlenswert sein kann, diese Siedlung nicht weiter aufrecht zu erhalten. Der Nutzen des zu erstellenden Feuchtgebietes muss hier nicht bekannt sein, um eine Entscheidung zugunsten der Absiedlung zu treffen.

Doch die Ergebnisse zeigen, worauf im Abschnitt 17.3.1 näher eingegangen wird, eine starke Sensitivität gegenüber den verwendeten Zinssätzen. In der Gesamtheit zeigt sich, je weniger zukünftige Ereignisse – Kosten oder Nutzen – (durch höhere Diskontsätze) in Betracht gezogen werden, desto höher liegen die verursachten Opportunitätskosten und desto später werden positive Werte für die Differenz $N - K$ (*Projektnutzen – Opportunitätskosten*) erreicht. Der Zeitpunkt des *erreichbaren* Optimums der Gesamtopportunitätskosten für eine bestimmte Kombination der Parameter ist aber *meist* unbeeinflusst von der Höhe des Diskontsatzes sowie (bei der Wahl exponentieller Diskontierungsfunktionen) vom Zeitpunkt der Entscheidung über den Abbruchzeitpunkt, wie Abbildung 16.1.4 zeigt.

Daneben verdeutlicht diese Abbildung, sowie die Tabelle 17.1, dass es empfehlenswert sein kann, den Zeitpunkt des Abbruchs bzw. der Umsiedlung auf einen späteren Zeitpunkt zu verschieben, da dann eine Umsiedlung mit z.T. erheblich geringeren Opportunitätskosten – aufgrund der Nähe zum nächsten Nutzungsdauer-bedingten Ersatzzeitpunkt – einhergehen kann.

Hypothese 1 des einleitenden Abschnitts zu diesem Teil der Arbeit (Abschnitt 14) konnte durch diese Ergebnisse bestätigt werden. Die Opportunitätskosten des Abbruchs einer Siedlung sind unter Umständen geringer als die zu ihrem Schutz nötigen Kosten.

Die am Ende desselben Abschnitts aufgestellte Hypothese 2 kann durch die Ergebnisse dieser Untersuchung weder bestätigt noch widerlegt werden. Die Wirkung der Bodenpreise bildet sich zunächst nicht direkt über die Kosten des oben beschriebenen Vorhabens ab. Erst bei Berücksichtigung der Auswirkungen der veränderten hydrologischen Verhältnisse (regelmäßige Überschwemmungen, erhöhter Grundwasserspiegel, dadurch verringerte landwirtschaftliche Nutzbarkeit und Erträge, keine Aussicht auf Umwandlung in Bauland) auf den betroffenen Flächen (vgl. Abschnitt 17.5 und Abbildung 17.6) wird die Relevanz der Verhältnisse am Bodenmarkt sowie der auf diese Flächen anzurechnenden Kosten des Hochwasserschutzes deutlich. Die Bodenpreise bzw. die Aussicht auf ihre lokale Erhöhung bzw. Absenkung sowie die für Entscheidungen über die Flächennutzung in Flussgebieten meist nicht berücksichtigten Kosten des Hochwasserschutzes können durchaus Einfluss v.a. auf die politische Durchführbarkeit haben, ganz im Sinne von Ciriacy-Wantrup (1955: 676), der feststellte: „Decisions by the government regarding resources development are essentially political rather than economic. This holds for their substance, for the social process by which they are reached, and for the institutions through which they are implemented.“³.

³Vgl. auch Teil III.

17.2 Unsicherheiten

Es muss in dieser Untersuchung natürlich auch auf die darin enthaltenen Unsicherheiten und damit auch auf die Unsicherheit der Ergebnisse aus Abschnitt 17.1 hingewiesen werden.

Diese Untersuchung beruht vollständig auf mehr oder weniger realistischen und verallgemeinernden Annahmen über die verschiedenen verwendeten Größen, da hier ein hypothetischer Fall betrachtet wird. Aus diesem Grund wurden z.T. auch Kostengrößen aus anderen Untersuchungen übernommen, so dass für den konkreten Anwendungsfall durchaus mit abweichenden Ergebnissen zu rechnen ist. Einschränkend lässt sich sagen, dass die verwendeten Daten v.a. für die Neuen Bundesländer und dort für weniger stark besiedelte Gegenden Gültigkeit besitzen. Sollte das Umfeld anders geartet sein, so ist zu erwarten, dass die Bodenpreise aber auch die Kosten der benötigten Arbeit etc. höher ausfallen. Insofern stellen die Ergebnisse also eine Untergrenze der möglichen Kosten eines solchen Vorhabens dar.

Die vermiedenen Bau- und Unterhaltungskosten des Deiches, die aus dem Gutachten der Dresdner Grundwasser Consulting GmbH (2002) zum Hochwasserschutz von Röderau-Süd übernommen wurden, passen sehr gut in die Parameter des hier konstruierten Falles. Bei der Beurteilung der Unsicherheit, die durch die Verwendung dieser Größen in die obigen Ergebnisse einfließt, muss zum einen die nicht völlige Kongruenz der Fälle, zum anderen die von den Autoren angegebene Toleranz der Kostenberechnung von $\pm 30\%$ berücksichtigt werden. Die angenommene Höhe der Abbruchkosten des Deiches (5 €/m^3) stellt sehr wahrscheinlich die Untergrenze der tatsächlich möglichen Kosten dieser Komponente dar (vgl. z.B. die Kosten der Erdbewegungen in Tönsmann (2002: 131) bzw. Tabelle 16.9).

Der wichtige Teil der Bau- und Abbruchkosten der Siedlungsgebäude und -infrastruktur, welche speziell für diesen hypothetischen Fall zusammengestellt wurden, ist nach Angaben von D. Seidel sehr verlässlich. Die große Unsicherheit in der eher schwierigen Abschätzung der zutreffenden Bodenpreise ist hier von geringer Bedeutung, da der Anteil dieser Kostengröße an den Gesamtkosten sehr gering ist. Insgesamt wird jedoch davon ausgegangen, dass die *Größenordnung* der ermittelten Kosten der Siedlung mehr oder weniger verlässlich, d.h. also auch im konkreten Anwendungsfall mit vergleichbaren Parametern reproduzierbar ist.

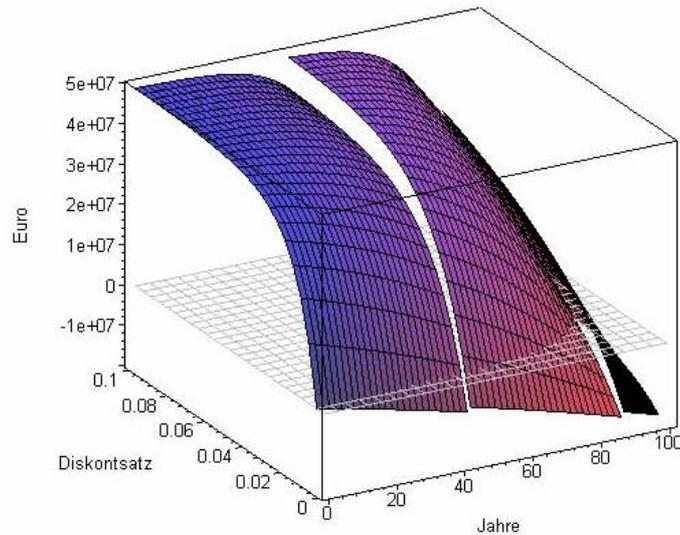


Abbildung 17.1: Darstellung der Sensitivität der Opportunitätskosten in € gegenüber dem gewählten Diskontsatz und dem Durchführungszeitpunkt, eigene Darstellung

17.3 Sensitivität und Robustheit der Ergebnisse

Aufgrund der im vorangegangenen Abschnitt verdeutlichten Unsicherheiten bezüglich der in der Analyse verwendeten Daten und Parameter sollen im Folgenden zum einen die Sensitivität der Ergebnisse bezüglich einer Variation der beiden wesentlichen Parameter *Diskontsatz* und *Zeitpunkt der Durchführung* des Vorhabens (bzw. Alter der betroffenen Siedlung) untersucht, zum anderen die Robustheit der Ergebnisse bezüglich der beiden wichtigsten verwendeten Größen – die reinen Opportunitätskosten der abzurechnenden Siedlung und die vermiedenen Kosten der Hochwasserschutzanlagen – getestet werden. Eine Übersicht über die Ergebnisse dieser Prüfungen gibt Tabelle 17.2, Abbildung 17.1⁴ visualisiert daneben speziell den im folgenden Unterabschnitt thematisierten, gemeinsamen Einfluss von Diskontsatz und Durchführungszeitpunkt auf die Höhe der Gesamt-Opportunitätskosten.

⁴Gemeinsamer Plot von drei Funktionen (vgl. Abschnitt 16.1.5 bzw. Gleichung 16.5): $P_i(t, x) = ((b+c) - (b+c)(1+x)^{-(g-t)}) + (s-s(1+x)^{-(a-t)}) - (d(1+x)^{-(g-t)} - u \frac{((1+x)^t (1/(1+x))^{(g+t)} - (1+x)^{(t+1)} (1/(1+x))^t)}{(-1+(1+x))}) + k$, in Funktion $i = 1$: $a = 45$, $t = 0 \dots 44$; in Funktion $i = 2$: $a = 90$, $t = 45 \dots 89$; in Funktion $i = 3$: $a = 135$, $t = 90 \dots 100$ (angenommenen Lebensdauer Infrastruktur: 45 Jahre – Ersatzzeitpunkt a ist ein Vielfaches davon); in allen Funktionen: $t = \text{Zeit (Jahre)}$, $x = \text{Diskontsatz}$, angenommene Lebensdauer Gebäude und Hochwasserschutzanlagen g : 100 Jahre, $x = 0 \dots 0, 1$, $b+c = 35\,500\,000 \text{ €}$ ($b \approx 34\,800\,000 \text{ €} = \text{Abbruch- und Neubaukosten Gebäude}$, $c \approx 700\,000 \text{ €} = \text{Abbruchkosten Hochwasserschutzanlagen}$), $s \approx 7\,700\,000 \text{ €} = \text{Abbruch- und Neubaukosten Infrastruktur}$, vgl. Abbildung D.3; $d \approx 20\,000\,000 \text{ €} = \text{Neubaukosten Hochwasserschutzanlagen}$, $u \approx 85\,000 \text{ €} = \text{Unterhaltungskosten Hochwasserschutzanlagen}$, vgl. Abbildung D.2, $k \approx 5\,650\,000 \text{ €} = \text{Absiedlungskosten}$, vgl. Abbildung D.1

Diskontsatz — Alter der Besiedlung	40 Jahre	80 Jahre	Vergleich zu Alter: 40 Jahre	100 Jahre	Vergleich zu Alter: 40 Jahre/80 Jahre
1 %	6 731 305,82 €	-7 847 882,35 €	-216,6 %	-16 327 994,03 €	-242,57 %/ -108,1 %
± 1/2 HWS-Kosten	± 8 225 723,51 € (± 122,2 %)	± 10 916 672,05 € (± 139,1 %)	+32,7 %	± 12 721 227,35 € (± 77,9 %)	+54,65 %/ +16,53 %
± 1/2 Opportunitätskosten	± 8 166 376,42 € (± 121,32 %)	± 3 567 730,87 € (± 45,5 %)	-56,31 %	± 1 132 230,33 € (± 6,9 %)	-86,14 %/ -68,26 %
3 %	31 216 818,91 € (zu 1 %: +363,76 %)	10 820 565,55 € (zu 1 %: +237,88 %)	-65,34 %	-10 957 359,11 € (zu 1 %: +32,89 %)	-135,1 %/ -201,3 %
± 1/2 HWS-Kosten	± 3 082 784,38 € (± 9,88 %)	± 6 922 211,01 € (± 63,97 %)	+124,54 %	± 11 385 453,47 € (± 103,9 %)	+269,32 %/ +64,48 %
Vergleich zu 1 %	-62,5 %	-36,6 %		-10,5 %	
± 1/2 Opportunitätskosten	± 15 266 193,83 € (± 48,9 %)	± 8 907 493,79 € (± 82,32 %)	-41,66 %	± 2 481 773,92 € (± 22,65 %)	-83,75 %/ -72,14 %
Vergleich zu 1 %	+86,94 %	+149,67 %		+119,19 %	
10 %	44 151 690,48 € (zu 1 %: +555,92 %; zu 3 %: +41,44 %)	37 896 657,00 € (zu 1 %: +582,89 %; zu 3 %: +250 %)	-14,17 %	-6 658 935,91 € (zu 1 %: +59,22 %; zu 3 %: +39,23 %)	-115,1 %/ -117,6 %
± 1/2 HWS-Kosten	± 500 311,86 € (± 1,13 %)	± 1 953 905,44 € (± 5,16 %)	+290,54 %	± 10 467 469,16 € (± 157,2 %)	+1992,2 %/ +435,7 %
Vergleich zu 1 %/3 %	-93,9 %/ -83,8 %	-82,2 %/ -71,8 %		-17,7 %/ -8,1 %	
± 1/2 Opportunitätskosten	± 19 151 157,12 € (± 43,38 %)	± 17 477 233,94 € (± 46,12 %)	-8,74 %	± 3 713 001,2 € (± 55,76 %)	-80,62 %/ -78,76 %
Vergleich zu 1 %/3 %	+134,51 %/ +25,45 %	+389,87 %/ +96,21 %		+227,94 %/ +49,61 %	

Tabelle 17.2: Einfluss der Variation der Opportunitätskosten der Siedlung (Gebäude, Infrastruktur, Deichabbruch), der Kosten der Hochwasserschutzanlagen sowie von Durchführungszeitpunkt und Diskontsatz auf die Gesamt-Opportunitätskosten des Vorhabens (inkl. vermiedene Kosten der Hochwasserschutz-Anlagen), eigene Darstellung

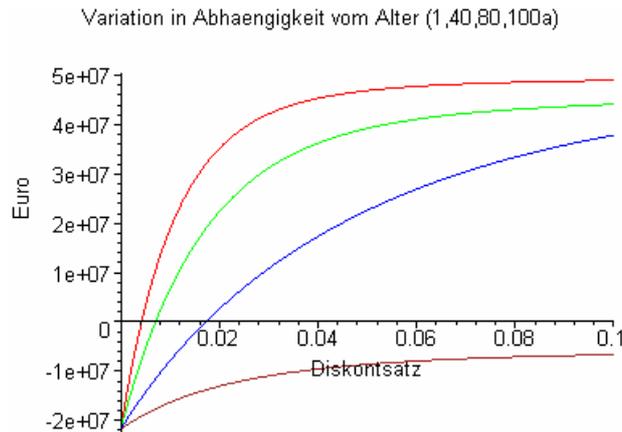


Abbildung 17.2: Verhalten der Opportunitätskosten in € im Diskontsatz in Abhängigkeit vom Alter der betroffenen Siedlung (1 Jahr = rot, 40 Jahre = grün, 80 Jahre = blau, 100 Jahre = braun), eigene Darstellung

17.3.1 Sensitivität

Wie Tabelle 17.2, aber auch die Abbildung 17.1 verdeutlichen, zeigt das Vorhaben einen Anstieg der Gesamt-Opportunitätskosten mit zunehmendem Diskontsatz, der jedoch mit zunehmendem Diskontsatz immer mehr abschwächt. Mit zunehmendem Alter der betroffenen Siedlung zeigt sich der umgekehrte Effekt: die Gesamt-Opportunitätskosten fallen mit zunehmendem Diskontsatz immer stärker. Eine Erhöhung des Diskontsatzes führt *ceteris paribus* zu einer Erhöhung der Opportunitätskosten, die sich allerdings mit zunehmender erreichter Höhe der Opportunitätskosten abschwächt: für eine vierzigjährige Siedlung ergeben sich bei einem Diskontsatz von 3 % 4,6-mal höhere Opportunitätskosten als bei einem Diskontsatz von 1 %. Bei einer Erhöhung des Diskontsatzes auf 10 % ergeben sich aber nur noch 1,4-mal höhere Opportunitätskosten gegenüber 3 % (6,5-mal höhere Kosten als bei 1 %).

Dieses Verhalten wird in besonderer Weise vom Alter der betroffenen Siedlung bestimmt, wie man in Abbildung 17.2⁵ deutlich erkennen kann. Im Alter von beispielsweise achtzig Jahren

⁵Gemeinsamer Plot von vier Funktionen (vgl. Abschnitt 16.1.5 bzw. Gleichung 16.5): $P_i(t, x) = ((b+c) - (b+c)(1+x)^{-(g-t)}) + (s-s(1+x)^{-(a-t)}) - (d(1+x)^{-(g-t)} - u \frac{((1+x)^t (1/(1+x))^{(g+t)} - (1+x)^{(t+1)} (1/(1+x))^t)}{(-1+(1+x))}) + k$, in Funktion $i = 1$: $t = 1$, in Funktion $i = 2$: $t = 40$, in Funktionen $i = 1$ bzw. 2 : $a = 45$; in Funktion $i = 3$: $t = 80$, $a = 90$; in Funktion $i = 4$: $t = 100$, $a = 135$, (angenommenen Lebensdauer Infrastruktur: 45 Jahre – Ersatzzeitpunkt a ist ein Vielfaches davon); in allen Funktionen: $t =$ Zeit (Jahre), $x =$ Diskontsatz, angenommene Lebensdauer Gebäude und Hochwasserschutzanlagen g : 100 Jahre, $x = 0 \dots 0,1$, $b + c = 35\,500\,000 \text{ €}$ ($b \approx 34\,800\,000 \text{ €} =$ Abbruch- und Neubaukosten Gebäude, $c \approx 700\,000 \text{ €} =$ Abbruchkosten Hochwasserschutzanlagen), $s \approx 7\,700\,000 \text{ €} =$ Abbruch- und Neubaukosten Infrastruktur, vgl. Abbildung D.3; $d \approx 20\,000\,000 \text{ €} =$ Neubaukosten Hochwasserschutzanlagen, $u \approx 85\,000 \text{ €} =$ Unterhaltungskosten Hochwasserschutzanlagen, vgl. Abbildung D.2, $k \approx 5\,650\,000 \text{ €} =$ Absiedlungskosten, vgl. Abbildung D.1

ist eine sich nur wenig abschwächende Zunahme der Opportunitätskosten im Diskontsatz bis mindestens zu einem Diskontsatz von 10 % zu beobachten: gegenüber einem Diskontsatz von 1 % nehmen die Opportunitätskosten um das 3,3-fache zu, wenn dieser auf 3 % erhöht wird. Eine weitere Steigerung um das 3,5-fache erfahren die Opportunitätskosten, bei einer Erhöhung des Diskontsatzes auf 10 %. Ein ähnliches Verhalten, aber in abgeschwächter Form, ist für ein Alter der Siedlung von 100 Jahren zu beobachten: die Opportunitätskosten bei einem Diskontsatz von 3 % liegen um 33 % höher als bei einem Diskontsatz von 1 %, bei dessen weiterer Steigerung auf 10 % ergeben sich 40 % höhere Opportunitätskosten gegenüber einem Diskontsatz von 3 %.

Diese Ergebnisse machen deutlich, dass sich mit dem Alter der Siedlung eine Veränderung des Diskontsatzes unterschiedlich stark auswirken kann, da das Alter einen eigenen senkenden Einfluss auf die Höhe der Opportunitätskosten ausübt. Mit zunehmendem Diskontsatz fällt die Abnahme der Opportunitätskosten im Alter immer weniger linear aus. In einem mittleren Altersbereich der Siedlung ist allerdings bei einem Diskontsatz von 3 % und einem Alter der betroffenen Siedlung von 100 Jahren eine lokal verstärkte Abnahme der Opportunitätskosten um das doppelte gegenüber einer achtzigjährigen Siedlung zu beobachten, bei einem Diskontsatz von 10 % liegt diese Abnahme schon wieder nahe derjenigen eines Diskontsatzes von 1 %: bei 118 %. Die Opportunitätskosten sinken also bei einem Diskontsatz von 1 % im Laufe der Zeit immer weniger, während bei Diskontsätzen um die 3 % bis 10 % *ein später einsetzender doch dann verstärkter Rückgang* der Opportunitätskosten mit dem Alter der betroffenen Siedlung zu verzeichnen ist.

Abbildung 17.3⁶ verdeutlicht dieses Verhalten der Opportunitätskosten in Abhängigkeit von Zeit und Diskontsatz. Je nach Betrachtungszeitpunkt hat eine Unter- bzw. Überschätzung des Diskontsatzes eine mehr oder weniger starke Auswirkung auf die Höhe der in Rechnung gestellten Opportunitätskosten und damit auf die Durchführbarkeit bzw. die Höhe entgangener Nutzen aufgrund der verfrühten bzw. verspäteten Durchführung des Vorhabens. Je höher die tatsächliche „social discount rate“, desto geringer sind tendenziell die Auswirkungen einer Überschätzung bzw. desto stärker sind vor allem in mittleren Altersbereichen der betroffenen Siedlung die Auswirkungen der Unterschätzung der Diskontrate.

⁶Gemeinsamer Plot von neun Funktionen (vgl. Abschnitt 16.1.5 bzw. Gleichung 16.5): $P_i(t) = ((b+c) - (b+c)(1+x)^{-(g-t)} + (s-s(1+x)^{-(a-t)}) - (d(1+x)^{-(g-t)} - u \frac{((1+x)^t (1/(1+x))^{(g+t)} - (1+x)^{(t+1)} (1/(1+x))^t)}{(-1+(1+x))}) + k$, in den Funktionen $i = 1, 4, 7$: $a = 45$, $t = 0 \dots 44$; in den Funktionen $i = 2, 5, 8$: $a = 90$, $t = 45 \dots 89$; in den Funktionen $i = 3, 6, 9$: $a = 135$, $t = 90 \dots 100$ (angenommenen Lebensdauer Infrastruktur: 45 Jahre – Ersatzzeitpunkt a ist ein Vielfaches davon); in den Funktionen $i = 1, 2, 3$: $x = 0,01$; in den Funktionen $i = 4, 5, 6$: $x = 0,03$; in den Funktionen $i = 7, 8, 9$: $x = 0,1$; in allen Funktionen: $t =$ Zeit (Jahre), $x =$ Diskontsatz, angenommene Lebensdauer Gebäude und Hochwasserschutzanlagen g : 100 Jahre, $x = 0 \dots 0,1$, $b + c = 35\,500\,000 \text{ €}$ ($b \approx 34\,800\,000 \text{ €} =$ Abbruch- und Neubaukosten Gebäude, $c \approx 700\,000 \text{ €} =$ Abbruchkosten Hochwasserschutzanlagen), $s \approx 7\,700\,000 \text{ €} =$ Abbruch- und Neubaukosten Infrastruktur, vgl. Abbildung D.3; $d \approx 20\,000\,000 \text{ €} =$ Neubaukosten Hochwasserschutzanlagen, $u \approx 85\,000 \text{ €} =$ Unterhaltungskosten Hochwasserschutzanlagen, vgl. Abbildung D.2, $k \approx 5\,650\,000 \text{ €} =$ Absiedlungskosten, vgl. Abbildung D.1

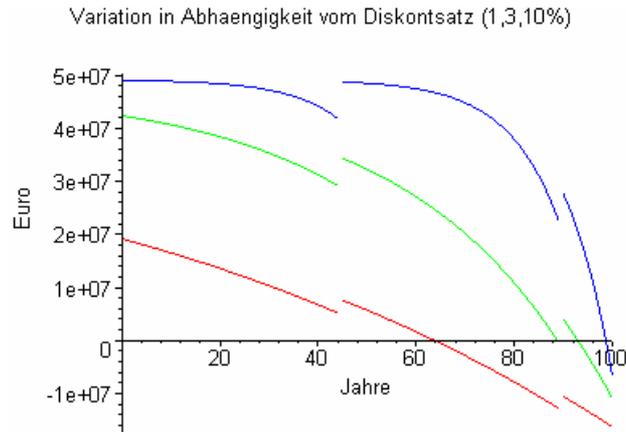


Abbildung 17.3: Verhalten der Opportunitätskosten in der Zeit in Abhängigkeit vom gewählten Diskontsatz (1% = rot, 3% = grün, 10% = blau), eigene Darstellung

Die Opportunitätskosten reagieren demzufolge in diesem Beispiel bei Diskontraten zwischen 0% und 4% bzw. bei einem Alter zwischen 60 und 100 Jahren besonders sensibel auf Variationen dieser Parameter, wobei aber stets der Einfluss der jeweils anderen Größe ebenfalls zu berücksichtigen ist. Ist das Alter sehr hoch, z.B. nahe 100 Jahre, so wirkt sich eine Fehleinschätzung des Diskontsatzes nur unwesentlich auf die Opportunitätskosten des Vorhabens aus (vgl. Abbildung 17.3). Zum anderen ist der Stärke des Einflusses des Alters bei einem Diskontsatz von 1% stets in etwa gleich groß, während bei einem Diskontsatz von 10% im Bereich zwischen 70 und 100 Jahren die Festlegung einer verfrühten bzw. verspäteten Durchführung sich sehr stark auf die Opportunitätskosten auswirkt (vgl. Abbildung 17.2). Die Schlussfolgerung, dass eine verspätete Durchführung weniger gravierend als eine verfrühte Durchführung sei, darf jedoch nicht ohne Berücksichtigung der Sensitivität der Nutzenseite und der Auswirkungen der „Verspätung“ auf diese gezogen werden.

