

Teil III

Die indirekte Bewertung ökologischer Leistungen: Der ökonomische Wert der Elbauen als Nährstoffsенke

1 Einleitung

Als ökologische Leistungen (hier im Sinne der *indirekten Nutzungswerte*) bezeichnet man ganz allgemein Leistungen von Ökosystemen, die durch die Bereitstellung von Prozessen, Gütern oder Dienstleistungen zur Befriedigung menschlicher Bedürfnisse beitragen. Ökologische Leistungen leiten sich dementsprechend direkt oder indirekt aus jenen Ökosystemfunktionen ab, die ökonomische Aktivitäten unterstützen und damit einen positiven Beitrag zur gesellschaftlichen Wohlfahrt leisten (vgl. z.B. GREN et al. 1994; COSTANZA et al. 1997; TURNER et al. 2000). Sie stellen eine Wertkategorie des gesamten ökonomischen Wertes von Ökosystemen – die so genannten indirekten Nutzen – dar (vgl. auch den Beitrag von MEYERHOFF & DEHNHARDT in diesem Band).

Als ein *Typus* von Biodiversität basieren diese Leistungen im Wesentlichen auf der *funktionalen* Diversität, die eine Reihe ökosystemarer Funktionen wie z.B. die Regulierung des Wasserhaushalts und biochemischer Zyklen oder aber auch die Selbsterhaltungsfähigkeit und Resilienz von Ökosystemen als *life support functions* umfasst.¹⁰ In diesem Sinne stellen auch Flussauen aufgrund ihrer hydrologischen, biochemischen und ökologischen Funktionen verschiedene ökologische Leistungen für die Gesellschaft bereit: z.B. durch ihren Beitrag zum Hochwasserrückhalt, die Aufrechterhaltung der Wasserqualität oder die Bereitstellung von Habitaten.

Charakteristisch ist, dass Ökosystemleistungen in diesem Sinne der individuellen Wahrnehmungsfähigkeit nur schwer zugänglich und damit auch nicht unmittelbar mit individuellen Nutzenfunktionen verbunden sind. Ökonomische Bewertungsansätze für ökologische Leistungen beruhen daher in der Regel auch auf indirekten Methoden, die sich im Gegensatz zu subjektiven Wertansätzen generell auf Marktdaten stützen und sich eher aus physikalischen Beziehungen ableiten. Eine ökonomische Bewertung impliziert zugleich, dass der ökosystemaren Funktionalität ein instrumenteller (im Gegensatz zu einem intrinsischen) Wert beigegeben wird. Dieser Ansatz wird kontrovers diskutiert (z.B. GATTO & DE LEO 2000; NUNES & VAN DEN BERGH 2001), da insbesondere die *life support* Funktionen schwer erfasst und quantifiziert werden können, darüber hinaus meist auch nur auf einzelne Funktionen fokussiert wird, so dass die (ökonomische) Abbildung des gesamten funktionalen Wertes kaum möglich ist. Die Erkenntnis der Nicht-Quantifizierbarkeit einiger grundlegender ökosystemarer Leis-

¹⁰ NUNES & VAN DEN BERGH (2001) definieren verschiedene Level innerhalb der Biodiversität: die genetische Diversität, die Diversität von Arten und Ökosystemen sowie die funktionale Diversität.

tungen führte zur Abgrenzung von so genannten *primary values* von Ökosystemen, die sich einer monetären Bewertung entziehen (vgl. MEYERHOFF & DEHNHARDT in diesem Band). Eine instrumentelle Betrachtung ist dennoch geeignet, durch die Quantifizierung des Wertes bestimmter ökologischer Leistungen ein Verständnis für diese ‚unsichtbaren‘, auf komplexen ökologischen Zusammenhängen beruhenden Funktionen zu entwickeln. In der Erhöhung der gesellschaftlichen Wahrnehmung für diese Leistungen liegt auch ein Ziel ökonomischer Bewertung.

In Bezug auf das vorliegende Forschungsvorhaben ist zentraler Gegenstand der Betrachtung die Frage, welche Änderungen hinsichtlich der ökologischen Funktionen der Elbauen sich infolge definierter Maßnahmen ergeben, in welchem Umfang dadurch Effekte auf die zur Verfügung gestellten ökologischen Leistungen zu erwarten sind und welcher *ökonomische Wert* diesen Veränderungen beigemessen werden kann. Betrachtet werden in dieser Analyse die Effekte von potenziellen Deichrückverlegungen entlang der Elbe auf die Bereitstellung bestimmter ökologischer Leistungen in den dadurch geschaffenen zusätzlichen Überschwemmungsauen. Deichrückverlegungen und die damit einhergehende Ausweitung von Auenflächen führen zu Veränderungen im hydrologischen Regime und insofern auch den davon abhängigen ökologischen Funktionen. Effekte (und damit ein Nutzen) einer Renaturierung von Flussauen als einer zentralen Größe der Strukturgüte von Gewässern können in Bezug auf die Gewässergüte, die Produktivität und Biodiversität von Auen sowie den Hochwasserschutz erwartet werden.