17.3.2 Robustheit

Für die Bewertung der obigen Ergebnisse ist gerade bei dieser Analyse, die vollständig auf Annahmen über typische Größenordnungen der verschiedenen Kostengrößen beruht, ihre Robustheit gegenüber einer möglichen Abweichung dieser Größen relevant. Hier interessieren v.a. die Robustheit gegenüber geringeren bzw. höheren Kosten der Hochwasserschutzanlagen und gegenüber geringeren bzw. höheren Opportunitätskosten der abzubrechenden Siedlung.

Bezüglich der *Kosten der Hochwasserschutzanlagen* sind zwei Effekte deutlich erkennbar: die Auswirkungen erhöhter bzw. verringerter Kosten verstärken sich mit zunehmendem Alter der Siedlung, schwächen sich aber gleichzeitig mit steigendem Diskontsatz ab (vgl. Abbildung

17.4⁷).

Fallen die Kosten der Hochwasserschutzanlagen um 50 % niedriger aus, als in der vorangegangene Analyse angenommen, so wirkt sich dies bei einer Durchführung des Vorhabens im Jahr 40, betrachtet man allein die *absoluten* Zahlen, deutlich weniger auf die Gesamt-Opportunitätskosten des Vorhabens aus als bei einer Durchführung im Jahr 80 oder 100 der Existenz der betroffenen Siedlung – gegenüber dem Jahr 40 sind die monetären Effekte im Jahr 80 bzw. 100 bei einem Diskontsatz von 1 % um 33 % bzw. 55 % größer.

Bei höheren Diskontsätzen ist der Einfluss des Durchführungszeitpunktes auf die Auswirkungen veränderter Kosten der Hochwasserschutzanlagen noch stärker ausgeprägt und auch in der *Relation* zwischen Ausgangswert und Schwankungshöhe abzulesen: es sind gegenüber dem Jahr 40 Erhöhungen der Effekte auf die Gesamt-Opportunitätskosten von +124 %/+290 % im Jahr 80 bzw. +269 %/+1992 % im Jahr 100 bei Diskontsätzen von 3 % bzw. 10 % zu beobachten, wenn auch mit zunehmenden Diskontsätzen eine Variation der Kosten der Hochwasserschutzanlagen immer geringere Auswirkungen zeigt: für eine vierzigjährige Siedlung liegen diese bei einem Diskontsatz von 10 % fast 100 % unter denen eines Diskontsatzes von 1 % – sechzig Jahre später beträgt dieser Unterschied noch 18 %.

Bei einem Diskontsatz von 1 % und bei einem Alter der betrachteten Siedlung von 40 Jahren haben um 50 % geringere Kosten der Hochwasserschutzanlagen mehr als doppelt so hohe Opportunitätskosten gegenüber dem Ausgangszustand zur Folge. Bei einem Diskontsatz von 10 % wirkt sich eine Fehleinschätzung der Hochwasserschutz-Kosten um 50 % jedoch nur mit 1 % der zunächst veranschlagten Opportunitätskosten aus. Ist die abzubrechende Siedlung schon 100 Jahre alt, so ist der Effekt des Diskontsatzes gerade umgekehrt: um 50 % geringere Kosten der Hochwasserschutzanlagen haben bei einem Diskontsatz von 1 % um 80 %, bei einem Diskontsatz von 10 % aber um 157 % höhere Opportunitätskosten zur Folge.

Zusammenfassend ist festzustellen, dass das Ergebnis der obigen Berechnungen bezüglich der Kosten der Hochwasserschutzanlagen um so robuster ist, je höher die geschätzte Diskontrate ausfällt. Gleichzeitig ist ein zunehmender Einfluss der Hochwasserschutz-Kosten zu beobachten, je älter die von dem Vorhaben betroffene Siedlung ist, v.a. natürlich aufgrund des sinkenden Wertes der Siedlung sowie der Nähe zum nächsten Erneuerungszeitpunkt der Hochwasserschutzanlagen. Je älter die betroffene Siedlung, desto weniger robust ist daher das obige Ergebnis gegenüber veränderten Kosten des Hochwasserschutzes.

Dem gegenüber stehen die Effekte einer Fehleinschätzung der *reinen Opportunitätskosten der Siedlung* – die andere entscheidende Größe bei der Ermittlung der Gesamt-Opportunitätskosten des beschriebenen Vorhabens. Auch hier sind zwei gegenläufige Effekte der reinen Opportunitätskosten der Siedlung zu beobachten. Diese stehen jedoch, im Gegensatz zu den vermiedenen Kosten der Hochwasserschutzanlagen, positiv zu den Gesamt-Opportunitätsko-

⁷Vgl. die Erläuterungen zu Abbildung 17.3 in Fußnote 6

17 Resultat der Analyse

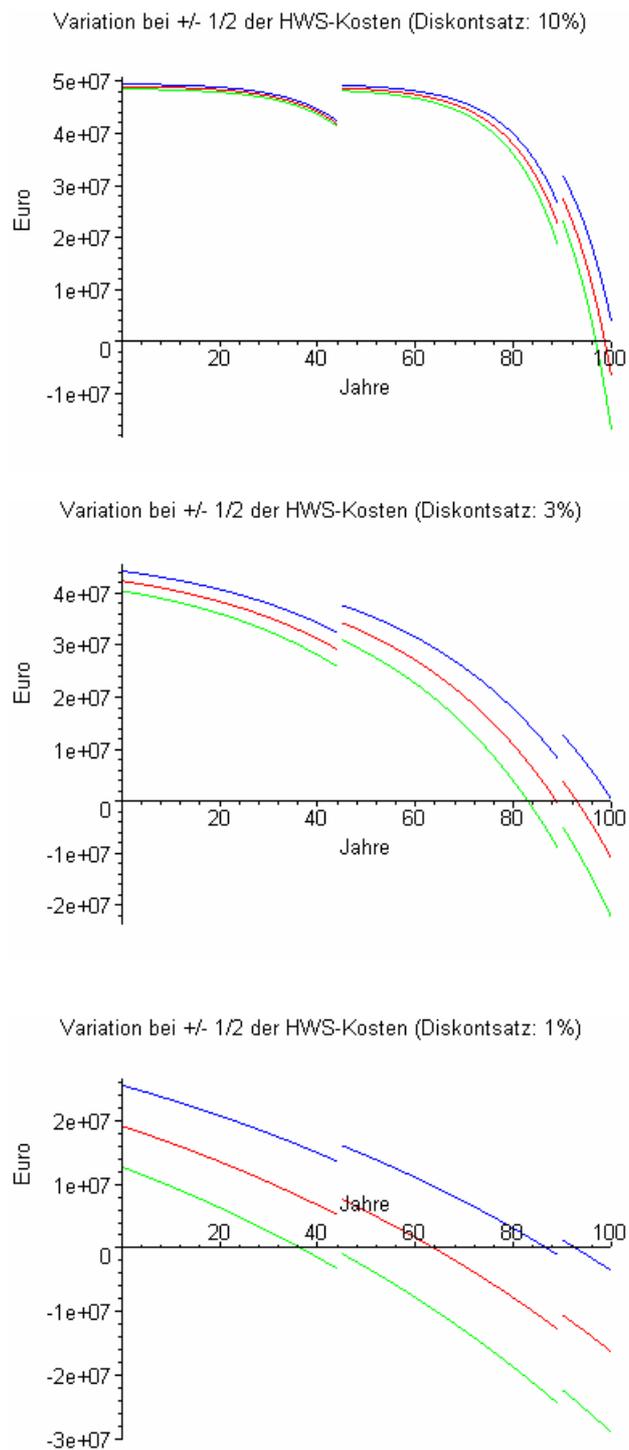
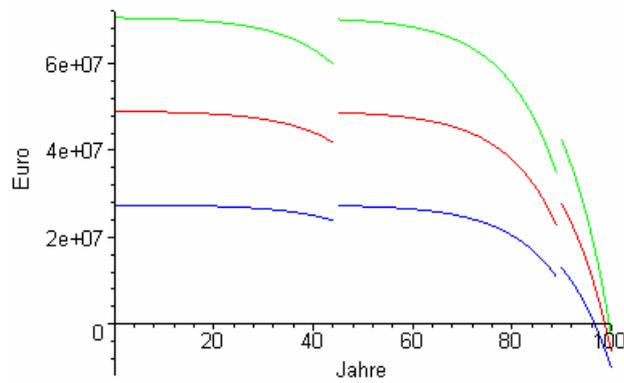


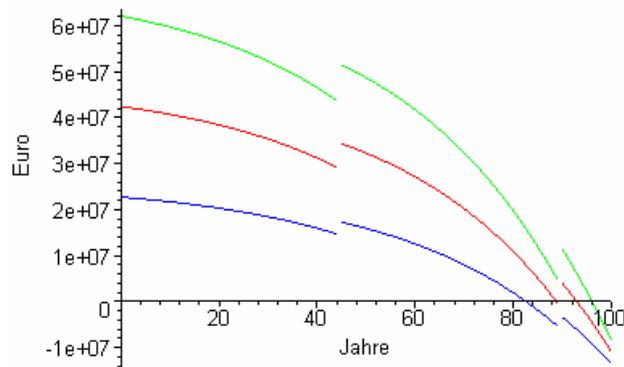
Abbildung 17.4: Robustheit der **Gesamt-Opportunitätskosten** des Vorhabens (inkl. vermiedene Kosten der Hochwasserschutz-Anlagen) gegenüber einer **Erhöhung/Ab-senkung** der *vermiedenen Kosten der Hochwasserschutzanlagen* um 50%, eigene Darstellung

17 Resultat der Analyse

Variation bei +/- 1/2 der Opportunitätskosten (Diskontsatz: 10%)



Variation bei +/- 1/2 der Opportunitätskosten (Diskontsatz: 3%)



Variation bei +/- 1/2 der Opportunitätskosten (Diskontsatz: 1%)

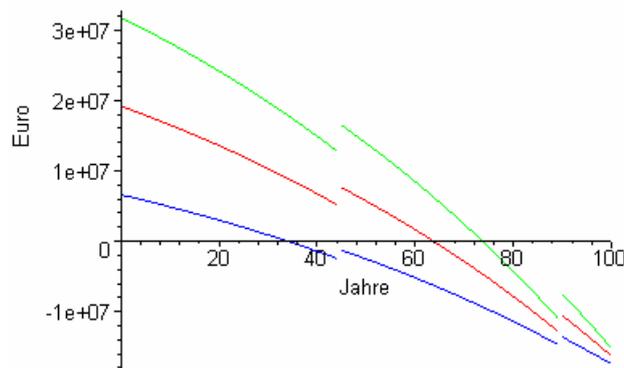


Abbildung 17.5: Robustheit der **Gesamt-Opportunitätskosten** des Vorhabens (inkl. vermiedene Kosten der Hochwasserschutz-Anlagen) gegenüber einer **Erhöhung/Ab-senkung** der *Opportunitätskosten der Siedlung* (Gebäude, Infrastruktur, Deichabbruch) um 50 %, eigene Darstellung

sten in Beziehung: Die Auswirkungen veränderter Opportunitätskosten der Siedlung schwächen sich mit zunehmendem Alter der Siedlung *zunehmend* ab, verstärken sich aber gleichzeitig mit steigendem Diskontsatz (vgl. Abbildung 17.5⁸).

Bei einem Diskontsatz von 1 % wirken sich um 50 % höhere Opportunitätskosten der Siedlung sehr stark auf die Höhe der Gesamt-Opportunitätskosten aus: diese fallen dann um 121 % höher aus. Ist die Siedlung jedoch älter, schwächt sich dieser Effekt ab: im Alter von 80 Jahren ergeben sich nur noch um 45,5 % höhere Gesamt-Opportunitätskosten – ein um 56 % geringerer Effekt. Im Alter von 100 Jahren wird nur noch eine Erhöhung von 7 % verursacht – gegenüber dem Jahr 40 bedeutet dies einen um 86 % schwächeren Effekt.

Ein Diskontsatz von 10 % zeigt allerdings eine etwas andere Entwicklung der Auswirkungen erhöhter Opportunitätskosten der Siedlung über die Zeit. Die absoluten Effekte der Veränderung nehmen über die Zeit ab, im Jahr 100 liegen diese um 81 % unter denen des Jahres 40. Relativ zu den ursprünglichen Ergebnissen erhöhen sich jedoch die Auswirkungen: im Jahr 40 bewirken um 50 % erhöhte Opportunitätskosten der Siedlung um 43 % höhere Gesamt-Opportunitätskosten, im Jahr 100 ergeben sich um 56 % höhere Gesamt-Opportunitätskosten.

Weiterhin ist zu beobachten, dass mit steigendem Diskontsatz die absoluten Auswirkungen um 50 % erhöhter Opportunitätskosten der Siedlung zunehmen: ein Diskontsatz von 10 % führt im Jahr 40 zu 134 %, im Jahr 100 zu 228 % stärkeren Effekten gegenüber einem Diskontsatz von 1 %.

Die Gesamt-Opportunitätskosten erweisen sich demnach als nicht sehr robust gegenüber abweichenden Opportunitätskosten der Siedlung, mit zunehmendem Alter schwächen sich die Auswirkungen einer Fehlkalkulation dieser Kostenkomponenten allerdings ab. Daneben gilt: Je geringer der gewählte Diskontsatz, desto robuster ist in dieser Beziehung das Ergebnis der obigen Berechnungen.

Für die allgemeine Robustheit der Ergebnisse lässt sich aus der Robustheit der Ergebnisse bezüglich der beiden Kostenkomponenten „vermiedene Kosten der Hochwasserschutzanlagen“ und „reine Opportunitätskosten der Siedlung“ folgendes ableiten:

Die Effekte erhöhter bzw. geringerer Kosten dieser beiden Größen auf die Gesamt-Opportunitätskosten sind gerade gegenläufig. Muss mit allgemein höheren Kosten im Rahmen des Vorhabens gerechnet werden, so heben sich die Auswirkungen der erhöhten Kosten z.T. gegenseitig auf, insbesondere im Bereich niedriger Diskontsätze und geringen Alters der Siedlung (unter 80 Jahren). Eine konträre Verschiebung der beiden Kostengrößen kann allerdings aufgrund einer Addition der Effekte zu extremen Abweichungen der Gesamt-Opportunitätskosten von den in Abschnitt 17.1 dargestellten Ergebnissen führen.

⁸Vgl. die Erläuterungen zu Abbildung 17.3 in Fußnote 6

17.4 Resultat

In Abschnitt 17.2 wurde schon festgestellt, dass die hier ermittelten Ergebnisse sehr wahrscheinlich die *Untergrenze* der monetären Opportunitätskosten eines solchen Vorhabens in Deutschland darstellen sowie die Kosten der Hochwasserschutzanlagen eine Unsicherheit von mindestens $\pm 30\%$ in sich bergen. Bei den Kosten der Hochwasserschutzanlagen sind Abweichungen der Kosten sowohl nach oben als auch nach unten durchaus realistisch, in Anbetracht der Übernahme dieser Kostengröße aus einem anderen Fall sind Schwankungen von $> \pm 30\%$ zu berücksichtigen. Werden dann noch, wie Eckstein (1958) (vgl. auch Eckstein 1961: 481f.) empfiehlt, weitere Unsicherheiten aus der spekulativen Natur dieser hypothetischen Untersuchung sowie aus dem Unwissen über zukünftige Entwicklungen der verwendeten Größen durch „crude adjustments“ mittels Risikoaufschlägen⁹ in den verwendeten Diskontsätzen abgebildet, so ergibt sich zusammen mit den Ergebnissen der Überlegungen zu Sensitivität und Robustheit der Ergebnisse, folgendes Resultat dieser Studie:

Unter den Annahmen

1. Diskontsätze oberhalb von real 3% sind relevant¹⁰.
2. Abweichungen der reinen Opportunitätskosten der Siedlung von $+ \leq 50\%$ sind relevant und realistisch (Berücksichtigung der bisher vernachlässigten Kosten durch angesiedelte Gewerbebetriebe).
3. Abweichungen der HWS-Kosten von $\pm 30 - 50\%$ sind möglich.
4. In der Realität wird sehr wahrscheinlich keine klar sinkende Tendenz des Wertes der Investitionsgröße „Siedlung“ zu beobachten sein, da zu erwarten ist, dass im Laufe der Zeit immer wieder neue Investitionen an diesem Standort getätigt werden. Es sollte daher von annähernd konstant hohe Opportunitätskosten über die Zeit ausgegangen werden. Hier werden aus diesem Grund allein Opportunitätskosten einer neuen bis achtzigjährigen Siedlung berücksichtigt.

⁹Höhere Diskontsätze können u.a. eine höhere Zeitpräferenz, eine stärkere Risikoaversion, die Berücksichtigung tatsächlicher Unsicherheit ausdrücken (vgl. Abschnitt 15.6). So wäre zu erwarten, dass im Falle der durch höhere Diskontsätze implizierten höheren Unsicherheit hinsichtlich zukünftiger Ereignisse (z.B. Eintritt eines Extremhochwassers) bzw. der verwendeten Größen ein früherer Abbruchzeitpunkt empfehlenswert wäre. Ein Blick in Tabelle 17.1 aber auch auf die Differenz zwischen Nutzen und Kosten bei einer Diskontrate von 1% in Abbildung 16.1.4 zeigt, wie oben schon angedeutet, das Gegenteil: Je höher die Zinssätze, desto älter muss die abzurechnende Siedlung sein, damit im Entscheidungszeitpunkt auf der Grundlage der berücksichtigten Größen (vgl. Gleichung 16.5) ein Abbruch empfehlenswert ist, bzw. desto höher fallen die Kosten des Vorhabens aus.

¹⁰Vgl. LAWA (1998): Empfehlung eines Diskontsatzes von real 3% sowie BGB §§ 246f.: gesetzlicher Zinssatz 4%

ergeben sich bei dem hier empfohlenen Diskontsatz von 3% **zu erwartende Gesamt-Opportunitätskosten des Vorhabens** in der Größenordnung **20–75 · 10⁶ €** – Kosten in Höhe von 20 · 10⁶ € würden sich bei einem Alter der betroffenen Siedlung von 80 Jahren sowie um 50% erhöhte Kosten der Siedlungsgebäude ergeben. 75 · 10⁶ € würden die Kosten der Absiedlung einer gerade neu gebauten Siedlung (Alter: 0 Jahre) mit um 50% erhöhten Siedlungskosten sowie um 50% geringeren vermiedenen Hochwasserschutzkosten betragen.

Mit Unsicherheit bezüglich zukünftiger Ereignisse, insbesondere über das Eintreten eines extremen Hochwassers muss bei der Berechnung der Kosten des Vorhabens umgegangen werden. Hier geschieht dies durch einen einfachen Aufschlag auf den zunächst empfohlenen Diskontsatz. Bei einem sicherlich extremen Diskontsatz von 10% ergeben sich zu erwartende Gesamt-Opportunitätskosten des Vorhabens in der Größenordnung **55–82 · 10⁶ €** – analog zu den Ergebnissen bei einem Diskontsatz von 3%.

Besteht die Möglichkeit, nach der Entscheidung für den Abbruch mit dessen Durchführung bis zu einem aus der Abwägung von Kosten und Nutzen des Vorhabens abgeleiteten günstigen Zeitpunkt zu warten, so ist ein Unterlassen weiterer Investitionen am Standort zu erwarten, wodurch sich die realen Opportunitätskosten entsprechend den Ergebnissen dieser Analyse verhalten, da die Opportunitätskosten des zukünftigen Abrisses dann auch in der Realität geringer ausfallen: **monetäre Opportunitätskosten von Null €** (ohne Berücksichtigung der Nutzen des generierten Feuchtgebietes) liegen unter diesen Umständen *im Bereich des Möglichen*.

17.4.1 Vergleich zu realen Ab- und Umsiedlungsprojekten

In Tabelle 17.3 sind Informationen zu aus Deutschland bekannten Umsiedlungen, die v.a. im Rahmen des Braunkohletagebaus stattfanden, zusammengestellt worden. Diese Beispiele machen insbesondere deutlich, dass eine gemeinsame Umsiedlung der Betroffenen im Allgemeinen zu erheblich höheren Projekt-Kosten führt, als eine individuelle Umsiedlung (vgl. die Fälle Diepensee und Röderau-Süd). Ein direkter Vergleich der verfügbaren, vermutlich einzelwirtschaftlichen Kosten der aufgelisteten Umsiedlungsfälle mit den in dieser Analyse ermittelten volkswirtschaftlichen Kosten einer hypothetischen Umsiedlung ist nicht möglich. Eine Übertragung der Beobachtung geringerer Kosten im Fall einer individuellen im Vergleich zu einer gemeinsamen Umsiedlung der Betroffenen scheint allerdings denkbar, auch unter der Überlegung der Nutzung von Überkapazitäten auf dem Wohnungsmarkt, die regional, insbesondere in Ostdeutschland, durchaus zu berücksichtigen sind (vgl. z.B. Leitstelle Wiederaufbau 2003: 113).

Umsiedlungsfall	Betroffene	Kosten (Besonderheiten, Quelle)
<i>Im Zusammenhang mit dem Braunkohletagebau:</i>		
In Ostdeutschland		
Großgrimma (1998 beendet)	~850 Einwohner	Gemeinsame Umsiedlung (s.o.): ~220 · 10 ⁶ DM (Hannoversche Zeitung 25.08.97; Frankfurter Rundschau 27.11.98)
Heuersdorf (Ende 2003 noch nicht geklärt, gegen Neuverabschiedung des Gesetzes soll vor Verfassungsgerichtshof geklagt werden - Leipziger Volkszeitung 22.10.03, 11.08.03; Lausitzer Rundschau 13.08.03; vgl. auch BUND-Braunkohle aktuell 12.11.03: Das Oberverwaltungsgericht (OVG) in Bautzen hat einer Normenkontrollklage der Gemeinde stattgegeben und den Braunkohlenplan „Vereinigtes Schleenhain“ für ungültig erklärt.)	~300 Einwohner	Gemeinsame Umsiedlung (s.o.): ~100 · 10 ⁶ DM (Leipziger Volkszeitung 21.02.97, 06.03.97 → HTWK Leipzig: 300 · 10 ⁶ DM(?); Freie Presse 21.02.97: „sehr großzügige Entschädigung“)
Horno (Umsiedlung Ende 2003 beendet – Berliner Zeitung 30.12.03)	~318 Einwohner	Gemeinsame Umsiedlung (Gemeindezentrum, Kirche, Feuerwehrgerätehaus): ~100 · 10 ⁶ DM (vgl. Berliner Zeitung 31.10.02)
Umsiedlungen im Bereich des Rheinischen Braunkohletagebaus (Rhein-Braun)		Kosten, Entschädigungen geheim (nach: Frankfurter Rundschau 27.11.98)

17 Resultat der Analyse

Umsiedlungsfall	Betroffene	Kosten (Besonderheiten, Quelle)
<i>Im Zusammenhang mit dem Bau des Großflughafens BBI:</i>		
Diepensee (2004 beendet)	335 Einwohner/ 62 Eigentümer; 67 Mieter; 9 Gewerbebetriebe	Gemeinsame Umsiedlung (mit Bürgerhaus, KiTa, Seniorenheim etc.): ~81,8 · 10 ⁶ Euro (Berliner Zeitung 01.02.03, 06.12.04; Die Welt 28.03.03; BVBB-Presseinfo 31.01.03; Email) + 30 · 10 ⁶ Euro für Rückbau (Berliner Zeitung 01.02.03, 06.12.04)
<i>Im Zusammenhang mit dem Hochwasser der Elbe im August 2002:</i>		
Röderau-Süd (2004 beendet)	~400 Einwohner/ 147 Eigentümer; 79 Mieter; 9 Gewerbebetriebe	Keine gemeinsame Umsiedlung: ~38 · 10 ⁶ Euro (Sächsisches Staatsministerium des Innern)
<i>hypothetisch:</i>		
Blankenfelde	~10 000 Einwohner	Gemeinsame Umsiedlung (s.o.) wegen Fluglärm des neuen Flughafens Schönefeld: ~15 · 10 ⁹ DM (Hypothese des Bürgermeisters in „berliner stadtzeitung schein Schlag“ Ausgabe 06-2000)
Einheitssiedlung	~1000 Einwohner/ 350 Wohneinheiten bzw. 225 Wohngebäude; ~30 Gewerbebetriebe	Netto-Opportunitätskosten: 27–70 · 10 ⁶ € gemeinsame Umsiedlung

Tabelle 17.3: Zusammenstellung der Kosten einiger Fälle von Umsiedlungen in Deutschland aus der jüngeren Vergangenheit, eigene Darstellung

Wie schon in der Einleitung angedeutet, ist eine Vielzahl von Beispielen für *freiwillige* Umsiedlungen im Zusammenhang mit Überlegungen zum Hochwasserschutz von Siedlungen aus den USA bekannt (vgl. ASFPM 2000, ANJEC 2004, Lerner und Poole 1999, Stonner 1999, Knobloch 2005). Ein Vergleich der Kosten dieser Projekte mit dem hier analysierten Vorhaben ist aufgrund der z.T. starken Unterschiede in Bauweise und Standortbedingungen nicht empfehlenswert. Doch sind in anderer Hinsicht durchaus Parallelen zu diesen Fällen zu finden und Erkenntnisse für diese Untersuchung abzuleiten.

Als ein wichtiges Beispiel sei hier die Umsiedlung von Siedlungsteilen von Soldiers Grove in Wisconsin am Kickapoo River genannt. In David und Mayer (1984) findet sich eine sehr gute Darstellung des Vergleichs der verschiedenen Kosten der Alternativen Hochwasserschutz durch Deiche bzw. Absiedlung der durch Hochwasser gefährdeten Bereiche. Daneben stellen die

Autoren die Umsetzung der Umsiedlung und deren Finanzierung im Rahmen der zum damaligen Zeitpunkt möglichen Unterstützung durch verschiedene offizielle Förderungseinrichtungen¹¹ dar.

In diesem Fall wurden von David und Mayer (1984: 24) als wichtige Argumente für die Absiedlung angeführt, dass „... the initial cost of the levees was three times the total value of the property the levees were to protect, and maintenance costs might bankrupt villages coffers. ... the annual operation and maintenance costs for the levees and pumps would have equaled the village's entire property tax revenue in 1975.“ Darüber hinaus gab es nur einen geringen Unterschied in den Kosten der beiden Alternativen, wobei die Variante Hochwasserschutz durch Deiche etwas teurer war, „ignoring for the moment who would pay those costs“ (David und Mayer 1984: 28). Die Differenz zwischen dem Wert der neu gebauten Äquivalente der abgerissenen Gebäude und deren tatsächlichem Zeitwert wird von David und Mayer (1984: 30–31) deutlich als Unterstützungszahlung für die von Umsiedlung betroffenen Eigentümer dargestellt. Sie ist daher als reine Transferzahlung an die Betroffenen zu betrachten.

David und Mayer (1984: 31) weisen des Weiteren darauf hin, dass einige Einwohner und Geschäftseigentümer die Gelegenheit der Umsiedlung nutzten, um ihre Gebäude zu verbessern bzw. zu vergrößern. Die damit verbundenen *zusätzlichen* Ausgaben sollten nicht zu den Zahlungen im Rahmen des Vorhabens gerechnet werden, was im konkreten Anwendungsfall, wie die Autoren feststellen, nur schwer abzugrenzen ist.

Wie schon oben angedeutet, gibt es einige „non-cost considerations“, die in diesem Beispiel die Wahl zwischen den Alternativen beeinflusst hat. U.a. zählen David und Mayer (1984: 32–33) dazu die Verfügbarkeit von öffentlichen Geldern für dieses Vorhaben, die sekundären Effekte des Vorhabens, wie z.B. ökonomische Entwicklung und die Nutzung modernerer Technologien, die u.a. zu Einsparungen von Energie und Unterhaltungs- bzw. Erneuerungskosten beitragen, die nicht möglich wären, wenn die vorhandenen Anlagen weiter bis zum Ende ihrer technischen Nutzungsdauer genutzt worden wären. David und Mayer (1984) zufolge ist der tatsächliche Wert der Gebäude höher und die realen Kosten, diesen Wert zu erhalten, sind geringer als die Differenz von Heizungs- und Unterhaltungskosten für jedes verbleibende Jahr der theoretischen Nutzungsdauer der alten Gebäude¹².

„In choosing between alternatives, a community also would want to take into account the ease of funding its preferred alternative, and a host of unmeasurable benefits (or costs) of all alternatives.“ In diesem Fall war es einfach, Fördermittel für die Errichtung von Hochwasserschutzanlagen einzuwerben, da dies ein übliches Verfahren darstellte, aber sehr kompliziert, weil zuvor noch nie praktiziert, Unterstützung für die Absiedlung zu erhalten.

¹¹Hilfsfond für von Überschwemmungen betroffene Gemeinden und Personen (ursprünglich nicht für Umsiedlungen angelegt), Army Corps of Engineers, Housing and Urban Development Discretionary Fund etc.

¹²Dieser Wert wurde allerdings in diese Analyse nicht einbezogen, da eine solche Schätzung extrem kompliziert ist und auch die ex ante unsicheren Veränderungen der Energiepreise in der Zukunft berücksichtigen müsste.

Auch diese Autoren gehen, wie schon in den vorangegangenen Abschnitten vermutet, davon aus, dass „small communities may find the decision to relocate easier than larger ones do for several reasons“. Gründe dafür sind danach zum einen die Betroffenheit einer kleineren und homogeneren Gruppe, aber auch die leichtere Verfügbarkeit eines Ersatzstandortes. Doch auch in größeren Städten können in der Nähe der von Überschwemmung bedrohten und möglicherweise ökonomisch benachteiligten Gebiete durchaus potenziell nutzbaren Flächen in Form von ungenutzten bzw. anderweitig verfügbaren Grundstücken vorhanden sein.

David und Mayer (1984: 35) ziehen schließlich ein klares Fazit: „The village was freed from the threat of disastrous floods and, at the same time, was able to improve and modernize its physical environment. . . . Although building the levees would have protect the village from most floods, it would have provided none of those additional opportunities.“

Ein wichtiger Punkt, den diese Untersuchung ebenfalls deutlich macht: im Fall der Errichtung eines Hochwasserschutzdeiches *bleibt stets eine bestimmte Wahrscheinlichkeit der Überschwemmung* (oberhalb des Bemessungshochwassers der Hochwasserschutzanlagen) sowie für des Versagens der HWS-Anlagen, die *außerhalb des Überschwemmungsraumes des betreffenden Flusses nicht vorhanden* – also gleich Null – ist.

17.5 Gegenüberstellung: der Nutzen dieses Vorhabens

Zum Abschluss der Analyse soll im folgenden Abschnitt auch der mögliche *Nutzen* des Vorhabens „Absiedlung zugunsten der Renaturierung eines Feuchtgebietes“ kurz Beachtung finden. Eine eingehende Betrachtung des Wertes von Feuchtgebieten aus ökonomischer Sicht erfolgte bereits im Abschnitt II.8. An dieser Stelle wird der Versuch unternommen, die in verschiedenen Studien ermittelte Wertschätzung dieser Ökosysteme auf die vorliegende Untersuchung anzuwenden und den volkswirtschaftlichen Kosten mögliche volkswirtschaftliche Nutzen des Vorhabens gegenüber zu stellen.

Unter der *Annahme der Vergleichbarkeit* der durch dieses Vorhaben bereitgestellten und der in den Studien von Gren (1995) (in Meyerhoff und Dehnhardt (2002)) sowie Hampicke und Schäfer (1997), speziell aber in der aktuellen Untersuchung von Meyerhoff und Dehnhardt (2002) bewerteten Biotopen (vgl. Abschnitt II.8) wird ein maximaler Wert von real 500 € je ha renaturierter Flussaue und Jahr unterstellt. Für die hier durch Absiedlung mindestens zur Verfügung gestellten 25,2 ha Aue ergibt sich daraus ein Gegenwartswert (bei einem Diskontsatz von 1 %, 3 % bzw. 10 % und einem Betrachtungszeitraum von 100 Jahren) von 806 764 €, 410 746 € bzw. 138 591 €. Diese Werte stellen eine Diskontsatz abhängige *Obergrenze* des Nutzens der Bereitstellung einer Überschwemmungsfläche dar, da die Wertschätzung in obigen Studien stets für voll entwickelte und „funktionstüchtige“ Auenökosysteme erfasst wurde.

In verschiedenen Studien zu konstruierten bzw. renaturierten Feuchtgebieten wird auf die

geringe „Leistung“ dieser Ökosysteme etwa bezüglich der N-Retention zu Beginn ihrer Entwicklung hingewiesen. Erst mit deren zunehmender Reife arbeiten sie als effiziente Senken für Nährstoffe. Nach Craft (1996) (vgl. auch Spieles und Mitsch 2000: 78) benötigen konstruierte Feuchtgebiete ein bis drei Jahre der Reifung, Gren (1995: 166) erwähnt Studien zu Feuchtgebieten in Gotland, wonach erst nach zehn Jahren die volle Kapazität der N-Retention erreicht wird.

In dem hier betrachteten Vorhaben wird eine Überschwemmungsfläche neu eingerichtet und aufgrund der vorherigen Besiedlung muss von einer völligen Neuentwicklung eines Feuchtökosystems an diesem Standort ausgegangen werden. Maßnahmen zur Renaturierung der Fläche, abgesehen von einer Entfernung der Siedlungsstrukturen (Gebäude, Straßen, etc.), sind jedoch im Gegensatz zu den meisten Studien zu konstruierten Feuchtgebieten nicht vorgesehen, so dass unter Umständen ein sehr viel längerer Zeitraum der Sukzession und Ausbildung einer hochwertigen Auenlandschaft erwartet werden muss. Mitsch et al. (2005: 525) konnten jedoch auch für ein der freien Sukzession überlassenes Feuchtgebiet eine relativ schnelle Entwicklung der biotischen und abiotischen Bedingungen beobachten, u.a. zeigte sich bereits zwei bis drei Jahre nach der Konstruktion eine wasserbeeinflusste Bodenentwicklung auf den untersuchten Flächen.

Die z.T. sehr unterschiedlichen Ergebnissen der erwähnten und vieler weiterer Untersuchungen zur Funktionsfähigkeit von Feuchtgebieten (vgl. auch Abschnitt 7) lassen nur folgende Verallgemeinerung zu: die Entwicklung und Retentionsleistung eines Feuchtgebietes ist sehr stark von den jeweiligen Standortbedingungen abhängig. Bezüglich der Bedeutung für den Hochwasserschutz gilt hingegen, dass sich ab dem Zeitpunkt der Absiedlung das lokale Schadenspotenzial erheblich verringert hat, und die Erweiterung des Überschwemmungsraumes des Flusses sich mehr oder weniger günstig auf lokale Hochwasserentstehung und -ablauf auswirken wird (vgl. Abschnitt 6). Wichtige Komponenten der individuellen Wertschätzung von Flussauen, wie Vegetation und Tierwelt und damit verbundener Erholungswert, werden sich jedoch erst mit einiger Verzögerung einstellen. Daher muss in der Realität mit einem zunächst geringen und erst mit der Zeit mehr oder weniger schnell zunehmenden Wert der mit diesem Vorhaben bereitgestellten Überschwemmungsflächen gerechnet werden. Dieser Wert kann unter Umständen erst nach einhundert Jahren oder mehr seine volle Höhe, z.B. die genannten 500 € je Hektar und Jahr, erreichen.

Wird jedoch nicht nur die zuvor besiedelte Fläche in ein Überschwemmungsgebiet umgewandelt sondern vielmehr ein größerer Raum im ehemaligen Einflussbereich des Flusses mit idealerweise noch vorhandenen Auwaldresten für ein natürliches hydrologisches Regime wieder zugänglich gemacht, so kann unter Umständen der oben angenommene durchschnittliche Nutzenstrom von 500 € je Hektar sehr viel schneller erreicht werden.

Die Variable Projekt-Nutzen wird demnach sehr stark durch die Größe der durch das Vorhaben bereitgestellten Auen-Fläche und deren ökologisches Potenzial beeinflusst, die Variable

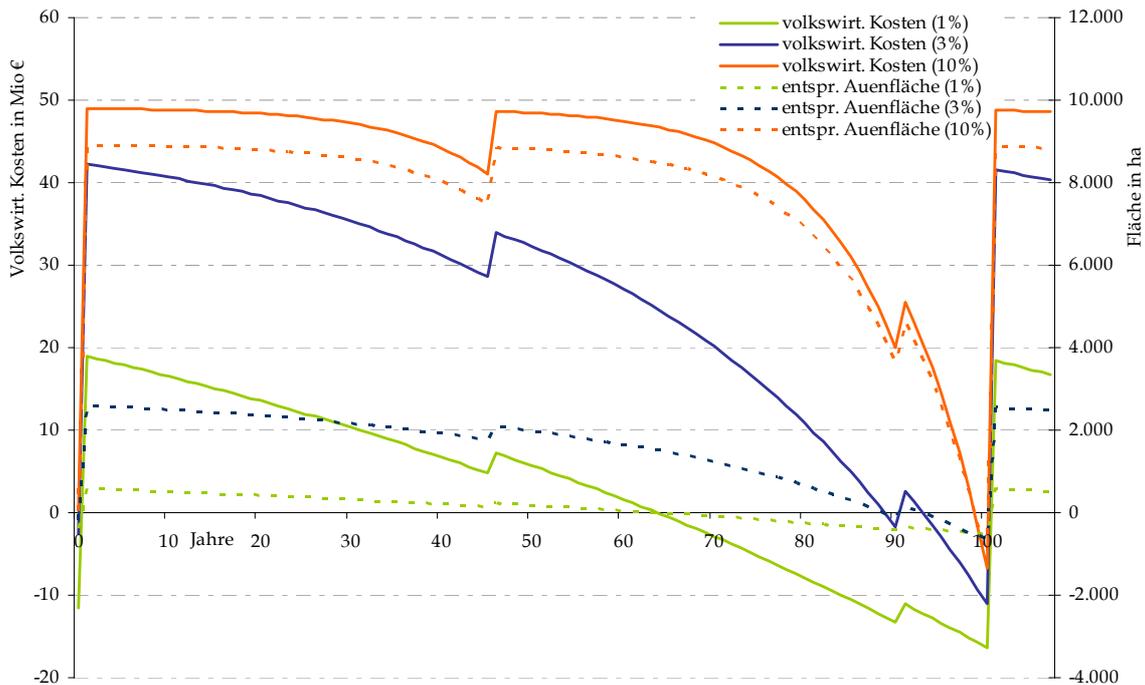


Abbildung 17.6: Die Projekt-Opportunitätskosten in Abhängigkeit vom Alter der betroffenen Siedlung sowie dem jeweiligen Diskontsatz und die äquivalente Auen-Fläche, eigene Darstellung

Projekt-Kosten v.a. durch die Größe der zu verdrängenden Siedlung. Bei einer Siedlung der hier angenommenen Größe müssten durch das Projekt je nach Diskontsatz und Alter von Gebäuden und Infrastruktur der Siedlung ein bestimmter Umfang an Auen-Flächen bereitgestellt werden, um ein ausgeglichenes Kosten-Nutzen-Verhältnis zu erreichen.

Unter der starken Annahme eines sofortigen Einsetzens eines Nutzenstroms aus den bereitgestellten Flächen auf dem oben genannten hohen Niveau zeigt Abbildung 17.6 die Auen-Fläche, deren Gegenwartswert gerade den jeweiligen Opportunitätskosten im Zeitpunkt der Durchführung des Projektes entspricht. In Abhängigkeit von den jeweiligen Standortbedingungen müsste unter Umständen, um ein ausgeglichenes Kosten-Nutzen-Verhältnis zu erreichen, *sehr viel mehr Fläche* bereitgestellt bzw. die zusätzlichen *Kosten einer Renaturierung* getragen¹³ werden, die die schnelle Entwicklung eines hochwertigen Ökosystems als Folge des hier untersuchten Vorhabens sicherstellen könnte.

Abbildung 17.6 macht unabhängig davon, ob der Fall

- 1) Nutzenstrom auf hohem Niveau, wie in der Abbildung angenommen,
- 2a) Nutzenstrom auf geringerem Niveau mit entsprechend höherem Flächenbedarf bzw.

¹³...und zusätzliche Fläche mit einem Wert in Höhe dieser Kosten bereitgestellt...

2b) Nutzenstrom auf geringerem Niveau mit zusätzlichen Kosten einer Renaturierung

eintritt, deutlich, dass der zur Anwendung kommende Zins- bzw. Diskontsatz einen sehr starken Einfluss auf den Mindestumfang der erforderlichen Feuchtgebietsfläche hat. Im Fall eines von Beginn an hohen Nutzenstroms von dieser Fläche wären je nach Zinssatz *maximal* 500 Hektar (bei 1 %) bzw. 10 000 Hektar (bei 10 %) Überschwemmungsraum bereitzustellen, um Nutzen in Höhe der Projektkosten zu generieren. Bei einem mittleren Zinssatz von 3 % wären *maximal* 2 200 Hektar erforderlich, was im Bereich der Größenordnung verschiedener in der jüngeren Vergangenheit geplanter Deichrückverlegungen z.B. an der Elbe liegt (vgl. u.a. Haferkorn 2001: 12–16)¹⁴.

¹⁴Diese Studie zur Rückgewinnung von Retentionsflächen und Altauenreaktivierung an der Mittleren Elbe umfasste z.B. insgesamt 3 279 Hektar potenzieller Überschwemmungsfläche.

18 Schlussbemerkungen

Die vorliegende Arbeit betont die Bedeutung der multifunktionalen Feuchtökosysteme insbesondere bei der Behandlung von Umweltproblemen wie Hochwasser und Eutrophierung als Alternative zu den bisherigen Handlungsoptionen Deichbau bzw. -erhöhung sowie als wichtiges Instrument, um weitere notwendige Verbesserungen der Gewässergüte zu erreichen. Dies geschieht vor dem Hintergrund, dass in der Vergangenheit ein Großteil der Feuchtgebietsflächen in Deutschland in andere Nutzungsformen überführt wurde und trotz drängender Umweltprobleme bisher nur zögerlich Renaturierungen dieser Ökosysteme an ihren ursprünglichen Standorten umgesetzt werden. Erst die Kenntnis und Berücksichtigung der *Gesamtheit* der sehr verschiedenen Aspekte von Feuchtgebieten und deren besonderer Eigenschaften kann diesen Widerspruch erklären, indem das Konfliktpotenzial bei der Anwendung dieses Instruments aufgedeckt wird.

Das übergeordnete Thema dieser Arbeit sind Landnutzungen und Landnutzungsveränderungen („land use and land use change“). Die Literatur zur Landnutzung, zu Modellen, die Landnutzungsveränderungen erklären bzw. optimale Landnutzungskonfigurationen berechnen sollen, ist sehr vielfältig und umfangreich (vgl. z.B. Verburg et al. 2004, Lambin et al. 2001), was v.a. durch die Komplexität des Themas „Veränderungen in der Bodenbedeckung bzw. Landnutzung“ zu begründen ist. Diese Veränderungen, deren Ausmaße und Geschwindigkeit, beruhen auf strukturell und funktional komplexen, simultanen Prozessen in Raum und Zeit (vgl. Lambin und Geist 2001). Zumeist wird in diesem Rahmen die *Intensivierung* der Landnutzung, d.h. die Umwandlung von ungenutzten bzw. naturnah genutzten Flächen (z.B. Wald) in mehr oder weniger intensiv genutzte Flächen (z.B. Ackerbau bzw. Besiedlung), thematisiert. Auch die vorliegende Arbeit sucht nach *ökonomischen Gründen* für die *Intensivierung* der Landnutzung in Flussgebieten zu Lasten von naturnahen Überschwemmungsflächen. Darüber hinaus wird jedoch eine Umkehrung der beobachteten Landnutzungsveränderungen in Flussgebieten beschrieben. Die *Extensivierung* der Flächennutzung bezogen auf die eingesetzten finanziellen Mittel und die produzierten privaten Güter muss unter bestimmten Voraussetzungen als mögliche Entwicklungsrichtung der Landnutzung in Betracht gezogen werden, wie die vorliegende Arbeit zeigt.

Die im Fokus dieser Arbeit stehenden und in Teil I. beschriebenen Auen bzw. Überschwemmungsflächen sind u.a. für die in Teil II. erläuterten aktuellen Umweltprobleme von besonderer Bedeutung. Sie können als Rückhalteräume Hochwasser aufnehmen und die Gefahr

durch hohe Wasserständen flussabwärts mindern. Sie sind daneben sehr produktive Ökosysteme, wodurch Nährstoffe gebunden und dauerhaft festgelegt werden, die heute vor allem aus diffusen Quellen, insbesondere aus der Landwirtschaft, stammen und denen mit herkömmlichen Methoden, wie Kläranlagen, nicht zu begegnen ist. Diese Dienstleistungen stellen öffentliche Güter dar. Von ihrem Konsum kann niemand ausgeschlossen werden und es existiert zumindest in einem gewissen Bereich keine Rivalität im Konsum zwischen den verschiedenen Nutznießern. Aufgrund dieser Eigenschaften gibt es jedoch meist keine Märkte für diese Dienstleistungen, ihre Bereitstellung wird nicht angemessen honoriert. Daher besteht der Anreiz, die Flächennutzung unter Zerstörung des Feuchtgebietes zu verändern, um private Güter zu produzieren, für die Märkte existieren. Eine Gegenüberstellung der durch Feuchtgebiete bereitgestellten Dienstleistungen bzw. Güter mit dem Output alternativer Flächennutzungen in Tabelle 8.1 zeigt, dass Feuchtgebiete nur in ihrem natürlichen Zustand bzw. bei geringer Nutzungsintensität gesamtgesellschaftlich erwünschte öffentliche Güter produzieren. Ein Handel dieser Güter bzw. Dienstleistungen auf Märkten wird jedoch durch die Eigenschaft der Nichtausschließbarkeit von der Nutzung behindert. Flächeneigentümer können ihren individuellen Nutzen erhöhen, wenn sie die Flächennutzung intensivieren, etwa intensiven Ackerbau betreiben bzw. die Flächen als Bauland nutzen, wobei die „Produktion“ der relevanten Dienstleistungen von Feuchtgebieten nicht aufrecht erhalten werden kann. Dieser Zusammenhang muss als *erste Ursache* für die Verluste von Feuchtgebieten und deren Dienstleistungen gesehen werden.

Eng mit diesem Sachverhalt verbunden ist die *zweite Ursache* für die noch immer geringe Fläche von Feuchtgebieten bzw. Überschwemmungsräumen in Deutschland, die in Teil III. thematisiert wird. Flächen in Flussgebieten sind für verschiedene Nutzungsformen sehr attraktiv. Die fruchtbaren Aueböden ermöglichen intensiven Ackerbau, die ebenen Flächen bieten sich als Bauland an. Mit dem Risiko von Überschwemmungen, die unter Umständen große Schäden aufgrund der intensiven Flächennutzung verursachen können, mit den Auswirkungen der Flächennutzungsentscheidung von Oberliegern auf das Überschwemmungsrisiko sowie mit den Auswirkungen eines verminderten Angebots an Dienstleistungen der verdrängten Feuchtgebiete, müssen diese beiden Nutzungsformen jedoch umgehen. Der Bodenmarkt sollte die Erträge der verschiedenen Nutzungsmöglichkeiten, aber auch die Gefährdungssituation bzw. die Kosten des Hochwasserschutzes sowie weiterer Kosten des Ersatzes der Dienstleistungen von Feuchtgebieten widerspiegeln.

In Deutschland ist der Bodenmarkt allerdings sehr starken Regulierungen unterworfen, da dieser Markt verschiedene Unvollkommenheiten ausweist. Doch wird bei näherer Betrachtung deutlich, dass gerade in dem rechtlichen Rahmen von Flächennutzungsentscheidungen bzw. dessen Einfluss auf die Kosten von Überschwemmungsflächen und somit auf die Entscheidungen der betroffenen Flächeneigentümer sowie der zuständigen Kommunen eine wesentliche Ursache für den Verlust von Feuchtgebieten gesehen werden kann. In diesem Gefüge kann die aktuelle Situation in Flussgebieten und der extrem geringe Umfang an Überschwemmungsflächen (vgl. Tabelle 11.3) als lokales Ergebnis fehlgehender ökonomischer Anreize verschiede-

ner Gesetze und föderaler Strukturen dargestellt werden: die Kosten des Hochwasserschutzes fallen an Gewässern erster Ordnung, wie etwa der Elbe, auf einer anderen föderalen Ebene an, als der Ebene der Flächennutzungsentscheidungen, auf der aber in der Vergangenheit verschiedene Subventionen für Wohneigentümer und Pendler gewährt wurden (Landesebene versus kommunale Ebene).

Die vorliegende Arbeit verdeutlicht, worauf auch Lambin et al. (2001) hinweisen. Besiedlung stellt einen sehr wichtigen Einfluss auf die Art bzw. Intensität der Flächennutzung dar, trotzdem Besiedlung einen vergleichsweise geringen Anteil an der gesamten Flächennutzung in Deutschland (vgl. Tabelle 11.1) und weltweit ausmacht. Die Einflussosphäre von urbanen Bereichen ist nach Folke (1997, in Lambin et al. 2001: 265) bis zu eintausend mal größer als die urbane Fläche selbst. In entwickelten Ländern ist eine Zersiedelung der Landschaft im Bereich der Städte und stadtnahen Siedlungen zu beobachten, die wichtige Ökosystemprozesse bedroht. Eine adequate Erklärung für Landnutzungsveränderungen bieten nach Lambin et al. (2001: 266) am ehesten die individuellen und gesellschaftlichen Reaktionen auf sich verändernde ökonomische Bedingungen, vermittelt durch institutionelle Faktoren. Möglichkeiten und Beschränkungen für neue Landnutzungsarten werden durch Märkte und Politikmaßnahmen geschaffen, deren Einfluss durch verschiedene allgemeine Faktoren (biophysikalische Ereignisse, Mensch-Umwelt-Beziehungen, etc.) noch verstärkt wird.

Soll die bisherige Entwicklung aufgehalten und in eine andere Richtung gelenkt werden, muss angesichts der beschriebenen Umweltprobleme sowie der gegenüber anderen Gebieten überproportionalen Besiedlung von Flussauen auch an Absiedlungen, d.h. an ein *Extensivierung* der bisherigen Flächennutzung, gedacht werden. Zum einen werden durch den Schutz von Siedlungen Flussauen großräumig vom natürlichen hydrologischen Regime abgeschnitten, zum anderen können vor allem dann Schäden entstehen, wenn sich Werte in Flussauen konzentrieren, wie das in Siedlungen und Gewerbegebieten der Fall ist. Beispiele für tatsächlich durchgeführte Projekte zur Umsiedlung von Bewohnern von Flussgebieten sind vor allem aus den USA bekannt (vgl. Abschnitt 14 und Kuhlicke und Drückler (2005)). In Deutschland wurden Umsiedlungen vor allem in Zusammenhang mit dem Braunkohletagebau etwa in der Lausitz durchgeführt. Eine Übertragung des einzigen deutschen Beispielfalls für eine Umsiedlung aus einem Überschwemmungsgebiet – Röderau-Süd bei Riesa in Sachsen – auf weitere Siedlungen bzw. Siedlungsteile wird jedoch meist für unmöglich gehalten. Der Direktor des staatlichen Umweltfachamtes Radebeul, Herr Meier, der für die Entscheidung über die Absiedlung von Röderau-Süd mit verantwortlich war, schloss beispielsweise weitere Fälle von Umsiedlungen aus Flussgebieten aus (06.01.04, vgl. auch Kuhlicke und Drückler (2005)).

Meist wird argumentiert, eine Umkehrung der bisherigen Entwicklung der Besiedlung von Flussgebieten wäre nicht umsetzbar, da eine solche Maßnahme extrem hohe Kosten verursachen würde. Dem können die Ergebnisse der Untersuchung des Teils IV. entgegengestellt werden. Es zeigt sich, dass die Rückgewinnung von Feuchtgebieten durch Abbruch einer Siedlung nicht als extremes Beispiel mit prohibitiv hohen Kosten zu sehen ist. Die tatsächlichen

volkswirtschaftlichen Kosten dieses Vorhabens, die anhand eines konstruierten Beispiels sowie tatsächlicher Umsiedlungen ermittelt wurden, können unter Umständen relativ gering sein (vgl. Tabelle 17.1). Die Berechnungen zeigen, dass es allein unter Berücksichtigung der zum Schutz der Siedlung notwendigen Erhaltungs- und Erneuerungskosten von Hochwasserschutzanlagen von einem bestimmten Zeitpunkt an empfehlenswert sein kann, eine Siedlung im überschwemmungsgefährdeten Bereich nicht weiter aufrecht zu erhalten. Darüber hinaus müssen bei einer Kosten-Nutzen-Analyse der Nutzen der gewonnenen Überschwemmungsfläche sowie die vermiedenen Schäden durch künftige Hochwasser berücksichtigt werden. Daher scheint es möglich, dass Ergebnisse von Kosten-Nutzen-Analysen den Rückbau verschiedener Siedlungen bzw. von Teilen von Siedlungen in deutschen Flussgebieten empfehlen könnten. Die durchgeführte Analyse der Kosten eines solchen Vorhabens ist so konzipiert, dass sie als Vorlage für derartige Untersuchungen dienen kann.

Abschließend ist die Irreversibilität von Veränderungen der Bodenbedeckung zu thematisieren. Zum einen ist die Zerstörung von Feuchtgebieten nur bedingt reversibel – eine Renaturierung und volle Wiederherstellung aller Funktionen eines zerstörten bzw. gestörten Feuchtgebietes benötigt unter Umständen viel Zeit. Zum anderen ist die Rücknahme der Besiedlung (Gebäude, Straßen etc.) unter bestimmten Umständen zu geringen bzw. vernachlässigbaren volkswirtschaftlichen Kosten möglich. Die Schlussfolgerung aus der vorliegenden Arbeit kann keinesfalls sein, Feuchtgebiete zunächst zu zerstören, da eine „Entsiedlung“ gegebenenfalls nicht sehr teuer ist: die Dienstleistungen des zerstörten Feuchtgebietes sind nur bedingt bzw. nur langfristig wieder herstellbar. Darüber hinaus ist zu erwarten, dass die Opportunitätskosten der Vermeidung einer Besiedlung von Überschwemmungsflächen meist geringer als die Opportunitätskosten der Wiederherstellung der degradierten Feuchtökosysteme ausfallen. Diese Arbeit zeigt vielmehr neue Perspektiven auf aktuelle Umweltprobleme auf und betont die Bedeutung von Überschwemmungsflächen sowie die Notwendigkeit von Erhalt und Wiederherstellung von Feuchtökosystemen.

Literaturverzeichnis

- AGTHE, D. E., BILLINGS, B. UND S. INCE (2000): 'Integrating market solutions into government flood control policies', *Water Resources Management*, **14**: 247–256.
- AHLERT, G., KLANN, U., LUTZ, C., MEYER, B. UND M. I. WOLTER (2004): 'Abschätzung der Auswirkungen alternativer Bündel ökonomischer Anreizinstrumente zur Reduzierung der Flächeninanspruchnahme – Ziele, Maßnahmen, Wirkungen/Endbericht'. Gutachten im Auftrag des Büros für Technikfolgenabschätzung beim Deutschen Bundestag. Gesellschaft für Wirtschaftliche Strukturforchung mbH (GWS) Osnabrück.
- AHMAD, S. (1998): *The Flow and Ebb in Mixer's Treatment of Rae*. (Working Paper Series by Department of Economics). McMaster University, Hamilton (Ontario).
- ALBERS, G. (1992): *Stadtplanung – Eine praxisorientierte Einführung*. (Die Geographie). 2. Auflage. Wissenschaftliche Buchgesellschaft, Darmstadt.
- ALONSO, W. (1960): 'A Theory of the Urban Land Market', *Papers and Proceedings of the Regional Science Association*, **6**: 149–157.
- ALSTRÖM, T., HOLMSTRÖM, K., KROOK, J., REUTERSKIÖLD, D., TORLE, C., TRANVIK, L. UND B. WEDDING (2000): 'Wetlands in Agricultural Areas – Complementary measures to reduce nutrient transport to inland and coastal waters'. Final report to EU Life Project LIFE96ENV/S/346. Ekologgruppen i Landskrona AB Landskrona.
- AMON, B., AMON, T. UND J. BOXBERGER (1999): ' N_2O aus Land- und Forstwirtschaft', *N_2O und das Kyoto-Protokoll, ACCC-Workshop am 13. Januar 1999, Wien*.
- ANJEC (2004): 'Open Space Is a Good Investment: The Financial Argument for Open Space Protection'. Resource paper. Association of New Jersey Environmental Commissions Mendham, NJ.
- APEL, D., BÖHME, C., MEYER, U. UND L. PREISLER-HOLL (2000): *Szenarien und Potentiale einer nachhaltig flächensparenden und landschaftsschonenden Siedlungsentwicklung*. Herausgegeben von Umweltbundesamt (UFOPLAN, Band 297 11 141). Erich Schmidt, Berlin.

- ARL (Hrsg.) (2000): *Braunkohlenplanung und Umsiedlungsproblematik in der Raumordnungsplanung Brandenburgs, Nordrhein-Westfalens, Sachsens und Sachsen-Anhalts : Ergebnisse des Gesprächskreises Braunkohlenplanung*. (Arbeitsmaterial ARL). Akademie für Raumordnung und Landesplanung (ARL), Hannover.
- ARLT, G., HEBER, B. UND I. LEHMANN (1999a): 'Strukturelle Determinanten der Bodenversiegelung', *IÖR Info*, **13**: 2–3.
- ARLT, G., HENNERSDORF, J. UND M. SCHWARZ (1999b): 'Strukturelle Determinanten städtischer Bodenpreise', *IÖR Info*, **11**: 1–2.
- ARLT, G., HENNERSDORF, J. UND M. SCHWARZ (2000): 'Funktionsweise des Bodenmarktes und strukturelle Einflüsse des Bodenpreises im Kontext der Siedlungsentwicklung'. IÖR-Texte 124. Institut für ökologische Raumentwicklung e.V. Dresden.
- ASFPM (Hrsg.) (2000): *Mitigation Success Stories in the United States*. Association of State Floodplain Managers (ASFPM), Madison (WI).
- ATV-DVWK (Hrsg.) (2003): *Diffuse Stoffeinträge in Gewässer*. (ATV-DVWK-Information). Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft, Abwasser und Abfall e.V., Hennef.
- BALDOCK, D., DWYER, J. UND J. M. S. VINAS (2002): *Environmental Integration and the CAP – A Report to the European Commission, DG Agriculture*. Institute for European Environmental Policy (IEEP), London, Brüssel.
- BARBER, W. J. (1970): *A history of economic thought*. Penguin Books Ltd, Harmondsworth, Baltimore, Ringwood.
- BARBIER, E. B., ACREMAN, M. C. UND D. KNOWLER (1997): *Economic valuation of wetlands: a guide for policy makers and planners*. Ramsar Convention Bureau, Gland.
- BATOR, F. M. (1958): 'The anatomy of market failure', *Quarterly Journal of Economics*, **72** (3): 351–379.
- BAUMOL, W. J. UND W. E. OATES (1988): *The theory of environmental policy*. 2. Auflage. Cambridge University Press, Cambridge, New York.
- BBR (Hrsg.) (2000): *Raumordnungsbericht 2000*. (Berichte, Band 7). Bundesamt für Bauwesen und Raumordnung (BBR), Bonn.
- BBR (Hrsg.) (2003): *Bauland- und Immobilienmärkte*. (Berichte, Band 16). Bundesamt für Bauwesen und Raumordnung (BBR), Bonn.
- BBR (Hrsg.) (2005): *Fläche im Kreis – Kreislaufwirtschaft in der Flächennutzung*. (ExWoSt-Informationen, Band 25/2). Bundesamt für Bauwesen und Raumordnung, Bonn.

- BBR (Hrsg.) (2005): *Raumordnungsbericht 2005*. (Berichte, Band 21). Bundesamt für Bauwesen und Raumordnung (BBR), Bonn.
- BECKMANN, P., FÜRST, D. UND F. SCHOLLES (2001): 'Das System der räumlichen Planung in Deutschland'. Erschienen in Fürst, D. und F. Scholles (Hrsg.): *Handbuch Theorien + Methoden der Raum- und Umweltplanung*. (Handbücher zum Umweltschutz, Band 4). Dortmunder Vertrieb für Bau- und Planungsliteratur, Dortmund. Kapitel 2.3, Seiten 36–53.
- BERKNER, A. (2001): *Die Braunkohlenplanung in Westsachsen zwischen raumordnungsplanerischer Pflichtaufgabe, Konfliktbewältigung und Regionalmanagement*. (Hochschulschrift). Universität Leipzig, Leipzig.
- BfN (2002): 'Daten zur Natur 2002'. Technical report. Bundesamt für Naturschutz (BfN) Bonn.
- BfN (Hrsg.) (2004): *Karte der natürlichen Vegetation Europas, Maßstab 1 : 2 500 000 (Interaktive CD-ROM)*. Bundesamt für Naturschutz (BfN), Bonn.
- BLACK, R., UNSWORTH, R. UND M. OTT (1997): 'Considerations in the Pricing of Flowage Easements: A Case Study of Non-structural Flood Control in the Big Sunflower River Basin'. Technical report. U.S. Fish and Wildlife Service, Division of Economics Cambridge, MA.
- BLUME, L., RUBINFELD, D. L. UND P. SHAPIRO (1984): 'The Taking of Land: When Should Compensation be Paid?', *The Quarterly Journal of Economics*, **99**(1): 71–92.
- BMU (1999): *The Ramsar Convention on Wetlands – National Report of Germany for COP7*. Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit, Bonn.
- BMV (Hrsg.) (1988): *Richtlinien für die Berechnung der Ablösungsbeträge der Erhaltungskosten für Brücken, Straßen, Wege und andere Ingenieurbauwerke – Ablösungsrichtlinien 1980, Ablösungsrichtlinien StraW 85*. (Verkehrsblatt, Band B 6306/Vers. 09/93). Verkehrsblatt-Verlag, Dortmund.
- BMVBW (Hrsg.) (2003): *Planen und Bauen von Gebäuden in hochwassergefährdeten Gebieten – Hochwasserschutzfibel*. 4. Auflage. Bundesministerium für Verkehr, Bau- und Wohnungswesen, Berlin.
- BMVEL (Hrsg.) (2003): *Erährungs- und agrarpolitischer Bericht der Bundesregierung*. Bundesministerium für Verbraucherschutz, Ernährung und Landwirtschaft, Berlin.
- BOARDMAN, A. E., GREENBERG, D. H., VINING, A. R. UND D. L. WEIMER (2001): *Cost-Benefit Analysis – Concepts and Practice*. 2. Auflage. Prentice Hall, Upper Saddle River.

- BÖHM, H. R. UND R. RODRIGUEZ (Hrsg.) (2001): *Transnationale Konzeption zur raumordnerischen Hochwasservorsorge im Einzugsgebiet der Oder (INTERREG II C-Projekt) – Endbericht*. Infrastruktur & Umwelt (Professor Böhm und Partner), Ruiz Rodriguez + Zeisler (Ingenieurgesellschaft für Wasserbau und Wasserwirtschaft), Institut WAR – Umwelt- und Raumplanung (TU Darmstadt), Darmstadt, Potsdam, Wiesbaden.
- VON BÖHM-BAWERK, E. (1961): *Kapital und Kapitalzins – Geschichte und Kritik der Kapitalzins-Theorien*, Band 1. 4. Auflage. Verlag Anton Hain K.G., Meisenheim/Glan.
- VON BÖHM-BAWERK, E. (1961a): *Kapital und Kapitalzins – Positive Theorie des Kapitals (Buch I–IV)*, Band 2/1. 4. Auflage. Verlag Anton Hain K.G., Meisenheim/Glan.
- VON BÖHM-BAWERK, E. (1961b): *Kapital und Kapitalzins – Positive Theorie des Kapitals (Exkurse)*, Band 2/2. 4. Auflage. Verlag Anton Hain K.G., Meisenheim/Glan.
- BONUS, H. (1980): 'Öffentliche Güter und der Öffentlichkeitsgrad von Gütern', *Zeitschrift für die gesamte Staatswissenschaft (ZgS)*, **136**: 50–81.
- BRANDER, L. M., FLORAX, R. J. G. M. UND J. E. VERMAAT (2003): *The Empirics of Wetland Valuation: A Comprehensive Summary and Meta-analysis of the Literature*. (DINAS-COAST Working Paper No. 8). IVM, Vrije Universiteit, Amsterdam.
- BRANDES, W. UND M. ODENING (1992): *Investition, Finanzierung und Wachstum in der Landwirtschaft*. Ulmer, Stuttgart.
- BREUER, R. (1999): 'Wasserrechtliche Instrumente des Hochwasserschutzes – Befund und Reformbestrebungen'. Erschienen in R. Breuer (Hrsg.): *Hochwasserschutz im geltenden und künftigen Recht*. (Das Recht der Wasser- und Entsorgungswirtschaft, Band 25). Carl Heymanns Verlag KG, Köln et al. Seiten 31–65.
- BROMLEY, D. W. (1997): 'Property regimes in environmental economics'. Erschienen in Folmer, H. und T. Tietenberg (Hrsg.): *The International Yearbook of Environmental and Resource Economics 1997/1998 – A Survey of Current Issues*. Edward Elgar, Cheltenham, UK. Seiten 1–27.
- BRONSTERT, A., FRITSCH, U. UND D. KATZENMAIER (2001): 'Quantifizierung des Einflusses der Landnutzung und -bedeckung auf den Hochwasserabfluss in Flussgebieten'. Projektbericht Förderkennzeichen 297 24 508. Umweltbundesamt Berlin.
- BROWNING, E. K. UND L. LIU (1998): 'The Optimal Supply of Public Goods and the Distortionary Cost of Taxation: Comment', *National Tax Journal*, **51**(1): 103–116.
- BUCHANAN, J. M. UND W. C. STUBBLEBINE (1962): 'Externality', *Economica, New Series*, **29**(116): 371–384.

- BÜCHELE, B., EVDAKOV, O., KIENE, S., OTTE-WITTE, K., RITZERT, F., SAUCKE, U. UND F. NESTMANN (2002): 'Geometrie und Morphologie der Elbe (Ist-Zustandserfassung von Einzelparametern in Längs- und Querprofil)'. Erschienen in Nestmann, F. und B. Büchele (Hrsg.): *Morphodynamik der Elbe – Schlussbericht des BMBF-Verbundprojektes mit Einzelbeiträgen der Partner und Anlagen-CD*. Institut für Wasserwirtschaft und Kulturtechnik, Universität Karlsruhe (TH), Karlsruhe. Kapitel II-3, Seiten 66–89.
- BUND (Hrsg.) (2004): *Zukunftsfähige Raumnutzung. Boden gut machen!* (positionen, Band 40). Bund für Umwelt und Naturschutz Deutschland e.V. (BUND), Berlin.
- BUREK, P. UND F. NESTMANN (2002): 'Auswirkung von Deichrückverlegungen auf die langfristige Grundwasserproblematik in Auen (Untersuchungsgebiet „Sandau/Elbe“)''. Erschienen in Nestmann, F. und B. Büchele (Hrsg.): *Morphodynamik der Elbe – Schlussbericht des BMBF-Verbundprojektes mit Einzelbeiträgen der Partner und Anlagen-CD*. Institut für Wasserwirtschaft und Kulturtechnik, Universität Karlsruhe (TH), Karlsruhe. Kapitel IV-4, Seiten 389–414.
- BURNES, H. S. (1976): 'A Note on Consistent Naive Intertemporal Decision Making and an Application to the Case of Uncertain Lifetime', *The Review of Economic Studies*, **43**(3): 547–549.
- BYSTRÖM, O. (1999): 'Wetlands as a Nitrogen sink – Estimation of costs in the Laholm Bay', *Topics in Environmental Economics*, Seiten 109–120.
- CAPOZZA, D. R. UND R. W. HELSLEY (1989): 'The Fundamentals of Land Prices and Urban Growth', *Journal of Urban Economics*, **26**: 295–306.
- CHANGNON, S. A. (2003): 'Shifting Economic Impacts from Weather Extremes in the United States: A Result of Societal Changes, Not Global Warming', *Natural Hazards*, **29**: 273–290.
- VON CIRIACY-WANTRUP, S. (1955): 'Benefit-Cost Analysis and Public Resource Development', *Journal of Farm Economics*, **37**: 676–689.
- COLLINS, T. (2004): 'Two Billion People Vulnerable to Floods by 2050 – Number Expected to Double or More in Two Generations Due to Climate Change, Deforestation, Rising Seas, Population Growth', *News Release of United Nations University*.
- CORNES, R. UND T. SANDLER (1996): *The Theory of Externalities, Public Goods and Club Goods*. 2. Auflage. Cambridge University Press, Cambridge, New York, Melbourne.
- LE COTTY, T. UND T. VOITURIEZ (2003): 'Multifunctionality and non-agricultural supply of public goods', *25th International Conference of Agricultural Economics, Durban, South Africa*, Seiten 1–9.

- CRAFT, C. B. (1996): 'Dynamics of nitrogen and phosphorus retention during wetland ecosystem succession', *Wetlands Ecology and Management*, **4**(3): 177–187.
- CRAFT, C. B. UND W. P. CASEY (2000): 'Sediment and Nutrient Accumulation in Floodplain and Depression Freshwater Wetlands of Georgia, USA', *Wetlands*, **20**(2): 323–332.
- DÄHNERT, D. (1999): *Bewältigung technischer und sozialer Probleme bei der Konzeption von Umsiedlungen*. (Hochschulschrift). Universität Cottbus, Cottbus.
- DAVID, E. UND J. MAYER (1984): 'Comparing Costs of Alternative Flood Hazard Mitigation Plans', *Journal of the American Planning Association*, **50**(1): 22–35.
- DEHNHARDT, A. (2002): 'Der ökonomische Wert der Elbauen als Nährstoffsенke: Die indirekte Bewertung ökologischer Leistungen'. Erschienen in Dehnhardt, A. und J. Meyerhoff (Hrsg.): *Nachhaltige Entwicklung der Stromlandschaft Elbe – Nutzen und Kosten der Wiedergewinnung und Renaturierung von Überschwemmungsflächen (Studien aus dem Forschungsverbund Elbe-Ökologie des Bundesministeriums für Bildung und Forschung (BMBF))(Agrarökonomische Monographien und Sammelwerke)*. Wissenschaftsverlag Vauk KG, Kiel. Seiten 185–218.
- DEHNHARDT, A. UND U. PETSCHOW (2001): *BMBF-Projekt „Rückgewinnung von Retentionsflächen und Altauenreaktivierung an der Mittleren Elbe in Sachsen-Anhalt“ – Endbericht Teilprojekt 3: Sozioökonomie*. Institut für ökologische Wirtschaftsforschung (IÖW) gGmbH, Berlin.
- DEHNHARDT, A., PETSCHOW, U., KORBUN, T., HIRSCHFELD, J. UND D. SCHWANENBERG (2002): 'Für eine Wende in der Flusspolitik: „Nachhaltige Elbe 2020“ jetzt auf den Weg bringen'. Stellungnahme zur nationalen flusskonferenz. Institut für ökologische Wirtschaftsforschung (IÖW) Berlin, Delft.
- DER GUTACHTERAUSSCHUSS FÜR GRUNDSTÜCKSWERTE FÜR DEN BEREICH DES KATASTERAMTES STENDAL (Hrsg.) (2002): *Grundstücksmarktbericht 2002 für den Bereich des Katasteramtes Stendal*. Landesamt für Landesvermessung und Geoinformation Sachsen-Anhalt, Stendal.
- DEUTSCHE FORSCHUNGSGEMEINSCHAFT (Hrsg.) (2003): *Wasserforschung im Spannungsfeld zwischen Gegenwartsbewältigung und Zukunftssicherung – Denkschrift*. WILEY-VCH, Weinheim.
- DIEPENBROCK, W., FISCHBECK, G., HEYLAND, K.-U. UND N. KNAUER (1999): *Spezieller Pflanzenbau*. (UTB, Band 111). Ulmer, Stuttgart.
- DIXIT, A. K. UND R. S. PINDYCK (1994): *Investment under Uncertainty*. Princeton University Press, Princeton, NJ, Chichester.

- DLR UND DFD (Hrsg.) (2004): *CORINE Land Cover 2000 – Daten zur Bodenbedeckung Deutschland*. Deutsches Zentrum für Luft- und Raumfahrt e.V. (DLR), Deutsches Fernerkundungsdatenzentrum (DFD), Wessling.
- DOBB, M. (1977): *Wert- und Verteilungstheorien seit Adam Smith – Eine nationalökonomische Dogmengeschichte*. 1. Auflage. Suhrkamp Verlag, Frankfurt am Main.
- DOERING, O. C. (2002): 'Economic Linkages Driving the Potential Response to Nitrogen Over-Enrichment', *Estuaries*, **25**(4b): 809–818.
- DORFMAN, R. (1962): 'Basic Economic and Technologic Concepts: A General Statement'. Erschienen in Maas, A., Hufschmidt, M. M., Dorfman, R., Thomas Jr., H. A., Marglin, S. A. und G. M. Fair (Hrsg.): *Design of Water-Resource Systems – New Techniques for Relating Economic Objectives, Engineering Analysis, and Governmental Planning*. Harvard University Press, Cambridge (Mass.). Kapitel 3., Seiten 88–158.
- DRESCHER, K. UND K. MCNAMARA (2000): 'Bestimmungsfaktoren für Bodenpreise auf unterschiedlich regulierten Märkten – Ein Vergleich zwischen der Bundesrepublik Deutschland und Minnesota', *Agrarwirtschaft*, **19**(6): 234–243.
- DRESDNER GRUNDWASSER CONSULTING GMBH (2002): 'Röderau-Süd – Aufwandsabschätzung zur Optimierung des Hochwasserschutzniveaus'. Gutachten im Auftrag des Staatlichen Umweltfachamtes Radebeul.
- DREXL, A. (1990): 'Nutzungsdauerentscheidungen bei Sicherheit und Risiko', *Schmalenbachs Zeitschrift für betriebswirtschaftliche Forschung (zfbf)*, **42**(1): 50–66.
- DUGAN, P. (Hrsg.) (1993): *Wetlands in Danger: a World Conservation Atlas*. Oxford University Press, New York.
- DUNFORD, R. W., MARTI, C. E. UND R. C. MITTELHAMMER (1985): 'A Case Study of Rural Land Prices at the Urban Fringe Including Subjective Buyer Expectations', *Land Economics*, **61**(1): 10–16.
- DVWK (1986): *Flussdeiche: DK 627.514.2 Flussdeiche; DK 627.515 Hochwasserschutz*. Herausgegeben von Deutscher Verband für Wasserwirtschaft und Kulturbau/Fachausschuss Flussdeiche (DVWK-Merkblätter zur Wasserwirtschaft, Band 210). Parey, Hamburg et al.
- DYCK, S. UND G. PESCHKE (1995): *Grundlagen der Hydrologie*. 3. Auflage. Verlag für Bauwesen, Berlin.
- ECKSTEIN, O. (1958): *Water-Resource Development – The Economics of Project Evaluation*. (Harvard Economic Studies, Band CIV). Harvard University Press, Cambridge, Massachusetts.

- ECKSTEIN, O. (1961): 'A survey of the Theory of Public Expenditure Criteria'. Erschienen in National Bureau of Economic Research (Hrsg.): *Public Finances: Needs, Sources, and Utilization – A Conference of the Universities-National Bureau Committee for Economic Research*. Princeton University Press, Princeton. Seiten 439–494.
- EEA (Hrsg.) (1999): *Nutrients in European ecosystems*. (Environmental assessment report, Band 4). European Environment Agency (EEA), Copenhagen.
- EEA (Hrsg.) (2001): *Eutrophication in Europe's coastal waters*. (Topic report, Band 7/2001). European Environment Agency (EEA), Copenhagen.
- EINIG, K., MÜLLER, B. UND D. ZINKE (2001): 'Regionales Flächenmanagement in Deutschland – Konzept und exemplarische Fallbeispiele'. Erschienen in Stadt Marktredwitz (Hrsg.): *2. Marktredwitzer Bodenschutztage – Umsetzung der Bodenschutzgesetze und Flächenressourcenmanagement*. Marktredwitz: Selbstverlag. Seiten 71–78.
- EINIG, K. (1999a): 'Handelbare Ausweisungs- und Bebauungsrechte: Marktanalogue Instrumente zur Begrenzung der baulichen Flächeninanspruchnahme'. Erschienen in J. Libbe (Hrsg.): *Neue Instrumente zur Steuerung des Flächenverbrauchs*. (Seminar-dokumentation „Forum Stadtökologie“, Band 10). Deutsches Institut für Urbanistik, Berlin. Seiten 41–56.
- EINIG, K. (1999b): 'Ökonomisierung des raumplanerischen Instrumentariums', *IÖR Info*, **11**: 3–4.
- EISENFÜHR, F. UND M. WEBER (1993): *Rationales Entscheiden*. Springer, Berlin, Heidelberg.
- ELLENBERG, H. (1996): *Vegetation Mitteleuropas mit den Alpen in ökologischer, dynamischer und historischer Sicht*. 5 Auflage. Ulmer, Stuttgart.
- ESSINK, K., DETTMANN, C., FARKE, H., LAURSEN, K., LÜERSEN, G., MARENCIC, H. UND W. WIERSINGA (Hrsg.) (2005): *Wadden Sea Quality Status Report 2004*. (Wadden Sea Ecosystem, Band 19). Common Wadden Sea Secretariat (CWSS), Wilhelmshaven.
- EUROPÄISCHE KOMMISSION – GENERALDIREKTION VI LANDWIRTSCHAFT (1998): 'Anwendungsstand der Verordnung (EWG) No. 2078/92 – Evaluation von Agrar-Umweltprogrammen', *Arbeitsdokument der Kommission – GD VI*, (VI/7655/98).
- EVANS, A. W. (1999): 'The Land Market and Government Intervention'. Erschienen in Mills, E. S. und P. Cheshire (Hrsg.): *Handbook of Regional and Urban Economics*, Band 3 (Applied Urban Economics). Elsevier Science, Amsterdam et al. Kapitel 42, Seiten 1637–1669.
- FELDSTEIN, M. S. (1964): 'The Social Time Preference Discount Rate in Cost Benefit Analysis', *The Economic Journal*, **74**(294): 360–379.

- FELDSTEIN, M. S. (1972): 'The Inadequacy of Weighted Discount Rates'. Erschienen in R. Layard (Hrsg.): *Cost-Benefit Analysis* (Penguin Modern Economic Readings). Penguin Books Ltd., Harmondsworth et al. Seiten 311–323.
- FELDSTEIN, M. (1999): 'Tax Avoidance and the Deadweight Loss of the Income Tax', *The Review of Economics and Statistics*, **81**(4): 674–680.
- FINLAYSON, C. M. UND A. SPIERS (Hrsg.) (1999): *Global review of wetland resources and priorities for wetland inventory*. (Supervising Scientist Report 144; Wetlands International Publications 53). Supervising Scientist, Canberra.
- FISCHEL, W. A. (2000): 'Zoning and Land Use Regulation'. Erschienen in Bouckaert, B. und G. de Geest (Hrsg.): *Encyclopedia of Law and Economics*, Band II (Civil Law and Economics). Edward Elgar, Cheltenham. Kapitel 2200, Seiten 403–442.
- FISHER, I. (1930): *The Theory of Interest – As determined by impatience to spend income and opportunity to invest it*. MacMillan, New York.
- FÖLSTER, S. UND M. HENREKSON (2001): 'Growth effects of government expenditure and taxation in rich countries', *European Economic Review*, **45**(8): 1501–1520.
- FREDERICK, S., LOEWENSTEIN, G. UND T. O'DONOGHUE (2002): 'Time Discounting and Time Preference: A Critical Review', *Journal of Economic Literature*, **40**(2): 351–401.
- FRERICHS, S., HATZFELD, F., HINZEN, A., KURZ, S., LAU, P. UND A. SIMON (2003): *Sichern und Wiederherstellen von Hochwasserrückhalteflächen*. (UBA-Texte, Band 34/03). Umweltbundesamt, Berlin.
- FUSTEC, E., BOET, P., AMEZAL, A. UND N. FAUCHON (1999): 'Methodology for multifunctional assessment of riverine wetlands in the Seine river basin', *Hydrobiologia*, **410**: 213–221.
- GIULIANI, G. (2002): *Landwirtschaftlicher Bodenmarkt und landwirtschaftliche Bodenpolitik in der Schweiz*. Dissertation, nr. 14781. Eidgenössische Technische Hochschule Zürich, Zürich.
- GOLDSTEIN, G. S. UND L. N. MOSES (1973): 'A Survey of Urban Economics', *Journal of Economic Literature*, **11**(2): 471–515.
- GREN, I.-M. (1995): 'The value of investing in wetlands for nitrogen abatement', *European Review of Agricultural Economics*, **22**: 157–172.
- GREN, I.-M., FOLKE, C., TURNER, K. UND I. BATEMAN (1994): 'Primary and secondary values of wetlands', *Environmental and Resource Economics*, **4**: 55–74.

- HACK, H.-P. (2002): *Vorbeugender Hochwasserschutz in Thüringen*. Thüringer Ministerium für Landwirtschaft, Naturschutz und Umwelt (TMLNU), Erfurt.
- HAFERKORN, J. (2001): *BMBF-Projekt „Rückgewinnung von Retentionsflächen und Altauenreaktivierung an der Mittleren Elbe in Sachsen-Anhalt“ – Schlussbericht*. Landesamt für Umweltschutz Sachsen-Anhalt, Halle.
- HAMILTON, B. W. (1974): 'Zoning and Property Taxation in a System of Local Governments', *Urban Studies*, **12**: 205–211.
- HAMPICKE, U. (1985): *Die volkswirtschaftlichen Kosten des Naturschutzes in Berlin : ökonomische Begleitstudie zu den „Grundlagen für das Artenschutzprogramm in Berlin“*. (Landschaftsentwicklung und Umweltforschung, Band 35). Universitätsbibliothek der TU Berlin, Berlin.
- HAMPICKE, U. (1991): *Naturschutz-Ökonomie*. (UTB, Band 1650). Ulmer, Stuttgart.
- HAMPICKE, U. (2003): 'The capacity to solve problems as a rationale for intertemporal discounting', *International Journal of Sustainable Development*, **6**(1): 98–116.
- HAMPICKE, U. UND T. BEIL (2004): *Entwicklung der Biodiversität in Salzgrasländern der Vorpommerschen Boddenlandschaft – Abschlussbericht Teilprojekt „Ökonomische Bewertung der Biodiversität von Salzgrasland“*. Universität Greifswald, Lehrstuhl für Landschaftsökonomie, Greifswald.
- HAMPICKE, U. UND A. SCHÄFER (1997): 'Forstliche, finanzmathematische und ökologische Bewertung des Auwalds Isarmündung – Gutachten im Auftrag des Gräflichen Forstamtes Moos'. Schriftenreihe des IÖW 117/97. Institut für ökologische Wirtschaftsforschung (IÖW) Berlin.
- HANSJÜRGENS, B. (1999): 'Handelbare Umweltlizenzen – Funktionsbedingungen und Anwendungsmöglichkeiten'. Erschienen in: *ZiF Jahresbericht*, Band 1998/99. Zentrum für interdisziplinäre Forschung, Bielefeld.
- HANSON, G. C., GROFFMAN, P. M. UND A. J. GOLD (1994): 'Denitrification in Riparian Wetlands Receiving High and Low Groundwater Nitrate Inputs', *Journal of Environmental Quality*, **23**: 917–922.
- HANUSCH, H. (1994): *Nutzen-Kosten-Analyse*. (WiSo-Kurzlehrbücher: Reihe Volkswirtschaft). 2. Auflage. Vahlen, München.
- HARBERGER, A. (1964): 'Taxation, Resource Allocation, and Welfare'. Erschienen in J. Due (Hrsg.): *The role of direct and indirect taxes in the federal revenue system – a conference report of the National Bureau of Economic Research and the Brookings Institution*. Princeton Univ. Pr., Princeton, NJ.

- HARVEY, C. M. (1994): 'The reasonableness of non-constant discounting', *Journal of Public Economics*, **53**(1): 31–51.
- HEILAND, P. (2002): *Vorsorgender Hochwasserschutz durch Raumordnung, interregionale Kooperation und ökonomischen Lastenausgleich*. (Schriftenreihe WAR, Band 143). Bibliothek des Instituts WAR, Darmstadt.
- HEIMLICH, R. E., WIEBE, K. D., CLAASEN, R., GADSBY, D. UND R. M. HOUSE (1998): 'Wetlands and Agriculture: Private Interests and Public Benefits'. Agricultural Economic Report No. 765. Resource Economic Division, Economic Research Service, U.S. Department of Agriculture, Washington, DC.
- HELMS, M., IHRINGER, J. UND F. NESTMANN (2002): 'Analyse und Simulation des Abflusprozesses der Elbe'. Erschienen in Nestmann, F. und B. Büchele (Hrsg.): *Morphodynamik der Elbe – Schlussbericht des BMBF-Verbundprojektes mit Einzelbeiträgen der Partner und Anlagen-CD*. Institut für Wasserwirtschaft und Kulturtechnik, Universität Karlsruhe (TH), Karlsruhe. Kapitel III-1, Seiten 90–202.
- HENDERSON, P. D. (1968): 'Investment Criteria for Public Enterprises'. Erschienen in R. Turvey (Hrsg.): *Public Enterprise – Selected Readings*. Penguin Books, Harmondsworth et al. Kapitel 4., Seiten 86–169.
- HENRICHSMEYER, W. UND H. P. WITZKE (1991): *Agrarpolitik – Band 1: Agrarpolitische Grundlagen*. (UTB, Band 1651). Eugen Ulmer, Stuttgart.
- HENTSCHEL, A. (1999): 'Miete oder Eigentum – ein Vergleich unter ökonomisch-politischen Aspekten', *Wohnungswirtschaft und Mietrecht*, **12**: 668–678.
- HEY, D. L., URBAN, L. S. UND J. A. KOSTEL (2005): 'Nutrient farming: The business of environmental management', *Ecological Engineering*, **24**: 279–287.
- HILBER, C. (1997): 'Die unsichtbare Umverteilung: Beeinflussung der Bodenpreise durch staatliche Tätigkeit'. Erschienen in: *DISP – Dokumente und Informationen zur Schweizerischen Orts-, Regional- und Landesplanung*, Band 129. Institut für Orts-, Regional- und Landesplanung, ETH Zürich. Seiten 10–15.
- HILBER, C. (1998): *Auswirkungen staatlicher Massnahmen auf die Bodenpreise: eine theoretische und empirische Analyse der Kapitalisierung*. (WWZ-Beiträge, Band 32). Verlag Rüegger, Chur, Zürich.
- HUBACEK, K. UND J. C. J. M. VAN DEN BERGH (2006): 'Changing concepts of 'land' in economic theory: From single to multi-disciplinary approaches', *Ecological Economics*, **56** (1).

- HUNT, E. K. (2002): *History of economic thought – a critical perspective*. 2. Auflage. M. E. Sharp, Inc., Armonk, London.
- IKSE (Hrsg.) (2001): *Bestandsaufnahme des vorhandenen Hochwasserschutzniveaus im Einzugsgebiet der Elbe*. Internationale Kommission zum Schutz der Elbe (IKSE), Magdeburg.
- IKSR (Hrsg.) (1997): *Hochwasserschutz am Rhein – Bestandsaufnahme*. Internationale Kommission zum Schutz des Rheins (IKSR), Technisch-wissenschaftliches Sekretariat, Koblenz.
- IKSR (Hrsg.) (2001): *Atlas der Überschwemmungsgefährdung und möglichen Schäden bei Extremhochwasser am Rhein*. Internationale Kommission zum Schutz des Rheins (IKSR) – Projektgruppe Hochwasser, Koblenz.
- INNES, R. (2000): 'The Economics of Takings and Compensation When Land and Its Public Use Value Are in Private Hands', *Land Economics*, **76**(2): 195–212.
- JAEGER, J. (2004): 'Zerschneidung der Landschaft durch Verkehrswege und Siedlungsgebiete'. Erschienen in Konold, W., Böcker, R. und U. Hampicke (Hrsg.): *Handbuch Naturschutz und Landschaftspflege* (14. Erg.Lfg. 12/04). ecomed, Landsberg. Kapitel VII-12.
- JÄHRLING, K.-H. (1994): *Mögliche Deichrückverlegungen im Bereich der Mittelelbe – Vorschläge aus ökologischer Sicht als Beitrag zu einer interdisziplinären Diskussion*. Herausgegeben von S. Magdeburg. Staatliches Amt für Umweltschutz (StAU) Magdeburg, Magdeburg.
- JANSSON, Å., FOLKE, C. UND S. LANGAAS (1998): 'Quantifying the nitrogen retention capacity of natural wetlands in the large-scale drainage basin of the Baltic Sea', *Landscape Ecology*, **13**: 249–262.
- JEVONS, H. S. (1905): *Essays on economics*. Macmillan, London et al.
- JEVONS, W. S. (1911): *The theory of political economy*. Herausgegeben von H. S. Jevons. 4. Auflage. Macmillan, London et al.
- JEVONS, W. S. (1888): *The Theory of Political Economy*. 3. Auflage. Macmillan, London.
- JOHNSON, W. K. (1978): *Physical and Economic Feasibility of Nonstructural Flood Plain Management Measures*. (The Hydrologic Engineering Center und Institute for Water Resources). U.S. Army Corps of Engineers, Davis (Calif.) und Fort Belvoir (Virg.).
- JOHNSTON, C. A., DETENBECK, N. E. UND G. J. NIEMI (1990): 'The cumulative effect of wetlands on stream water quality and quantity. A landscape approach', *Biogeochemistry*, **10**: 105–141.
- JÖRISSEN, J. (2004): 'Flächeninanspruchnahme – weniger und intelligenter?', *TAB-Brief*, **27**: 6–14.

- KANTZOW, W. (1995): *Grundrente und Bodenpolitik: zur ökonomischen und politischen Relevanz der Naturressource Boden*. (Akademische Abhandlungen zur Raum- und Umweltforschung). Verlag für Wissenschaft und Forschung, Berlin.
- KAPFER, A. (1995): *Streuwiesen und Nasswiesen*. (Biotope in Baden-Württemberg, Band 5). Landesanstalt für Umweltschutz Baden-Württemberg (LfU), Karlsruhe.
- KAPLOW, L. (1996): 'The Optimal Supply of Public Goods and the Distortionary Cost of Taxation', *National Tax Journal*, **49**(4): 513–533.
- KAPLOW, L. (1998): 'A Note on the Optimal Supply of Public Goods and the Distortionary Cost of Taxation', *National Tax Journal*, **51**(1): 117–125.
- KARL, H. UND D. HECHT (2000): *BMBF-Forschungsprojekt Unstrutrevitalisierung, Teilprojekt 5: Kosten-Nutzen-Analyse – Volkswirtschaftliche Auswirkungen, Abschlussbericht*. Forschungsverbund Elbe-Ökologie, Jena, Bochum.
- KEIL, M., MOHAUPT-JAHR, B., KIEFL, R. UND G. STRUNZ (2002): 'Das Projekt CO-RINE Land Cover 2000 in Deutschland'. Erschienen in Dech, S., Mehl, H. und G. Strunz (Hrsg.): *Tagungsband 19. DFD-Nutzerseminar*. Deutsches Zentrum für Luft- und Raumfahrt e.V. (DLR), Deutsches Fernerkundungsdatenzentrum (DFD), Wessling. Seiten 95–104.
- VON KEITZ, S. UND M. SCHMALHOLZ (Hrsg.) (2002): *Handbuch der EU-Wasserrahmenrichtlinie: Inhalte, Neuerungen und Anregungen für die nationale Umsetzung*. Erich Schmidt, Berlin.
- KING, D. M. UND P. J. KUCH (2003): 'Will Nutrient Credit Trading Ever Work? An Assessment of Supply and Demand Problems and Institutional Obstacles', *Environmental Law Reporter*, **33**(5): 10352–10368.
- KNETSCH, J. J. UND T. E. BORCHERDING (1979): 'Expropriation of Private Property and the Basis for Compensation', *University of Toronto Law Journal*, **29**(3): 237–252.
- KNIGHT, F. H. (1936a): 'The Quantity of Capital and the Rate of Interest: I', *The Journal of Political Economy*, **44**(4): 433–463.
- KNIGHT, F. H. (1936b): 'The Quantity of Capital and the Rate of Interest: II', *The Journal of Political Economy*, **44**(5): 612–642.
- KNOBLOCH, D. M. (2005): 'Moving a Community in the Aftermath of the Great 1993 Midwest Flood', *Journal of Contemporary Water Research & Education*, **130**: 41–45.
- KÖHNE, M. (2000): *Landwirtschaftliche Taxationslehre*. 3. Auflage. Parey, Berlin, Wien.

- KOMMISSION DER EUROPÄISCHEN GEMEINSCHAFTEN (2003): 'Ein Jahr nach dem Weltgipfel für nachhaltige Entwicklung: den Verpflichtungen Taten folgen lassen', *Mitteilung der Kommission an den Rat und das Europäische Parlament*, (KOM(2003)829).
- KOMMISSION DER EUROPÄISCHEN GEMEINSCHAFTEN (2004): 'Einbeziehung von Umweltbelangen in andere politische Bereiche – eine Bestandsaufnahme des Cardiff-Prozesses', *Arbeitsdokument der Kommission*, (KOM(2004)394).
- KOOPMANS, T. C. (1957): 'Allocation of Resources and the Price System'. Erschienen in T. C. Koopmans (Hrsg.): *Three Essays on The State of Economic Science*. McGraw-Hill Book Company, Inc., New York et al. Kapitel I., Seiten 1–126.
- KOOPMANS, T. C. (1960): 'Stationary Ordinal Utility and Impatience', *Econometrica*, **28** (2): 287–309.
- KOPP, R. J., KRUPNICK, A. J. UND M. TOMAN (1997): 'Cost-Benefit Analysis and Regulatory Reform: An Assessment of the Science and the Art'. Discussion Paper 97-19. Resources for the Future Washington, DC.
- KRONVANG, B., HOFFMAN, C. C., SVENDSEN, L. M., WINDOLF, J., JENSEN, J. P. UND J. DØRGE (1999): 'Retention of nutrients in river basins', *Aquatic Ecology*, **33**: 29–40.
- KUHLICKE, C. UND D. DRÜNKLER (2005): 'Wenn Deiche weichen – umsiedeln? Warum Umsiedlungen in Deutschland kaum möglich sind', *GAIA*, **14**(4): 307–313.
- KUSLER, J. A. UND M. E. KENTULA (Hrsg.) (1990): *Wetland creation and restoration: the status of the science*. Island Press, Washington D.C., Covelo (California).
- LAMBIN, E. F. UND H. J. GEIST (2001): 'Global land-use and land-cover change: what have we learned so far?', *LUCC Newsletter*, **4**: 27–30.
- LAMBIN, E. F., TURNER, B. L., GEIST, H. J., AGBOLA, S. B., ANGELSEN, A., BRUCE, J. W., COOMES, O. T., DIRZO, R., FISCHER, G., FOLKE, C., GEORGE, P. S., HOMEWOOD, K., IMBERNON, J., LEEMANS, R., LI, X., MORAN, E. F., MORTIMORE, M., RAMAKRISHNAN, P. S., RICHARDS, J. F., SKÅNES, H., STEFFEN, W., STONE, G. D., SVEDIN, U., VELDKAMP, T. A., VOGEL, C. UND J. XU (2001): 'The causes of land-use and land-cover change: moving beyond the myths', *Global Environmental Change*, **11**(4): 261–269.
- LANDESANSTALT FÜR LANDWIRTSCHAFT DES LANDES BRANDENBURG (2003): *Sozioökonomische Betroffenheit der Landwirtschaft durch Deichrückverlegung und Auenregeneration und betriebliche Anpassungsmöglichkeiten*. (Schriftenreihe, Band 2/2003). Deutscher Grünlandverband e.V., Berlin.

- LAU SACHSEN-ANHALT (Hrsg.) (2002): *Hochwasserschutz in Sachsen-Anhalt*. (Berichte des Landesamtes für Umweltschutz Sachsen-Anhalt). Landesamt für Umweltschutz Sachsen-Anhalt (LAU), Halle/Saale.
- LAWA (Hrsg.) (1998): *Leitlinien zur Durchführung dynamischer Kostenvergleichrechnungen (KVR-Leitlinien)*. 6. Auflage. Länderarbeitsgemeinschaft Wasser (LAWA), Berlin.
- LAWA (Hrsg.) (2000): *Wirksamkeit von Hochwasservorsorge- und Hochwasserschutzmaßnahmen*. Länderarbeitsgemeinschaft Wasser (LAWA), Schwerin.
- LEACH, G. (2003): *The negative impact of taxation on economic growth*. 2. Auflage. Reform, London.
- LEINER, C. UND C. MENKE (1998): 'Naturschutz und Landnutzung in Salzmarschen - Vorländer Ost-Frieslands zwischen natürlicher Dynamik und kulturlandschaftlichen Prozessen', *Naturschutz und Landschaftsplanung – Zeitschrift für angewandte Ökologie*, **30**(8/9).
- LEITSTELLE WIEDERAUFBAU (2003): 'Augusthochwasser 2002 – Schadensausgleich und Wiederaufbau im Freistaat Sachsen'. Technical report. Staatskanzlei Freistaat Sachsen Dresden.
- LERCH, A. (1996): 'Die Tragödie des Gemeineigentums – Zur Fragwürdigkeit eines berühmten Paradigmas', *Hamburger Jahrbuch für Wirtschafts- und Gesellschaftspolitik*, **41**: 255–271.
- LERNER, S. UND W. POOLE (1999): *The Economic Benefits of Parks and Open Space: How Land Conservation Helps Communities Grow Smart and Protect the Bottom Line*. The Trust for Public Land, Washington, San Francisco.
- LFU BADEN-WÜRTTEMBERG (Hrsg.) (1995): *Bruch-, Sumpf- und Auwälder*. (Biotope in Baden-Württemberg, Band 7). Landesanstalt für Umweltschutz Baden-Württemberg (LfU), Karlsruhe.
- LIPSEY, R. G. UND K. LANCASTER (1956): 'The General Theory of Second Best', *The Review of Economic Studies*, **24**(1): 11–32.
- LÜERS, H. (1999): 'Baurechtliche Instrumente des Hochwasserschutzes'. Erschienen in R. Breuer (Hrsg.): *Hochwasserschutz im geltenden und künftigen Recht*. (Das Recht der Wasser- und Entsorgungswirtschaft, Band 25). Carl Heymanns Verlag KG, Köln et al. Seiten 67–81.
- LUICK, R. (2001): *Moore, Sümpfe, Röhrichte und Riede*. (Biotope in Baden-Württemberg, Band 9). Landesanstalt für Umweltschutz Baden-Württemberg (LfU), Karlsruhe.
- LUNG MV (Hrsg.) (2004): *Gewässergütebericht Mecklenburg-Vorpommern (2000/2001/2002) – Ergebnisse der Gewässerüberwachung der Fließ- Stand- und*

- Küstengewässer und des Grundwassers in Mecklenburg-Vorpommern.* Landesamt für Umwelt, Naturschutz und Geologie Mecklenburg Vorpommern (LUNG MV), Güstrow.
- MAIER, L., SHOBAYASHI, M. UND R. BOISVERT (2001): *Multifunctionality – Towards an Analytical Framework.* OECD Committee for Agriculture, Paris.
- MARGGRAF, R. UND S. STREB (1997): *Ökonomische Bewertung der natürlichen Umwelt: Theorie, politische Bedeutung, ethische Diskussion.* Spektrum Akademischer Verlag, Heidelberg, Berlin.
- MARGLIN, S. A. (1962): 'Objectives of Water-Resource Development: A General Statement'. Erschienen in Maas, A., Hufschmidt, M. M., Dorfman, R., Thomas Jr., H. A., Marglin, S. A. und G. M. Fair (Hrsg.): *Design of Water-Resource Systems – New Techniques for Relating Economic Objectives, Engineering Analysis, and Governmental Planning.* Harvard University Press, Cambridge (Mass.). Kapitel 2., Seiten 17–87.
- MAS-COLELL, A., WHINSTON, M. D. UND J. R. GREEN (1995): *Microeconomic Theory.* Oxford University Press, New York, Oxford.
- MAYER, S. (1997): 'Eine andere Sichtweise von Raumplanung'. Erschienen in: *DISP – Dokumente und Informationen zur Schweizerischen Orts-, Regional- und Landesplanung*, Band 129. Institut für Orts-, Regional- und Landesplanung, ETH Zürich. Seiten 4–9.
- McKEAN, R. N. (1958): *Efficiency in Government through Systems Analysis – With Emphasis on Water Resource Development.* (Publications in Operations Research – Operations Research Society of America – David B. Hertz (ed.)). John Wiley & Sons, Inc., New York.
- McKEAN, R. N. (1968): 'The Use of Shadow Prices'. Erschienen in S. B. Chase Jr. (Hrsg.): *Problems in Public Expenditure Analysis*(Studies of Government Finance). The Brookings Institution, Washington, D.C. Seiten 33–65.
- MENGER, C. (1923): *Grundsätze der Volkswirtschaftslehre.* Herausgegeben von K. Menger jun. 2. Auflage. Hölder-Pichler-Tempsky A.G./G.Freytag G.M.B.H., Wien/Leipzig.
- MERKEL, U., HELMS, M., BÜCHELE, B., IHRINGER, J. UND F. NESTMANN (2002): 'Wirksamkeit von Deichrückverlegungsmaßnahmen auf die Abflussverhältnisse entlang der Elbe'. Erschienen in Nestmann, F. und B. Büchele (Hrsg.): *Morphodynamik der Elbe – Schlussbericht des BMBF-Verbundprojektes mit Einzelbeiträgen der Partner und Anlagen-CD.* Institut für Wasserwirtschaft und Kulturtechnik, Universität Karlsruhe (TH), Karlsruhe. Kapitel III-3, Seiten 231–244.
- METZDORF, S. (2004): *Kosten-Nutzen-Aspekte wasserwirtschaftlicher Maßnahmen in der Agrarlandschaft Mecklenburg-Vorpommerns.* (Diplomarbeit). Ernst-Moritz-Arndt-Universität, Greifswald.

- MEYERHOFF, J. (1999): *Ökonomische Bewertung ökologischer Leistungen – Stand der Diskussion und mögliche Bedeutung für das BMBF-Programm „Ökologische Forschung in der Stromlandschaft Elbe“*. 2. Auflage. Berlin.
- MEYERHOFF, J. UND A. DEHNHARDT (2002): 'Nachhaltige Entwicklung der Elbe', *Ökologisches Wirtschaften*, **5**: 27–28.
- MICELI, T. J. UND K. SEGERSON (2000): 'Takings'. Erschienen in Bouckaert, B. und G. De Geest (Hrsg.): *The Economics of Public and Tax Law*. (Encyclopedia of Law and Economics, Band IV). Edward Elgar, Cheltenham. Kapitel 6200, Seiten 328–357.
- MILLS, E. S. (2000): 'A Thematic History of Urban Economic Analysis', *Brookings-Wharton Papers on Urban Affairs*, (Symposium: The Past and Future of Urban Economics and Policy): 1–38.
- MISHAN, E. J. (1969): 'The Relationship between Joint Products, Collective Goods, and External Effects', *The Journal of Political economy*, **77**(3): 329–348.
- MISHAN, E. J. (1971): 'The Postwar Literature on Externalities: An Interpretative Essay', *Journal of Economic Literature*, **9**(1): 1–28.
- MITLACHER, G. (1997): *Ramsar-Bericht Deutschland*. (Schriftenreihe für Landschaftspflege und Naturschutz, Band 51). Bundesamt für Naturschutz, Bonn-Bad Godesberg.
- MITSCH, W. J., DAY JR., J. W., GILLIAM, J. W., GROFFMAN, P. M., HEY, D. L., RANDALL, G. W. UND N. WANG (2001): 'Reducing nitrogen loading to the Gulf of Mexico from the Mississippi River Basin: Strategies to counter a persistent ecological problem', *BioScience*, **51**(5): 373–388.
- MITSCH, W. J. UND J. G. GOSSELINK (2000a): 'The value of wetlands: importance of scale and landscape setting', *Ecological Economics*, **35**: 25–33.
- MITSCH, W. J. UND J. G. GOSSELINK (2000b): *Wetlands*. 3. Auflage. John Wiley & Sons Inc., New York.
- MITSCH, W. J., ZHANG, L., ANDERSON, C. J., ALTOR, A. E. UND M. E. HERNÁNDEZ (2005): 'Creating riverine wetlands: Ecological succession, nutrient retention, and pulsing effects', *Ecological Engineering*, **25**(5): 510–527.
- MOORE, M. A., BOARDMAN, A. E., VINING, A. R., WEIMER, D. L. UND D. H. GREENBERG (2004): 'Just Give Me a Number!' – Practical Values for the Social Discount Rate', *Journal of Policy Analysis and Management*, **23**(4): 789–812.
- MORGENSTERN, R. D., PIZER, W. A. UND J.-S. SHIH (1997): 'Are We Overstating the Economic Costs of Environmental Protection?'. Discussion Paper 97-36. Resources for the Future Washington, DC.

- MORRIS, J., HESS, T. M., GOWING, D. J., LEEDS-HARRISON, P. B., BANNISTER, N., WADE, M. UND R. M. VIVASH (2004): 'Integrated washland management for flood defence and biodiversity'. English Nature Research Reports 598. Department for Environment, Food and Rural Affairs & English Nature, Cranefield University Silsoe, Bedfordshire.
- MOSS, T. (2004): 'The governance of land use in river basins: prospects for overcoming problems of institutional interplay with the EU Water Framework Directive', *Land Use Policy*, **21**: 85–94.
- MUNCH, P. (1976): 'An Economic Analysis of Eminent Domain', *The Journal of Political Economy*, **84**(3): 473–498.
- MUV BW (2000): 'Hochwassermanagement – Partnerschaft für Hochwasserschutz und Hochwasservorsorge'. IKoNE 4. Ministerium für Umwelt und Verkehr Baden-Württemberg Stuttgart.
- MUV BW (2001): 'Integrierende Konzeption Neckar-Einzugsgebiet'. IKoNE Grundbroschüre. Ministerium für Umwelt und Verkehr Baden-Württemberg Stuttgart.
- NAGL, G. UND S. SCHÖNAUER (2002): *Ökologischer Hochwasserschutz: Raum für naturnahe Gewässer, Auen und Feuchtgebiete – Schutz für die Menschen*. (hintergrund). Bund für Umwelt und Naturschutz Deutschland e.V. (BUND), Berlin.
- NESTMANN, F. UND B. BÜCHELE (Hrsg.) (2002): *Morphodynamik der Elbe – Schlussbericht des BMBF-Verbundprojektes mit Einzelbeiträgen der Partner und Anlagen-CD*. Institut für Wasserwirtschaft und Kulturtechnik, Universität Karlsruhe (TH), Karlsruhe.
- NEUBERT, G. (Hrsg.) (2003): *Sozioökonomische Betroffenheit der Landwirtschaft durch Deichrückverlegung und Auenregeneration und betriebliche Anpassungsmöglichkeiten*. (Schriftenreihe, Band 2/2003). Deutscher Grünlandverband e.V., Berlin.
- NEWELL, R. G. UND W. A. PIZER (2001): 'Discounting the Benefits of Climate Change Mitigation: How Much Do Uncertain Rates Increase Valuations?'. Report. Resources for the Future Washington, DC.
- NG, Y.-K. (2000): 'The Optimal Size of Public Spending and the Distortionary Cost of Taxation', *National Tax Journal*, **53**(2): 253–272.
- NGUYEN, T., WOODWARD, R. T., MATLOCK, M. D., DENZER, A., FAETH, P. UND M. SELMAN (2005): 'A Guide to Market-Based Approaches to Water Quality'. Technical report. Department of Agricultural Economics, Texas A&M University, Department of Ecological Engineering, University of Arkansas, World Resources Institute College Station, Fayetteville, Washington D.C.

- OECD (Hrsg.) (2002): *Agri-Environmental Policy Measures: Overview of Developments*. (unclassified). Directorate for Food, Agriculture and Fisheries, Environment Directorate, Paris.
- OECD (Hrsg.) (2003): *Perverse Incentives in Biodiversity Loss*. (unclassified). Environment Directorate, Environment Policy Committee, Paris.
- OLSTHOORN, A. A. UND R. S. J. TOL (Hrsg.) (2001): *Floods, flood management and climate change in The Netherlands*. Institute for Environmental Studies, Vrije Universiteit Amsterdam, Amsterdam.
- OSBORN, T. J. UND M. HULME (2002): 'Evidence for trends in heavy rainfall events over the UK', *Philosophical Transactions: Mathematical, Physical and Engineering Sciences, Royal Society London*, **360**(1796): 1313–1325.
- OSTROM, E., BURGER, J., FIELD, C. B., NORGAARD, R. B. UND D. POLICANSKY (1999): 'Revisiting the Commons: Local Lessons, Global Challenges', *Science*, **284**(5412): 278–282.
- OTT, K. (2003): 'Reflections on discounting: some philosophical remarks', *International Journal of Sustainable Development*, **6**(1): 7–24.
- PATINKIN, D. (1973): 'Frank Knight as Teacher', *The American Economic Review*, **63**(5): 787–810.
- PEARCE, D. W. (1998): 'Environmental Appraisal and Environmental Policy in the European Union', *Environmental and Resource Economics*, **11**(3–4): 489–501.
- PFEIFFER, E.-M. (1998): *Methanfreisetzung aus hydromorphen Böden verschiedener naturnaher und genutzter Feuchtgebiete (Marsch, Moor, Tundra, Reisanbau)*. (Hamburger Bodenkundliche Arbeiten, Band 37). Verein zur Förderung der Bodenkunde in Hamburg, Hamburg.
- PIELKE JR., R. A. UND M. W. DOWNTON (2000): 'Precipitation and damaging floods: Trends in the united states, 1932–97', *Journal of Climate*, **13**: 3625–3637.
- PIETERS, J. (2003): 'What makes a subsidy environmentally harmful: developing a checklist based on the conditionality of subsidies'. Erschienen in: *Environmentally Harmful Subsidies – Policy Issues and Challenges*. OECD. Seiten 143–188.
- POGODZISKI, J. UND T. R. SASS (1991): 'Measuring the Effect of Municipal Zoning Regulations: A Survey', *Urban Studies*, **28**(4): 597–621.
- PORTNEY, P. R. UND J. P. WEYANT (Hrsg.) (1999): *Discounting and intergenerational equity*. Resources for the Future, Washington, D.C.
- POTT, R. (1995): *Farbatlas Nordseeküste und Nordseeinseln*. Ulmer, Stuttgart.

- PREST, A. R. UND R. TURVEY (1965): 'Cost-Benefit Analysis: A Survey', *The Economic Journal*, **75**(300): 683–735.
- PROJEKTGRUPPE „VERMINDERUNG DER FLÄCHENINANSPRUCHNAHME“ (2004): 'Nationale Nachhaltigkeitsstrategie der Bundesregierung – Schwerpunktthema Verminderung der Flächeninanspruchnahme'. Internetversion. BMVBW und BBR Berlin, Bonn.
- RAE, J. (1905): *The Sociological Theory of Capital*. Herausgegeben von C. W. Mixer. Macmillan, New York et al.
- REGAN, M. M. UND E. WEITZELL (1947): 'Economic Evaluation of Soil and Water Conservation Measures and Programs', *Journal of Farm Economics*, **29**(4/2): 1275–1294.
- REINHARDT, M. (2004): 'Hochwasserschutz zwischen Enteignungsentschädigung und Amtshaftung', *Natur und Recht*, **7**: 420–429.
- REMBIERZ, W. (2001): 'Vorbeugender Hochwasserschutz – Handlungsmöglichkeiten der Gemeinden'. Erschienen in UBA (Hrsg.): *Vorbeugender Hochwasserschutz auf kommunaler Ebene*. (UBA Texte, Band 14/01). Umweltbundesamt (UBA), Berlin. Seiten 5–13.
- RHODES, D. UND J. NOVIS (2002): *The Impact of Incentives on the Development of Plantation Forest Resources in New Zealand*. (MAF Information Paper, Band 45). Ministry of Agriculture and Forestry (MAF), Wellington.
- RIBAUDO, M. O., HEIMLICH, R. UND M. PETERS (2005): 'Nitrogen sources and Gulf hypoxia: potential for environmental credit trading', *Ecological Economics*, **52**: 159 – 168.
- RIBAUDO, M. O., HORAN, R. D. UND M. E. SMITH (1999): 'Economics of Water Quality Protection From Nonpoint Sources: Theory and Practice'. Agricultural Economic Report 782. Resource Economics Division, Economic Research Service, U.S. Department of Agriculture Washington, DC.
- RICARDO, D. (2001): *On the Principles of Political Economy and Taxation*. (Nachdruck der Ausgabe London 1821 (3.Auflage)). Batoche Books, Kitchener.
- RICHARDSON, H. W. (1977): 'Standortverhalten, Bodenpreise und Raumstruktur'. Erschienen in D. Fürst (Hrsg.): *Stadtökonomie*. (Wirtschaftswissenschaftliches Seminar, Band 6). Gustav Fischer Verlag, Stuttgart, New York. Seiten 68–87.
- RIEDER, P. UND R. HUBER (1992): *Landwirtschaftlicher Bodenmarkt und Bodenpolitik*. (Schriftenreihe, Band 1992/5). ETH Zürich – Institut für Agrarwirtschaft, Zürich.
- ROSINKE, K. (2000): *Fließgewässerschutz in Thüringen – zum Beispiel: Vorsorgender naturnaher Hochwasserschutz*. Thüringer Ministerium für Landwirtschaft, Naturschutz und Umwelt (TMLNU), Erfurt.

- ROSS, S. UND J. YINGER (1999): 'Sorting and Voting: A Review of the Literature on Urban Public Finance'. Erschienen in Mills, E. S. und P. Cheshire (Hrsg.): *Handbook of Regional and Urban Economics*, Band 3 (Applied Urban Economics). Elsevier Science, Amsterdam et al. Kapitel 47, Seiten 2001–2059.
- SAMUELSON, P. A. (1937): 'A Note on Measurement of Utility', *The Review of Economic Studies*, **4**(2): 155–161.
- SAMUELSON, P. A. (1954): 'The Pure Theory of Public Expenditure', *The Review of Economics and Statistics*, **36**(4): 387–389.
- SAMUELSON, P. A. (1955): 'Diagrammatic Exposition of a Theory of Public Expenditure', *The Review of Economics and Statistics*, **37**(4): 350–356.
- SAMUELSON, P. A. (1983): 'Thunen at Two Hundred', *Journal of Economic Literature*, **21**(4): 1468–1488.
- SAMUELSON, P. A. (1969): 'Pure Theory of Public Expenditure and Taxation'. Erschienen in Margolis, J. und H. Guitton (Hrsg.): *Public Economics – An Analysis of Public Production and Consumption and Their Relations to the Private Sectors*(Publications of the International Economic Association). MacMillan, London et al. Seiten 98–123.
- SCHIEWEG, G. (2001): *Bauleistungspreise: Leistungsbeschreibungen und Richtpreise – Industriebauten, Hochbauten und Wohnbauten (Baudatenkartei/BLP)*. 2. Auflage. Verlag für Wirtschaft und Verwaltung Hubert Wingen, Essen.
- SCHMIDT, J. (2002): *Wirtschaftlichkeit in der öffentlichen Verwaltung – Grundsatz der Wirtschaftlichkeit, Zielsetzung, Planung, Vollzug, Kontrolle, Wirtschaftlichkeitsuntersuchungen, Kosten- und Leistungsrechnung*. 6. Auflage. Erich Schmidt Verlag, Berlin.
- SCHNEIDER, D. (1992): *Investition, Finanzierung und Besteuerung*. 7. Auflage. Gabler, Wiesbaden.
- SCHULTZ, B. UND F. DOSCH (2005): 'Trends der Siedlungsflächenentwicklung und ihre Steuerung in der Schweiz und Deutschland'. Erschienen in: *DISP – Dokumente und Informationen zur Schweizerischen Orts-, Regional- und Landesplanung*, Band 160. Institut für Orts-, Regional- und Landesplanung, ETH Zürich. Seiten 5–15.
- SCHULZE, E.-D. (Hrsg.) (2000): *Carbon and nitrogen cycling in European forest ecosystems*. (Ecological Studies, Band 142). Springer, Heidelberg.
- SCHUMANN, J., MEYER, U. UND W. STRÖBELE (1999): *Grundzüge der mikroökonomischen Theorie*. 7. Auflage. Springer-Verlag, Berlin et al.
- SCHUYT, K. UND L. BRANDER (2004): *The Economic Values of World's Wetlands*. (Living Waters). WWF – World Wide Fund for Nature, Gland, Amsterdam.

- SCHWAB, U., SCHLAF, S. UND H. FLAIG (1996): *Vegetationsveränderungen im Zusammenhang mit atmosphärischen Stickstoffeinträgen*. (Arbeitsbericht, Band 57). Akademie für Technikfolgenabschätzung in Baden-Württemberg, Stuttgart.
- SCHWARZE, R. UND G. G. WAGNER (2002): 'Hochwasserkatastrophen in Deutschland: Über Soforthilfen hinausdenken', *Wochenbericht des DIW Berlin*, **35**: 596–600.
- SCHWARZE, R. UND G. G. WAGNER (2003): 'Marktkonforme Versicherungspflicht für Naturkatastrophen – Bausteine einer Elementarschadenversicherung', *Wochenbericht des DIW Berlin*, **12**.
- SENIOR, N. W. (1938): *An outline of the science of political economy*. (The library of economics: Section 1, Classics of economic thought). Allen & Unwin, London.
- SIEGEL, G. (2005): 'Verminderung der Flächeninanspruchnahme im Rahmen der Nachhaltigkeitsstrategie der Bundesrepublik Deutschland'. Erschienen in: *DISP – Dokumente und Informationen zur Schweizerischen Orts-, Regional- und Landesplanung*, Band 160. Institut für Orts-, Regional- und Landesplanung, ETH Zürich.
- SMITHIES, A. (1955): *The budgetary process in the United States*. (Research studies/Committee for Economic Development). McGraw-Hill, New York et al.
- SÖDERQVIST, T. (2002): 'Constructed wetlands as nitrogen sinks in southern Sweden: An empirical analysis of cost determinants', *Ecological Engineering*, **19**: 161–173.
- SOLOW, R. M. (1956): 'A Contribution to the Theory of Economic Growth', *The Quarterly Journal of Economics*, **70**(1): 65–94.
- SPIELES, D. J. UND W. J. MITSCH (2000): 'The effects of hydrologic and chemical loading on nitrate retention in constructed wetlands: a comparison of low- and high-nutrient riverine systems', *Ecological Engineering*, **14**(1–2): 77–91.
- SPIERS, A. G. (1999): 'Review of international/continental wetland resources'. Erschienen in Finlayson, C. M. und A. G. Spiers (Hrsg.): *Global review of wetland resources and priorities for wetland inventory*. (Supervising Scientist Report; Wetlands International Publications, Band 144 bzw. 53). Supervising Scientist, Canberra.
- SRU (2004): *Meeresumweltschutz für Nord- und Ostsee – Sondergutachten*. Der Rat von Sachverständigen für Umweltfragen (SRU), Berlin.
- STATISTISCHE ÄMTER DES BUNDES UND DER LÄNDER (Hrsg.) (2003): *Gemeindeverzeichnis, Gebietsstand 31.12.2001*. Statistisches Bundesamt, Wiesbaden.
- STATISTISCHES BUNDESAMT (2004): 'Siedlungs- und Verkehrsfläche nach Art der tatsächlichen Nutzung 2004 – Erläuterungen und Eckzahlen'. Technical report. Wiesbaden.

- STEVENSON, G. G. (1991): *Common property economics – a general theory and land use applications*. Cambridge Univ. Press, Cambridge et al.
- STEVENSON, N. UND S. FRAZIER (1999): 'Review of wetland inventory information in Western Europe'. Erschienen in W. international (Hrsg.): *Global review of wetland resources and priorities for wetland inventory*. (Supervising scientist report/Wetlands international publication, Band 144/53). Finlayson, C. M. and Spiers, A. G., Canberra.
- STOATE, C., BOATMAN, N. D., BORRALHO, R. J., RIO CARVALHO, C., DE SNOO, G. R. UND P. EDEN (2001): 'Ecological impacts of arable intensification in Europe', *Journal of Environmental Management*, **63**: 337–365.
- STOCK, K.-D. UND K. GÜTTER (2000): *Empfehlungen zur Berücksichtigung von zukünftigen Abriß- und Entsorgungskosten bei verschiedenen Anlässen der Bewertung von Gebäuden und baulichen Anlagen*. Herausgegeben von HLBS - Hauptverband der Landwirtschaftlichen Buchstellen und Sachverständigen, Sankt Augustin, Ausschuß Sachverständigenwesen. Verlag Pflug und Feder, Sankt Augustin.
- STONNER, S. (Hrsg.) (1999): *Stemming the Tide of Flood Losses: Stories of Success from the History of Missouri's Flood Mitigation Program*. State Emergency Management Agency, Jefferson City (MO).
- STROTZ, R. H. (1955): 'Myopia and Inconsistency in Dynamic Utility Maximization', *The Review of Economic Studies*, **23**(3): 165–180.
- STRUKTUR- UND GENEHMIGUNGSDIREKTION SÜD (Hrsg.) (2001): *Hochwasserschutz am rheinland-pfälzischen Oberrhein*. Neustadt an der Weinstraße.
- SUCCOW, M. UND H. JOOSTEN (Hrsg.) (2001): *Landschaftsökologische Moorkunde*. 2. Auflage. Schweizerbart'sche Verlagsbuchhandlung, Stuttgart.
- SUGDEN, R. UND A. WILLIAMS (1978): *The Principles of Practical Cost-benefit Analysis*. Oxford University Press, Oxford.
- THE COUNCIL OF THE EUROPEAN UNION (1999): 'COUNCIL REGULATION (EC) No. 1259/1999 establishing common rules for direct support schemes under the common agricultural policy', *Official Journal of the European Communities*, **L 160**: 113–118.
- TIEBOUT, C. M. (1956): 'A Pure Theory of Local Expenditure', *Journal of Political Economy*, **64**(5): 416–424.
- TOGNETTI, S. S., AYLWARD, B. UND G. F. MENDOZA (2005): 'Markets of Watershed Services'. Erschienen in M. Anderson (Hrsg.): *Encyclopedia of Hydrological Sciences*. John Wiley & Sons. Kapitel 202.

- TÖNSMANN, F. (Hrsg.) (2002): *Vorbeugender Hochwasserschutz im Einzugsgebiet der hessischen Lahn, Teil 1: Zusammenfassender Bericht (Handbuch)*. (Kasseler Wasserbau-Forschungsberichte und -Materialien, Band 17/2002). Herkules Verlag, Kassel.
- TREPEL, M. UND L. PALMERI (2002): 'Quantifying nitrogen retention in surface flow wetlands for environmental planning at the landscape-scale', *Ecological Engineering*, **19**(2): 127–140.
- TURNER, R. K., VAN DEN BERGH, J. C. J. M., BARENDREGT, A. UND E. MALTBY (1998): *Ecological-economic analysis of wetlands: science and social science integration*. (Discussion Paper, Tinbergen Institute, Band 98,50). Tinbergen Institute, Rotterdam.
- TURNER, R. K., VAN DEN BERGH, J. C. J. M., SÖDERQVIST, T., BARENDREGT, A., VAN DER STRAATEN, J., MALTBY, E. UND E. C. VAN IERLAND (2000): 'Ecological-economic analysis of wetlands: scientific integration for management and policy', *Ecological Economics*, **35**(1): 7–23.
- TURVEY, R. (1963): 'On Divergences between Social Cost and Private Cost', *Economica*, **30**: 309–313.
- VAILLANCOURT, F. UND L. MONTY (1985): 'The Effect of Agricultural Zoning on Land Prices, Quebec, 1975–1981', *Land Economics*, **61**(1): 36–42.
- VARIAN, H. R. (1995): *Grundzüge der Mikroökonomie*. 3. Auflage. Oldenbourg Verlag, München.
- VARIS, O. (2005): 'Are Floods Growing?', *AMBIO*, **34**(6): 478–480.
- VERBURG, P. H., SCHOT, P. P., DIJST, M. J. UND A. VELDKAMP (2004): 'Land use change modelling: current practice and research priorities', *GeoJournal*, **61**(4): 309–324.
- WALTER, H. UND S.-W. BRECKLE (1999): *Vegetation und Klimazonen: Grundriß der globalen Ökologie*. (UTB, Band 14). Verlag Eugen Ulmer, Stuttgart.
- WEISE, P. (1999): 'Ökonomische Anreizinstrumente zur Vorhaltung ökologischer Flächenleistungen'. Erschienen in J. Libbe (Hrsg.): *Neue Instrumente zur Steuerung des Flächenverbrauchs*. (Seminar dokumentation „Forum Stadtökologie“, Band 10). Deutsches Institut für Urbanistik, Berlin. Seiten 57–70.
- WEITZMAN, M. L. (2001): 'Gamma Discounting', *American Economic Review*, **91**(1): 260–271.
- VAN DER WERFF, P. E. (2001): 'Nature or Neighbour in Hell's Angle: Stakeholder Responses to Future Flood Management Plans for the Rhine River Basin'. Erschienen in Olsthoorn, A. A. und R. S. J. Tol (Hrsg.): *Floods, flood management and climate change in*

The Netherlands, (Nummer R-01/04. Institute for Environmental Studies, Vrije Universiteit Amsterdam, Amsterdam. Kapitel 6., Seiten 89–116.

WILKINSON, D., FERGUSON, M., BOWYER, C., BROWN, J., LADEFOGED, A., MONKHOUSE, C. UND A. ZDANOWICZ (2004): *Sustainable Development in the European Commission's Integrated Impact Assessments for 2003*. Institute for European Environmental Policy (IEEP), London.

WILLIAMS, M. (Hrsg.) (1990): *Wetlands: a threatened landscape*. (Institute of British Geographers, Band 25). Basil Blackwell Ltd, Oxford, UK.

WILMANN, O. (1998): *Ökologische Pflanzensoziologie*. (UTB, Band 269). Quelle & Meyer, Wiesbaden.

WOODWARD, R. T. UND Y.-S. WUI (2001): 'The economic value of wetland services: a meta-analysis', *Ecological Economics*, **37**(2): 257–270.

ZOLLINGER, F. (2005): 'Handelbare Flächenzertifikate und die Schweizer Raumplanung'. Erschienen in: *DISP – Dokumente und Informationen zur Schweizerischen Orts-, Regional- und Landesplanung*, Band 160. Institut für Orts-, Regional- und Landesplanung, ETH Zürich. Seiten 67–74.

A Ergebnisse ausgewählter Bewertungsstudien zu Feuchtgebieten

A.1 Kosten und Nutzen von Feuchtgebieten nach Heimlich et al. (1998: 55)

Program	Costs of conserving or restoring wetlands				Economic values of wetland functions			
	Number	Acres	Cost	Range of values	Wetland function valued	Number of studies	Mean	Range of values
				Dollars per acre				Dollars per acre
Acquisition of property rights for wetland conservation:					Marketed goods:			
Water bank (capitalized at 6%)	6 000 (contracts)	671 446	250	na	Fish and shellfish support	8	6 132	7–43 928
The Nature Conservancy	1 343	501 504	1 306	1–968 423	Nonmarketed goods:			
Swampbuster	na	13 165 800	2 215	519–4 136	General-nonusers	12	83 159	115–347 548
					General-users	6	2 512	105–9 859
Acquisition of property rights for wetland restoration:					Fishing-users	7	6 571	95–28 845
North American Wetlands Conservation Fund	202 (projects)	940 723	382	40–422	Hunting-users	11	1 019	18–3 101
Wetlands Reserve Program	2 139	341 259	620	97–2 313	Recreation-users	8	1 139	91–4 287
Emergency Wetlands Reserve Program	719	94 181	799	598–1 283	Ecological functions	17	32 149	1–200 994
					Amenity and cultural	4	2 722	83–9 910

na = not available.

Sources: Table 1 and Appendix I, Table 10, Table 9 and unpublished FSA data, North American Wetlands Conservation Fund data.

Published values standardized to 6% discount rate over a 50-year accounting period and converted to 1992 U.S.\$

Tabella A.1: Kosten und Nutzen von Feuchtgebieten, leicht verändert aus: Heimlich et al. (1998: 55)

A.2 Ökonomische Werte verschiedener Feuchtgebietstypen und verschiedener Feuchtgebietsfunktionen nach Schuyt und Brander (2004: 15f.)

Wetland Type	Median Wetland Economic Value (US \$ per hectare per year, 2000)
Unvegetated Sediment	374
Freshwater Wood	206
Salt/Brackish Marsh	165
Freshwater Marsh	145
Mangrove	120

Tabelle A.2: Mediane der ökonomischen Werte der verschiedenen Typen von Feuchtgebieten, aus: Schuyt und Brander (2004: 15)

Wetland Function	Median Wetland Economic Value (US \$ per hectare per year, 2000)
Flood Control	464
Recreational Fishing	374
Amenity/Recreation	492
Water Filtering	288
Biodiversity	214
Habitat Nursery	201
Recreational Hunting	123
Water Supply	45
Materials	45
Fuel wood	14

Tabelle A.3: Mediane der ökonomischen Werte der verschiedenen Funktionen von Feuchtgebieten, aus: Schuyt und Brander (2004: 16)

**B Investitions- und
Betriebskostenabschätzung für den
Hochwasserschutz von Röderau-Süd
durch die Dresdner Grundwasser
Consulting GmbH (2002)**

Variante	Schutzgebiet	Schutzziele	Wasserbau	Investitionen Wasserbau geschätzt* in 10 ⁶ Euro	Betriebskosten Wasserbau geschätzt* in 10 ³ Euro p.a.	sonstige Kosten (nicht Gegenstand der Studie)	Bemerkungen
Nr.	Schutzniveau						
0	HW ₅ ... HW ₂₅ GW 95,3 mNN	Wohnraum trocken, Keller geflutet	keine Maß- nahme	keine	keine	Kellerertüchtigung Gewerbegebiet, Kellerertüchtigung Neubaugebiet, Instandsetzungskosten	Altbaugebiet geschützt, Gewerbegebiet schützzbar, Neubaugebiet schützzbar
1	HW ₁₀₀ GW 96,1 mNN	Wohnraum trocken, Keller geflutet	keine Maß- nahme	keine	keine	Kellerertüchtigung Altbauggebiet gemäß Fibel [†] , Aufgabe Gewerbegebiet, Aufgabe Neubaugebiet, Instandsetzungskosten	Altbaugebiet schützzbar, Gewerbegebiet nicht schützzbar , Neubaugebiet nicht schützzbar
2/1 [§]	WS 97,1 mNN GW 92,0 mNN	Wohnraum trocken, Keller trocken	U-Deich, GWA, Flutrinne	29,0	115,0	Instandsetzungskosten	Altbaugebiet schützzbar, Gewerbegebiet schützzbar, Neubaugebiet schützzbar
2/2 [§]	WS 97,1 mNN GW 92,0 mNN	Wohnraum trocken, Keller trocken	Ring-Deich, GWA	24,0	85,0	Brücke, Kellerertüchtigung Altbauggebiet, Instandsetzungskosten	Altbaugebiet schützzbar, Gewerbegebiet schützzbar, Neubaugebiet schützzbar
3/1 [§]	WS 97,1 mNN GW 95,0 mNN	Wohnraum trocken, Keller geflutet	U-Deich, GWA, Flutrinne	26,5	80,0	Kellerertüchtigung Gewerbegebiet, Kellerertüchtigung Neubaugebiet, Instandsetzungskosten	Altbaugebiet schützzbar, Gewerbegebiet schützzbar, Neubaugebiet schützzbar
3/2 [§]	WS 97,1 mNN GW 95,0 mNN	Wohnraum trocken, Keller geflutet	Ring-Deich, GWA	22,8	65,0	Brücke, Kellerertüchtigung Altbauggebiet, Kellerertüchtigung Gewerbegebiet, Kellerertüchtigung Neubaugebiet, Instandsetzungskosten	Altbaugebiet schützzbar, Gewerbegebiet schützzbar, Neubaugebiet schützzbar

*Bei der Kostenabschätzung sind gegenüber der Kostenberechnung Toleranzen von $\pm 30\%$ zu erwarten, zumal für den Standort keine Bestandsaufnahmen, Erkundungen und Vermessungen vorliegen (Dresdner Grundwasser Consulting GmbH 2002: 23).

[†]Röderau-Süd

[‡]Hochwasserschutzfibel (BMVBW 2003)

[§]Nicht realisierbar aufgrund der Hochwasser-Verschärfung gem. Punkt 6 (in: Dresdner Grundwasser Consulting GmbH 2002) und der Stellungnahme des STUFA Radebeul

Tabelle B.1: Zusammenfassung der Ergebnisse der Aufwandsabschätzung zur Optimierung des Hochwasserschutzniveaus von Röderau-Süd, aus: Dresdner Grundwasser Consulting GmbH (2002: Tab. 6-1), ergänzt

Im folgenden werden als Beispiel die Investitionskostenabschätzung und die Betriebskostenabschätzung für das Schutzziel 2/2, welches den Hochwasserschutz des Siedlungsteils Röderau-Süd I mittels eines Ringdeiches vorsieht, detailliert aufgeführt (vgl. Dresdner Grundwasser Consulting GmbH 2002: 25–26).

Schutzziel 2/2: Gewährleistung trockener Kellersohlen und Sicherung der Funktionalität der Oberflächenwasserentsorgung, der Abwasserentsorgung und der Zuwegungen, d.h. der Infrastruktur. . . .

Investitionskostenabschätzung

Grundlagen der Kostenschätzung sind bundesdeutsche Mittelwerte, Preisauskünfte von Lieferfirmen (Listenpreise), Auskünfte von Herstellern sowie Annahmen der Bearbeiter. Bei der Kostenschätzung sind gegenüber der Kostenberechnung Toleranzen von $\pm 30\%$ zu erwarten, zumal für den Standort keine Bestandaufnahmen, Erkundungen und Vermessungen vorliegen.

...

Kostengröße	10 ⁶ Euro
Grunderwerb	1,5
Geologische und hydrologische Erkundung, Vermessung	0,3
Planung, Gebühren	2,0
Dammbau (ca. 3km, ca. 3 m hoch)	6,7
Durchfahrten	0,3
Schlitzwand	5,5
Brunnenbau	2,5
Rohrleitungsbau	1,4
Technologische Ausrüstung Elttechnik	2,0
Technische Ausrüstung Wassertechnik	0,8
Bauwerke (ohne Brücke)	1,0
Aufwendungen insgesamt	24,0

Tabelle B.2: Investitionskostenabschätzung für das Schutzziel 2/1, leicht verändert aus: Dresdner Grundwasser Consulting GmbH (2002: 25–26)

Betriebskostenabschätzung

Die Betriebskosten werden für den Zeitraum eines Jahres ermittelt. Arbeiten, die in großen Zeitabständen anfallen, sind auf Jahresanteile umgerechnet.

Kostengröße	Euro
Personalaufwand (Anlagenbetrieb, Monitoring)	20 000
Dampfpflege, Deichseitengraben	10 000
Brunnenwartung, Brunnenregenerierung anteilig	20 000
Brunnenbetrieb permanent	10 000
Brunnenbetrieb HW (1/10)	25 000
Betriebskosten jährlich	85 000

Tabelle B.3: Betriebskostenabschätzung für das Schutzziel 2/2, leicht verändert aus: Dresdner Grundwasser Consulting GmbH (2002: 26)

C Erschließungskosten

C Erschließungskosten

Parameter	Baukosten nach ISL* in DM/m ²	Baukosten nach TU Dresden† in €/m ²
Baukosten <i>Straße</i>	120	
Verkehrsstraßen und Sammelstraßen‡		60
Industriestraßen		65
Anliegerstraßen§		55
Wohnwege (befahrbar)		45
Wohnwege (nicht befahrbar)		35
Baukosten <i>Gehweg</i>	80	40
Radwege/Fußwege		30
Baukosten <i>Parkstände</i>	100	Längsaufstellung: 50 Senkrecht- und Schrägaufstellung: 45
Baukosten <i>Hochbord</i>	70 DM/m	35 €/m (einschl. Rinnenplatten)
Baukosten <i>Beleuchtung</i>	80 DM/m	40 €/m
Baukosten <i>Grünstreifen</i>	50	
Grünanlagen mit Einrichtungen		35
Grünanlagen ohne Einrichtungen		25
<i>Spielplätze</i> mit Einrichtungen		45
<i>Wasserflächen</i> (Teiche)		30
Baukosten <i>Entwässerung</i>	360 DM/m	
Entwässerung Nebensammler – 150 mm		150 €/m
300 mm		200 €/m
400 mm		225 €/m
Entwässerung Hauptsammler – 600 mm		300 €/m
800 mm		375 €/m
100 mm		450 €/m
Baukosten <i>Wasserversorgung</i>	120 DM/m	
Wasserversorgung mindestens 100 mm		60 €/m
– in Sammelstraßen 150 mm		90 €/m
– Zubringerleitung 200 mm		125 €/m
Baukosten <i>Stromversorgung</i>	110 DM/m	55 €/m
Baukosten <i>Gasversorgung</i>	120 DM/m	
Gasversorgung mindestens 100 mm		60 €/m
in Sammelstraßen 150 mm		90 €/m
Zubringerleitung 200 mm		125 €/m
<i>Fernwärmeversorgung</i> 100 mm		700 €/m
Baukosten <i>Telefon</i>	150 DM/m	75 €/m
Leitungen für <i>Antennenanlagen</i>		75 €/m

* Institut für Städtebau und Landesplanung, Universität Karlsruhe – Vorlesungsskript

Raum- und Infrastrukturentwicklung – Erschließungskosten [Stand: 13.11.2003]

† TU Dresden, Fakultät Bauingenieurwesen, Institut für Stadtbauwesen und Straßenbau, Lehrstuhl Stadtbauwesen Prof. Dr.-Ing. Raimund K. Herz – Arbeitsblätter: A1 Stadtbauwesen – Erschließungskosten Nr. 36 [Erstellungsdatum: 16.12.2002]

‡ ISL: *Sammelstraße SS 2* – Breite je Fahrstreifen: 2,75 m, Breite Parkstreifen (Park-/Grünstreifen): 2,00 m, Breite Grünstreifen: 2,5 m, Breite je Gehweg: 1,5 m, Breite insgesamt: 13 m; vgl. auch Arbeitsblatt Stadtstraßen Nr. 33 (TU Dresden, Fakultät Bauingenieurwesen, Institut für Stadtbauwesen und Straßenbau, Lehrstuhl Stadtbauwesen)

§ ISL: *Anliegerstraße AS 2* – Breite je Fahrstreifen: 2,38 m, Breite Parkstreifen (Park-/Grünstreifen): 2,00 m, Breite Grünstreifen: 0,0 m, Breite je Gehweg: 1,5 m, Breite insgesamt: 9,8 m; vgl. auch Arbeitsblatt Stadtstraßen Nr. 33 (TU Dresden)

Tabelle C.1: Erschließungskosten in der Literatur, eigene Darstellung

C Erschließungskosten

Erschließung 225 Häuser

geschätzte Kosten der Erschließungsanlagen

Pos.	Gewerk / Leistung	Status	Menge	ME	EP	GP	Brutto (inkl. 16 % MWST.)
Baustelleneinrichtungen							
1	Baustelleneinrichtung	GP	1,00	psch	50.000,00 €	50.000,00 €	58.000,00 €
2	Bauzaun aufstellen, vorhalten, umsetzen, abbauen	GP	500,00	m	5,00 €	2.500,00 €	2.900,00 €
3	Suchschachtungen zur Freilegung von Leitungen und Kabeln	GP	150,00	m³	50,00 €	7.500,00 €	8.700,00 €
4	Fußgängerhilfsbrücken	EP	1,00	Stck.	50,00 €		0,00 €
5	Hilfsüberfahrten über Gräben	EP	1,00	Stck.	150,00 €		0,00 €
6	Absperrungen, Verkehrseinrichtungen	GP	1,00	psch	1.000,00 €	1.000,00 €	1.160,00 €
7	Absteckung der Grenzen und Achsen	GP	1,00	psch	2.500,00 €	2.500,00 €	2.900,00 €
Summe						63.500,00 €	73.660,00 €
Freimachen des Baugeländes							
1	Abräumen des Baugeländes (Unrat, lagernder Boden, Zaun)	GP	1,00	psch	10.000,00 €	10.000,00 €	11.600,00 €
2	Oberbodenabtrag, -beseitigung (Stärke i.M. 30 cm)	GP	4500,00	m³	5,00 €	22.500,00 €	26.100,00 €
Summe						32.500,00 €	37.700,00 €
Schmutzwasserkanalisation							
1	Erdaushub für Kanäle bis 3 m Tiefe	GP	6600,00	m³	15,00 €	99.000,00 €	114.840,00 €
2	Erdaushub für Hausanschlüsse bis 2 m Tiefe	GP	1200,00	m³	15,00 €	18.000,00 €	20.880,00 €
3	Sicherung von Leitungen	GP	150,00	m	4,00 €	600,00 €	696,00 €
4	monolith. Kontrollschacht auf vorh. Kanal aufsetzen, einschl. Deckel D	GP	2,00	Stck.	1.550,00 €	3.100,00 €	3.596,00 €
5	Schmutzwasserkanal Stz DN 200	GP	1975,00	m	35,00 €	69.125,00 €	80.185,00 €
6	Schmutzwasseranschlussleitung Stz DN 150	GP	540,00	m	30,00 €	16.200,00 €	18.792,00 €
7	Abzweig 200 / 150	GP	100,00	Stck.	80,00 €	8.000,00 €	9.280,00 €
8	Bogen DN 150, 45 Grad	GP	100,00	Stck.	25,00 €	2.500,00 €	2.900,00 €
9	Betonshacht DN 1000 als Kontrollschacht mit Deckel D	GP	50,00	Stck.	1.050,00 €	52.500,00 €	60.900,00 €
10	vorh. Schachtdeckel auf endgültige Höhe setzen	GP	50,00	Stck.	50,00 €	2.500,00 €	2.900,00 €
11	Übergang Stz/KG DN 150	EP	10,00	Stck.	25,00 €		0,00 €
12	Kontrollschacht aus Kunststoff, DN 400, Abdeckung Klasse D	GP	225,00	Stck.	375,00 €	84.375,00 €	97.875,00 €
13	Muffenstopfen DN 150	GP	225,00	Stck.	10,00 €	2.250,00 €	2.610,00 €
14	Dichtheitsprüfungen Rohr	GP	2515,00	m	2,50 €	6.287,50 €	7.293,50 €
15	Dichtheitsprüfungen Schacht	GP	158,00	Stck.	50,00 €	7.900,00 €	9.164,00 €
16	TV-Inspektion	GP	1975,00	m	1,90 €	3.752,50 €	4.352,90 €
17	Grundwasserabsenkungen	EP	500,00	m	100,00 €		0,00 €
18	Schmutzwasserhebewerk	EP	1,00	Stck.	20.000,00 €		0,00 €
19	Bestandsdokumentation der Schmutzwasseranlage	GP	1,00	psch.	2.500,00 €	2.500,00 €	2.900,00 €
Summe						378.590,00 €	439.164,40 €
Trinkwasserleitungen							
1	Erdaushub für Versorgungsleitungen bis 2 m Tiefe	GP	3910,00	m³	15,00 €	58.650,00 €	68.034,00 €
2	Erdaushub für Anschlussleitungen bis 2 m Tiefe	GP	1010,00	m³	14,00 €	14.140,00 €	16.402,40 €
3	Trinkwasserleitung HDPE DN 80-150	GP	1975,00	m	17,00 €	33.575,00 €	38.947,00 €
4	Trinkwasserleitung HDPE DN 32	GP	540,00	m	7,50 €	4.050,00 €	4.698,00 €
5	Desinfektion	GP	2515,00	m	1,50 €	3.772,50 €	4.376,10 €
6	Druckprüfungen	GP	2515,00	m	2,00 €	5.030,00 €	5.834,80 €
7	Trassenwarnband	GP	2515,00	m	0,50 €	1.257,50 €	1.458,70 €
8	Einbindung in vorh. Netz	GP	2,00	Stck.	1.500,00 €	3.000,00 €	3.480,00 €
9	KOS DN 50-100 mit EBG, Kappe und Schild	GP	20,00	Stck.	320,00 €	6.400,00 €	7.424,00 €
10	VAB mit EBG, Kappe und Schild	GP	225,00	Stck.	300,00 €	67.500,00 €	78.300,00 €
11	Unterflurhydranten mit Kappe und Schild	GP	10,00	Stck.	800,00 €	8.000,00 €	9.280,00 €
14	Bestandsdokumentation der Trinkwasseranlage	GP	1,00	psch.	3.000,00 €	3.000,00 €	3.480,00 €
Summe						208.375,00 €	241.715,00 €

C Erschließungskosten

Elt-Erschließung							
1	Hausanschlußkosten	GP	225,00	Stck.	970,00 €	218.250,00 €	253.170,00 €
2	BKZ (Baukostenzuschuss)	GP	225,00	Stck.	812,00 €	182.700,00 €	211.932,00 €
Summe						400.950,00 €	465.102,00 €
Erdgaserschließung							
1	Hausanschlußkosten inkl. BKZ	GP	225,00	Stck.	1.440,00 €	324.000,00 €	375.840,00 €
Summe						324.000,00 €	375.840,00 €
BK-Netz (Breitbandkabel)							
1	Investitionskostenbeteiligung (Schätzung!)	GP	1,00	psch.	25.000,00 €	25.000,00 €	29.000,00 €
Summe						25.000,00 €	29.000,00 €
Verkehrsanlagen							
1	Erdarbeiten für Verkehrsflächen, Planum, Verdichten	GP	15000,00	m²	3,50 €	52.500,00 €	60.900,00 €
2	Schottertragschichten in Fahrbahnen	GP	15000,00	m²	10,00 €	150.000,00 €	174.000,00 €
3	Tiefbordsteine	GP	1100,00	m	13,00 €	14.300,00 €	16.588,00 €
4	Hochbordsteine, Rundbordsteine	GP	3950,00	m	25,00 €	98.750,00 €	114.550,00 €
5	Asphaltdecken in Fahrbahnen	GP	14800,00	m²	35,00 €	518.000,00 €	600.880,00 €
6	Betonpflasterdecken in Nebenanlagen	GP	2200,00	m²	24,00 €	52.800,00 €	61.248,00 €
7	Bestandsvermessung	GP	1,00	psch.	3.000,00 €	3.000,00 €	3.480,00 €
8	Verkehrsbeschilderung	GP	10,00	Stck.	80,00 €	800,00 €	928,00 €
9	Kontrollprüfungen	GP	15,00	Stck.	125,00 €	1.875,00 €	2.175,00 €
Summe						892.025,00 €	1.034.749,00 €
Regenwasserentsorgung							
1	Erdarbeiten für Regenwasserkanäle	GP	5225,00	m³	15,00 €	78.375,00 €	90.915,00 €
2	Erdarbeiten für Anschlußleitungen	GP	530,00	m³	12,00 €	6.360,00 €	7.377,60 €
3	Regenwasserkanal Bt, DN 300-400	GP	1900,00	m	30,00 €	57.000,00 €	66.120,00 €
4	Regenwasserkanal Stz, DN 150	GP	240,00	m	25,00 €	6.000,00 €	6.960,00 €
5	Kontrollschächte Beton DN 1000 mit Deckel D	GP	48,00	Stck.	1.000,00 €	48.000,00 €	55.680,00 €
6	monolith. Kontrollschacht auf vorh. Kanal aufsetzen, einschl. Deckel D	GP	2,00	Stck.	1.550,00 €	3.100,00 €	3.596,00 €
7	TV-Inspektion	GP	1900,00	m	1,90 €	3.610,00 €	4.187,60 €
8	Dichtheitsprüfung Kanäle	GP	2140,00	m	2,50 €	5.350,00 €	6.206,00 €
9	Dichtheitsprüfung Schächte	GP	48,00	Stck.	50,00 €	2.400,00 €	2.784,00 €
10	Straßenabläufe	GP	60,00	Stck.	250,00 €	15.000,00 €	17.400,00 €
11	Bestandsdokumentation	GP	1,00	psch.	2.500,00 €	2.500,00 €	2.900,00 €
Summe						227.695,00 €	264.126,20 €
Landschaftsbauarbeiten							
1	Pflanzflächen herstellen	GP	500,00	m²	4,00 €	2.000,00 €	2.320,00 €
2	Bäume liefern und pflanzen im öffentl. Straßenraum	GP	110,00	Stck.	350,00 €	38.500,00 €	44.660,00 €
Summe						40.500,00 €	46.980,00 €
Straßenbeleuchtungsanlagen							
1	Kabelgraben	GP	1975,00	m	8,00 €	15.800,00 €	18.328,00 €
2	Versorgungskabel liefern und legen	GP	1975,00	m	4,50 €	8.887,50 €	10.309,50 €
3	Leuchten und Maste liefern und aufstellen	GP	71,00	Stck.	800,00 €	56.800,00 €	65.888,00 €
4	Schalt- und Steuerschrank	GP	1,00	Stck.	2.200,00 €	2.200,00 €	2.552,00 €
5	Montage und Inbetriebnahme	GP	1,00	psch.	1.500,00 €	1.500,00 €	1.740,00 €
Summe						85.187,50 €	98.817,50 €
Gesamtsumme Bau Netto						2.678.322,50 €	3.106.854,10 €
Planung und Baubetreuung						267.832,25 €	310.685,41 €
Gesamtsumme Netto						2.946.154,75 €	3.417.539,51 €
+ 16 % Mehrwertsteuer						471.384,76 €	
Gesamtsumme Brutto						3.417.539,51 €	

Alles * 0,95, weil Kostenschätzung! (Marktpreise 90 – 95 %)

3.246.663 €

Abbildung C.1: Erschließungskosten für die konstruierte abzubrechende Siedlung, zur Verfügung gestellt durch D. Seidel (29.11.04)

D Projektkostenübersicht zu Teil IV

D Projektkostenübersicht zu Teil IV

	A	B	C	D	E	F	G	H	I	J	K	L	M
1	Projektkosten (Ostfild./Brandenburg)	brutto (d.h. inkl. 16 % MWST.)											
2													
3	1. Absiedlung	350 WE		26 GE									
4	Projektentwicklung/-planung (Absiedlung + Neubau)	psch.	1.000	€/WE o. GE		376.000	€						
5	externe Steuerung/Betreuung von Besitzern u. Mietern	psch.	2.000	€/WE o. GE		752.000	€						
6	Umzugskosten Wohnen	psch.	1.000	€/WE		350.000	€						
7	Umzugskosten Gewerbe			€/GE			€						
8													
9	Gesamtkosten Absiedlung					1.478.000	€						
10													
11	2. Abbrucharbeiten												
12	EFH		7.500	€/WE		1.500.000	€						
13	MFH		10.000	€/WE		1.500.000	€						
14	Infrastruktur (Straße, Strom-, Gas-, Wasserver- und -entsorgung)	psch.				750.000	€						
15													
16	Deich (rechteckig um 200.000m² Fläche, 1908 m lang, 51.516 m² Grundfläche 60.000 m²/km (4m hoch, 27m breit, 3m breite Deichkrone))	Schiltzu	5.115	€/km									
17		Pachtau	256	€/ha		0	€						
18		Rückba	5	€/m²		572.400	€						
19													
20	Abtransport/Entsorgung in Abhängigkeit von Entfernung												
21													
22	Gesamtkosten Abbrucharbeiten					4.322.400	€						
23													
24	3. Neubau												
25	Objektdaten												
26	Grundstücksgröße	brutto	200.000	m²		30.000	m²	Verkehr (Straßen, Wege, Spielplatz etc.)					
27		netto	170.000	m²									
28	Wohnen	netto	93.000	m²									
29	Gewerbe	netto	77.000	m²									
30													
31	Wohneinheiten	WE	350		150	Wohnungen	ja	80 m²	in 25 MFH				
32		Häuser	225		200	Häuser	ja	120 m²					
33	Bruttogeschossfläche	Wfl.	36.000	m²									
34	Gewerbeeinheiten (GE)		26										
35													
36	Grundstückskosten					Summe							
37	Grundstückkaufpreis			0 €/m²			0	€					
38													
39	Erwerbsnebenkosten (Notar, Grunderwerbssteuer)			6 %			0	€					
40	Bebauungsplankosten + GOP					150.000	€	für 20 ha					
41	Baugrundgutachten					15.000	€	für 20 ha					
42	Baufreimachung					0	€						
43	Entwicklungskosten	psch.				250.000	€						
44													
45	Grundstückskosten ohne Erschließung			2,08 €/m² (brutto)		415.000	€						
46													
47	Erschließung												
48	Erschließungsplanung		1,2	€/m²		240.000	€						
49	Baubetreuung/Ausführungsplanung		0,9	€/m²		180.000	€						
50	Kosten aus Eingriff- und Ausgleich		1.500	€/WE		525.000	€						
51	Baustelleneinrichtung					73.660	€						
52	Beräumung/Altlastenbeseitigung/Baugrund	psch.		€/m²		25.000	€						
53	Straßen- und Tiefbau		15	€/m²		1.133.567	€						
54	Landschaftsbau			€/m²		46.980	€						
55	Regenwasserentsorgung					264.126	€						
56	medienseitige Erschließung												
57	- Erschließung Strom (alles, inkl. Hausanschlüsse u. BKZl)			€/m²		465.102	€						
58	- Erschließung Gas (alles, inkl. Hausanschlüsse u. BKZl)			€/m²		375.840	€						
59	- Erschließung Abwasser (alles, inkl. Hausanschlüsse u. BKZl)			€/m²		439.164	€						
60	- Erschließung Trinkwasser (alles, inkl. Hausanschlüsse u. BKZl)			€/m²		241.715	€						
61	- BK-netz					29.000	€						
62	Kläranlage für 1400 EGV (da: Gewerbe- u. Wohngebiet)					1.700.000	€						
63													
64	Summe Erschließung			33,76 €/m²		5.739.154	€						
65	Grundstückskosten inkl. Erschließung			36,20 €/m² (netto)		6.154.154	€						
66													
67	Nebenkosten												
68	Vermessung/Parzellierung + GW		2.500	€ je Haus + GE		627.500	€						
69	Architekt		5.500	€ je Haus		1.237.500	€						
70	Prüfstattiker/Tragwerksplaner		1.750	€ je Haus		393.750	€						
71	Behörden, Notar + GW		1.025	€ je Haus + GE		257.275	€						
72	Projektentwicklung (Ersatzwohngebiet)		770	€ je Haus + GE		193.270	€						
73													
74						10.775	€ je Haus						
75	Baukosten Wohnen					2.516.025	€						
76	Häuser komplett ("schlüsselfertig")	Stück			BK								
77	EFH frei stehend, mit Keller	40	1.041,67	€/m² Wfl.	125.000	5.000.000	€						
78	EFH frei stehend, ohne Keller	30	958,33	€/m² Wfl.	115.000	3.450.000	€						
79	RH ohne Keller	65	791,67	€/m² Wfl.	95.000	6.175.000	€						
80	DHH mit Keller	45	875,00	€/m² Wfl.	105.000	4.725.000	€						
81	DHH ohne Keller	20	791,67	€/m² Wfl.	95.000	1.900.000	€						
82	MFH mit Keller	25	725	€/m² Wfl.	348.000	8.700.000	€						
83				480 m²									
84		225				29.950.000	€						
85													
86	Garagen/Carports												
87	Schuppen/Abstellraum	200			2.000	400.000	€						
88	Garage, offen	50			5.000	250.000	€						
89						650.000	€						
90						30.600.000	€						

D Projektkostenübersicht zu Teil IV

	A	B	C	D	E	F	G	H	I	J	K	L	M
91													
92	Private Erschließung												
93	Private Erschließung (Terasse, Zuwegungen, Regenwasser)		3500	€ je Haus bzw. GE		878.500	€						
94	Stellplatz	100	500	€ je Stück		50.000	€						
95	Erdarbeiten (Baugrube, Mutterboden)		4000	€ je Haus bzw. GE		1.004.000	€						
96			7500	€ je Haus bzw. GE (ohne		1.932.500	€						
97													
98													
99	Finanzierungskosten Wohnen Neu												
100	Zinsen Bau- u. Nebenkosten/priv. Erschließung/Grundstück		5,50%			552.136	€						
101	Zinsen Avalbürgschaften (von Bauträgerbank an Grundstücks-/Hauskäufer)		0,75%			301.165	€						
102	Bearbeitungsgebühr Bank		1,00%			401.553	€						
103													
104	Finanzierung Wohnen			für Laufzeit 3 Jahre		3.764.560	€						
105													
106	Baukosten Gewerbe												
107	Gebäude						€						
108													
109													
110	Finanzierungskosten Gewerbe												
111	Zinsen		5,50%			14.401	€						
112	Zinsen Avalbürgschaften (von Bauträgerbank an Grundstücks-/Hauskäufer)		0,75%			7.855	€						
113	Bearbeitungsgebühr Bank		1,00%			10.474	€						
114	Finanzierung Gewerbe			für Laufzeit 3 Jahre		98.191	€						
115													
116													
117	Gesamtkostenübersicht Neubau												
118	Grundstückskosten (Wohnen + Gewerbe)					415.000	€						
119	Erschließung					5.739.154	€						
120	Baukosten Wohnen (Baukosten + Keller, Schuppen, Garage)					30.600.000	€						
121	Private Erschließung					1.932.500	€						
122	Nebenkosten					2.516.025	€						
123	Gewerbe Gebäude					0	€						
124	Finanzierungskosten Wohnen					3.764.560	€						
125	Finanzierungskosten Gewerbe					98.191	€						
126													
127	Gesamt Neu					45.065.430	€						
128													
129	4. Finanzierungskosten Absiedlung, Abbruch												
130	Bezug		5.800.400					nur absiedl	abbr häuser	abbr infra	abbr deich		
131	Zinsen		5,50%			79.756	€	20.322,5	41.250,0	10.313	7.871		
132	Bearbeitungsgebühr Bank		1,00%			58.004	€	14.780,0	30.000,0	7.500	5.724		
133	Finanzierung Absiedlung und Abbruch			für Laufzeit 4 Jahre		551.038	€	35.102,5	71.250,0	17.813	13.594,5	551.038,0	
134													
135													
136	5. Gesamtkostenübersicht Projekt												
137	Absiedlung/Steuerung					1.478.000	€						
138	Abriß					4.322.400	€						
139	Finanzierungskosten: Absiedlung und Abbruch					551.038	€						
140	Neubau Siedlung (Wohnen + Gewerbe)					45.065.430	€						
141													
142	Gesamt Projekt					51.416.868	€						
143													
144	6. Opportunitätskosten des vorgezogenen Abbruchs												
145	Opportunitätskosten Wohnhäuser												
146	Opportunitätskosten Gewerbe		34.863.564	€ Ansatz für Kosten-Rechnung Siedlung									
147	Opportunitätskosten Infrastruktur		7.702.904	€ Ansatz für Kosten-Rechnung Infrastruktur									
148	Opportunitätskosten Abbruch Deich		626.778,0	€ Ansatz für Kosten-Rechnung Deichabbruch									
149	Zusätzliche Kosten durch den Abbruch		5.648.455	€ Ansatz für zusätzliche Kosten durch Absiedlung									
150													
151	Gesamt Opportunitätskosten												
152													
153													
154			Bezug für 6.										
155			31.578.564	€ Kostenpunkt Wohngebäude+Gewerbe (mit finanziert)									
156			6.881.654	€ Kostenpunkt Gesamterschließungskosten (privat + öffentlich) = Kostenpunkt Infrastruktur									
157			4.030.045	€ Extrakosten, die es ohne Umsiedl. nicht gäbe (neue Planung, Avalbürgsch etc.)									
158			1.478.000	€ Absiedlung+Projektsteuerung				1.618.410	€ mit Finanzierungskosten (Zinsen)				
159			3.000.000	€ Abbruchkosten Häuser				3.285.000	€ mit Finanzierungskosten (Zinsen)				
160			750.000	€ Abbruchkosten Infrastruktur				821.250	€ mit Finanzierungskosten (Zinsen)				
161			572.400	€ Abbruchkosten Deich				626.778,0	€ mit Finanzierungskosten (Zinsen)				
162			5.800.400					6.351.438					

Abbildung D.1: Projektkosten ohne Flächenkosten (Grundstückspreis + Erwerbsnebenkosten von 6%), eigene Darstellung, erstellt mit Unterstützung durch D. Seidel, (05.11.04 – 14.12.04)

	K	L	M	N	O	P	Q	R	S	T	U	V
17	m_a	Deich (3km, 3m hoch -- 108.000 m3)										
18		g=100 a	t_0									
19	Investitionskosten nach dgc ohne Grunderwerb u. Brunnenbau	20.000.000 €		40		80		100		120		
20			n									
21				80	100						80	100
22		diskont	0,01	13.433.063	11.008.992	20.000.000	16.390.889	11.008.992	20.000.000	13.433.063	9.022.359	
23			0,03	6.131.137	3.394.662	20.000.000	11.073.515	3.394.662	20.000.000	6.131.137	1.879.542	
24			0,05	2.840.914	1.070.710	20.000.000	7.537.790	1.070.710	20.000.000	2.840.914	403.540	
25			0,1	441.899	65.685	20.000.000	2.972.873	65.685	20.000.000	441.899	9.764	
26												
27	unterhaltungskosten	85.000 €										
28												
29		diskont	0,01	5.442.455								
30			0,03	2.770.907								
31			0,05	1.772.072								
32			0,1	934.938								
33												
34				vermiedene unterhaltungs- und erneuerungskosten in Euro								
35				n=100 a								
36			t_0	40	80	100	120					
37												
38		diskont	0,01	16.451.447	21.833.344	25.442.455	14.464.813					
39			0,03	6.165.569	13.844.422	22.770.907	4.650.449					
40			0,05	2.842.783	9.309.862	21.772.072	2.175.612					
41			0,1	1.000.624	3.907.811	20.934.938	944.702					
42												
43				n=80 a								
44			t_0	40	80	100	120					
45												
46		diskont	0,01	18.875.517	25.442.455	16.451.447	18.875.517					
47			0,03	8.902.044	22.770.907	6.165.569	8.902.044					
48			0,05	4.612.986	21.772.072	2.842.783	4.612.986					
49			0,1	1.376.837	20.934.938	1.000.624	1.376.837					
50												

Abbildung D.2: Vermiedene Unterhaltungs- und Erneuerungskosten Hochwasserschutz im Zeitpunkt des Abbruchs ($t_0 = s$), vgl. Anhang B (Dresdner Grundwasser Consulting GmbH 2002), eigene Darstellung

	A	B	C	D	E	F	G	H	I
19	Diskontsatz								
20	3%								
21	Theoret.								
22	Nutzungsdauer			10	40	45	50	80	100
22	Gesamterschließung	7.702.904	45	4.965.420	1.058.311	0	5.341.526	1.971.220	4.965.420
23	Siedlung neu (Gewerbe + Wohnen)	34.863.564	100	32.425.632	28.946.063	28.003.559	26.910.938	15.560.454	0
24	Abbruch Deich	626.778	100	582.949	520.393	503.449	483.806	279.746	0
25	Summe in €	43.193.246		37.974.000	30.524.768	28.507.008	32.736.270	17.811.420	4.965.420
26									
27									
28	Gesamterschließung	7.702.904	45	4.965.420	1.058.311	0	5.341.526	1.971.220	4.965.420
29	Siedlung neu (Gewerbe + Wohnen)	34.863.564	50	24.175.900	8.921.798	4.789.947	0	15.560.454	0
30	Abbruch Deich	626.778	100	582.949	520.393	503.449	483.806	279.746	0
31	Summe in €	43.193.246		29.724.268	10.500.502	5.293.396	5.825.332	17.811.420	4.965.420
32									
33									
34	1%								
35	Theoret.								
36	Nutzungsdauer			10	40	45	50	80	100
36	Gesamterschließung	7.702.904	45	2.265.315	373.855	0	2.529.224	729.566	2.265.315
37	Siedlung neu (Gewerbe + Wohnen)	34.863.564	100	20.625.592	15.672.928	14.694.013	13.665.163	6.291.323	0
38	Abbruch Deich	626.778	100	370.807	281.768	264.169	245.673	113.106	0
39	Summe in €	43.193.246		23.261.714	16.328.552	14.958.182	16.440.060	7.133.994	2.265.315
40									
41									
42	Gesamterschließung	7.702.904	45	2.265.315	373.855	0	2.529.224	729.566	2.265.315
43	Siedlung neu (Gewerbe + Wohnen)	34.863.564	50	11.447.342	3.302.034	1.692.079	0	6.291.323	0
44	Abbruch Deich	626.778	100	370.807	281.768	264.169	245.673	113.106	0
45	Summe in €	43.193.246		13.712.656	3.675.889	1.692.079	2.529.224	7.020.888	2.265.315

Abbildung D.3: Opportunitätskosten im Abbruchzeitpunkt, eigene Darstellung

Neubaukosten	
in Abhängigkeit von Grundstückspreis am Ersatzstandort	
43 €/m ² (vgl. Röderau-Süd)	55 036 055 €
23 €/m ² (vgl. Sandau)	50 398 555 €
0,009 €/m ² Pacht Grünland bei Stendal	45 067 517 €
0,01 €/m ² Pacht Acker bei Stendal	45 067 749 €
0,41 €/m ² Kaufpreis Acker bei Stendal	45 160 499 €
0,3 €/m ² Kaufpreis Grünland bei Stendal	45 134 993 €
0 €/m ²	45 065 430 €
Umsiedlungskosten	
Umsiedlung/Steuerung	1 478 000 €
Abriss	4 322 400 €
Finanzierungskosten: Umsiedlung und Abbruch	551 038 €
Summe der Umsiedlungskosten	6 351 438 €

Tabelle D.1: Betriebswirtschaftliche Kosten des Vorhabens, eigene Darstellung

E AIHonO §§ 15 und 31

„AIHonO § 15 **Leistungsbild Objektplanung für Gebäude, Freianlagen und raumbildende Ausbauten**

(1) Das Leistungsbild Objektplanung umfaßt die Leistungen der Auftragnehmer für Neubauten, Neuanlagen, Wiederaufbauten, Erweiterungsbauten, Umbauten, Modernisierungen, raumbildende Ausbauten, Instandhaltungen und Instandsetzungen. Die Grundleistungen sind in den in Absatz 2 aufgeführten Leistungsphasen 1 bis 9 zusammengefaßt.“ Eine Auflistung besonderer Leistungen findet sich ebenfalls in Absatz (2).

Leistungsphasen nach HOAI § 15 (1):

1. Grundlagenermittlung: Ermitteln der Voraussetzungen zur Lösung der Bauaufgabe durch die Planung
2. Vorplanung (Projekt- und Planungsvorbereitung): Erarbeiten der wesentlichen Teile einer Lösung der Planungsaufgabe
3. Entwurfsplanung (System- und Integrationsplanung): Erarbeiten der endgültigen Lösung der Planungsaufgabe
4. Genehmigungsplanung: Erarbeiten und Einreichen der Vorlagen für die erforderlichen Genehmigungen oder Zustimmungen
5. Ausführungsplanung: Erarbeiten und Darstellen der ausführungsfähigen Planungslösung
6. Vorbereitung der Vergabe: Ermitteln der Mengen und Aufstellen von Leistungsverzeichnissen
7. Mitwirkung bei der Vergabe: Ermitteln der Kosten und Mitwirkung bei der Auftragsvergabe
8. Objektüberwachung (Bauüberwachung): Überwachen der Ausführung des Objekts
9. Objektbetreuung und Dokumentation: Überwachen der Beseitigung von Mängeln und Dokumentation des Gesamtergebnisses

„AIHonO § 31 **Projektsteuerung**: (1) Leistungen der Projektsteuerung werden von Auftragnehmern erbracht, wenn sie Funktionen des Auftraggebers bei der Steuerung von Projekten mit mehreren Fachbereichen übernehmen. Hierzu gehören insbesondere:

1. Klärung der Aufgabenstellung, Erstellung und Koordinierung des Programms für das Gesamtprojekt,
2. Klärung der Voraussetzungen für den Einsatz von Planern und anderen an der Planung fachlich Beteiligten (Projektbeteiligte),
3. Aufstellung und Überwachung von Organisations-, Termin- und Zahlungsplänen, bezogen auf Projekt und Projektbeteiligte,
4. Koordinierung und Kontrolle der Projektbeteiligten, mit Ausnahme der ausführenden Firmen,
5. Vorbereitung und Betreuung der Beteiligung von Planungsbetroffenen,
6. Fortschreibung der Planungsziele und Klärung von Zielkonflikten,
7. laufende Information des Auftraggebers über die Projektabwicklung und rechtzeitiges Herbeiführen von Entscheidungen des Auftraggebers,
8. Koordinierung und Kontrolle der Bearbeitung von Finanzierungs-, Förderungs- und Genehmigungsverfahren.

(2) Honorare für Leistungen bei der Projektsteuerung dürfen nur berechnet werden, wenn sie bei Auftragserteilung schriftlich vereinbart worden sind; sie können frei vereinbart werden.“

F Kommunikation mit Experten und Praktikern zu Teil IV

Name	Institution	Datum	Thema
<i>Zu: Absiedlung Röderau-Süd</i>			
Karl-Heinz Meier	Direktor Staatliches Umweltfachamt, Radebeul	06.01.04 (pers. Gespräch)	technische Hintergünde der Entscheidung zur Absiedlung von Röderau-Süd
Uwe Korzen-Krüger	Sächsisches Staatsministerium des Innern, Referat Wohnungswirtschaft, Dresden	25.11.03, 28.04.04, 04.07.04, 05.10.04, 03.11.04 (Email), 01.11.04 (Brief)	Absiedlung Röderau-Süd, Bebauungspläne in Überschwemmungsflächen in Sachsen
Renè Schulze	Staatsbetrieb Sächsisches Immobilien- und Baumanagement, Unternehmensbereich Finanzvermögen und Portfoliosteuerung, Dresden	04.06.04 (Telefonat), 17.06.04, 06.09.04, 11.11.04 (Email)	Modalitäten der Entschädigung im Rahmen der Absiedlung von Röderau-Süd, Kosten des Rückbaus, Verallgemeinerbarkeit des Falls Röderau-Süd
Holger Koßwig	Bauamtsleiter, Gemeinde Zeithain	22.06.04 (Email), 27.07.04 (Telefonat), 28.07.04 (Brief)	Daten zur Erschließung und Lageplan Baugebiet Röderau-Süd
Martin Pfister	Wüstenrot Haus- und Städtebau GmbH, Dresden	11.10.04, 16.03.05 (Email)	Erschließung Röderau-Süd
<i>Zu: Absiedlungspraxis</i>			
Dr. habil. Andreas Berkner	Regionaler Planungsverband Westsachsen, Leiter Regionale Planungsstelle, Leipzig	15.12.03 (Email)	Braunkohlenplanung und Umsiedlungsproblematik

Name	Institution	Datum	Thema
Dr. Detlev Dähnert/ Marco Bayer	Vattenfall Europe Mining AG, Senftenberg	22.01.04 (Email)	Umsiedlungspraxis Lausitzer Braunkohlerevier
Anja Gäbler	Berliner Flughäfen, Flughafen Schönefeld, Berlin	17.06.04 (Email)	Kosten Umsiedlung Diepensee

Zu: Hypothetische Absiedlung Sandau

Bruno Büchele	Institut für Wasserwirtschaft und Kulturtechnik, Universität Karlsruhe (TH)	29./30.10.03, 05.11.03 (Telefonate)	prinzipieller Ansatz des Forschungsvorhabens, Bedeutung von Retentionsflächen insbesondere an der Elbe
Lutz Borner	Bauamt, Stadt Luckau	06./07./12.01.04, 27.04.04 (Email)	prinzipielle Datenverfügbarkeit zur Absiedlung einer Kleinstadt
Frau Damker	Stadtverwaltung, Stadt Sandau	06.04.04 (Brief)	Daten Stadt Sandau
Christine Wendt	Bauamt, Stadt Sandau	15./26.04.04 (Telefonate), 28.04.04, 01.09.04 (Briefe), 10.05.04, 08.09.04 (Email)	Flächennutzung und Bodenrichtwerte Stadt Sandau, Daten zur Erschließung und Bodenpreise Eigenheimstandort „Hinter dem Denkmal“, Stadt Sandau
Frau Roßkamp	Leiterin Kämmerei, Stadt Sandau	11.05.04 (Fax)	Kosten des Unterhalts städtischer Liegenschaften der Stadt Sandau
Thomas Sippli	Bauplanungsbüro Hackel und Preß, Havelberg	14.09.04 (Telefonat)	allgemeine Information zur Erschließung
Andreas Breit	Pfarrer, evangelische Kirche Sandau	07.05.04 (Fax)	Grundstücks- und Gebäudewerte der evangelischen Gemeinde Sandau
Günter Hasstedt/ Günter Will	Stadtwerke Havelberg GmbH	10.05.04 (Brief)	Gasversorgungsnetz, Wasser- und Abwassernetz Stadt Sandau
André Bruscek	avacon AG, Stendal	10.05.04 (Email)	technische Daten Stromnetz Stadt Sandau
A. Mahlke	Bereichsingenieur Sandau, Landesbetrieb Hochwasserschutz und Wasserwirtschaft, Flussbereich Genthin	04.10.04, 27.10.04 (Telefonat), 14.10.04 (Brief)	technische Daten und Kosten Deichanlagen im Bereich Sandau

Zu: Erschließung und Bau hypothetisches Wohn- und Gewerbegebiet

Name	Institution	Datum	Thema
Dirk Seidel	Projektentwickler Kondor Wessels Berlin GmbH	05.11.04 (pers. Gespräch), 29.11.04, 08./14.12.04 (Email)	Planung hypothetische Wohn- und Gewerbesiedlung, Projektkosten
<i>Zu: Bebauung von Überschwemmungsflächen</i>			
Achim Janssen	Landratsamt Eichstätt	12./13.10.04 (Email)	Bauvorhaben im Überschwem- mungsgebiet, insbes. in der Gemeinde Eichstätt
Josef Hofmeister	Geschäftsleitung Markt Metten	14.10.04 (Email)	Bauvorhaben im Überschwem- mungsgebiet durch die Gemeinde Markt Metten
Herbert Jäger	Landratsamt Traun- stein	04.10.04 (Email)	Bauvorhaben im Überschwem- mungsgebiet durch die Gemeinde Unterwössen

Tabelle F.1: Kommunikation mit Experten und Praktikern, eigene Darstellung

19 Dank

Diese Arbeit wäre ohne die mittelbare und direkte Hilfe von vielen Menschen nicht entstanden oder läge nicht in dieser Form vor. Nicht alle können hier erwähnt werden. Einige seien jedoch stellvertretend genannt.

Zuallererst möchte ich meinen Eltern danken, denn sie haben mich so viele Jahre lang unterstützt und gefördert und gehalten – es fehlen die Worte, um all meinen Dank dafür auszudrücken. Darüber hinaus hat mein Vater durch viele wichtige Hinweise zu Inhalt, Ausdruck und Form einen wesentlichen Anteil an diesem Buch.

Daneben gilt mein Dank Herrn Prof. Dr. Hampicke für die freundliche Betreuung und Begleitung meiner Ausbildung und dieser Arbeit. Herrn Prof. Dr. Liesegang möchte ich ganz besonders für die Unterstützung und den Zuspruch in meiner Unsicherheit und Sorge danken.

Viele, denen ich zu Dank verpflichtet bin, sind in der Tabelle F.1 aufgeführt. Diese Experten haben durch wesentliche Informationen und hilfreiche Gespräche erheblich zu dieser Arbeit beigetragen. Die Kollegiaten des Graduiertenkollegs „Umwelt- und Ressourcenökonomik“ müssen ebenfalls als wichtige Personen erwähnt werden – allen voran Maik Schneider, Benjamin Lünenbürger, Svenja Espenhorst, Sheila Wertz-Kannounikoff und Christian Becker, die jeder auf seine und jede auf ihre Weise und in vielerlei Hinsicht mir sehr geholfen und mich in meiner Zeit in Heidelberg begleitet haben.

Den Freunden in Greifswald, Halle und andernorts gilt ebenso großer Dank und große Zuneigung.

Und schließlich kann ich Martin nicht genug danken. Ohne ihn wäre diese Arbeit wohl nicht zu Ende geschrieben worden. Er hat mir geholfen, nicht aufzugeben und zu leben und zuversichtlich zu sein. Daneben haben seine vielfältigen Kommentare und Hinweise zu dieser Arbeit mich vor manchem Fehler bewahrt.