Darüber hinaus geht es auch darum, einen Beitrag zur Bewertungsmethodik in Bezug auf die indirekten, funktionalen Werte von Ökosystemen zu leisten. Gerade im deutschsprachigen Raum sind die Erfahrungen in diesem Bereich eher marginal.¹¹

2 Effekte von Deichrückverlegungen auf die Bereitstellung ökologischer Leistungen der Elbauen

Im folgenden wird zunächst dargestellt, welche Effekte durch eine Deichrückverlegung erreicht werden können. Betrachtet werden dabei ungesteuerte Retentionsräume, d.h. die neu zu schaffenden Überflutungsauen sind an den Strom angebunden - im Gegensatz zu gesteuerten Überflutungspoldern. Als weitere Basisannahme werden bestehende Nutzungen nicht grundsätzlich in Frage gestellt. Dies bezieht sich in erster Linie auf die Binnenschifffahrt und die zur Aufrechterhaltung der Schifffahrt notwendigen morphologischen Gestaltungsmerkmale (Buhnen, Uferbefestigung,...), die von den untersuchten Maßnahmen nicht weiter betroffen werden. Insofern wird die gegenwärtige Situation als Referenzzustand zugrundegelegt und die Veränderungen allein auf die Wirkungen einer Deichrückverlegung bezogen. Mögliche Effekte einer kontinuierlicheren Überflutung und damit weitergehender Auswirkun-

gen auf das hydrologische Regime, z.B. durch Veränderung der Ufergestaltung, können nicht quantifiziert werden. Bewertet werden also allein die Effekte, die sich auf den neu zu gewinnenden Flächen ergeben.

Das Ausmaß der Bereitstellung ökologischer Leistungen durch Überflutungsaunen hängt in erster Linie von der Größe der Überschwemmungsfläche und den spezifischen Standortbedingungen ab. Für die Quantifizierung und Bewertung ökologischer Leistungen der Elbauen sind demnach zum einen der Gesamtumfang des potenziellen Retentionsraumes relevant, zum anderen spielen folgende Faktoren eine Rolle: die Überflutungsdynamik, die sich aus dem Abflussverhalten der Elbe insgesamt sowie der Geländegestaltung (Höhen und Rauigkeit) der Überflutungsaunen ergibt, die spezifischen Bodeneigenschaften - v.a. in Hinblick auf das Denitrifikationspotenzial - sowie die Art und Intensität der Flächennutzung, die wiederum die Geländerauhigkeit und damit den Oberflächenabfluss, aber auch die Biodiversität der Auenlebensräume und damit deren Habitatfunktion beeinflussen.

Die Überschwemmungsdynamik ist dabei v.a. relevant für Effekte und Leistungen, die in direktem Zusammenhang mit dem Wassereinfluss stehen. Zur Bewertung des Nutzens beispielsweise des Nitratabbaus in den Auen sind demnach nur die Effekte zu untersuchen, die sich während der zeitlich begrenzten Überschwemmungsperiode ergeben, und zwar nur die zusätzlichen Effekte, die aus den untersuchten Maßnahmen resultieren. Es handelt sich damit um eine Bewertung von verhältnismäßig kleinen Eingriffen, eine Bewertung des Status quo der – in diesem Fall - gewässerreinigenden Funktionen der Elbauen ergibt sich daraus nicht.

Die Art und Intensität der Flächennutzung hat Einfluss auf verschiedene Funktionen der Elbauen:

- Auf hydrologische Funktionen: Die Oberflächenrauigkeit - d.h. die Vegetation - beeinflusst die Fließgeschwindigkeit und den Abfluss nach einem Hochwasserereignis (Wald > Grünland > Ackerland). Die Fließgeschwindigkeit wiederum determiniert die Sedimentation von im Fluss transportiertem Material und daran adsorbierten Nährstoffen.
- Auf die biochemischen Funktionen und Wasserqualität: die Transformationsprozesse von Nährstoffen im Boden sind nicht nur von den spezifischen Bodeneigenschaften, sondern auch vom Pflanzenbewuchs abhängig. Darüber hinaus ist intensive landwirtschaftliche Nutzung durch den Austrag von Nährstoffen eine wesentliche Quelle der diffusen Nährstoffbelastung von Gewässern. Die Frage, ob Flussauen als (Netto-)Nährstoffsенke fungieren können, ist somit eng mit der gegenwärtigen Intensität der Nutzung verbunden. So kann z.B. auch durch die Erosionsanfälligkeit von Ackerflächen in Sedimenten festgelegter Phosphor wieder freigesetzt werden.
- Auf ökologische Funktionen: Verschiedene Ökosysteme dienen als Habitat für verschiedene Spezies und beeinflussen damit die Artendiversität. Der Einfluss einer Vergröße-

¹¹ Einzig BRÄUER (2002) verfolgte in seiner Arbeit einen der hier angewandten Methode vergleichbaren

zung von Überschwemmungsaunen als Laich- und Nahrungshabitat für Fischpopulationen wird für Auwälder nicht so groß sein wie für überschwemmte Grünlandflächen, da letztere durch die schnellere Erwärmung während der Überschwemmungsperiode im Frühjahr eher die für ein Abbläuen notwendige Temperatur erreichen.

2.1 Hochwasserschutz

In Bezug auf die Hochwasserabflussdynamik können globale hydrologische wie auch lokale hydraulische Effekte von Deichrückverlegungen sowie potenzielle Effekte für die Hochwassersicherheit von Deichen und die damit geschützten Flächen betrachtet werden. Die lokalen Effekte von Deichrückverlegungen wurden anhand von zwei Projektstandorten (*Sandau* und *Rogätz*) an der Elbe von SCHWANENBERG et al. 2001 untersucht. Betrachtet wurden:

a) Retentionswirkung auf Hochwasserwellen

Hierunter wird die ausgleichende Wirkung von Retentionsflächen auf den Abfluss im Fließgewässer verstanden, d.h. der zeitliche Rückhalt einer Hochwasserwelle und Reduktion im Spitzenabfluss. Die Retentionswirkung ist umso größer je größer der Gradient einer Hochwasserwelle - d.h. die zeitliche Veränderung des Abflusses ist. Die Modellierung hat ergeben, dass der Einfluss der geplanten ungesteuerten Deichrückverlegungen für diese Teilgebiete auf die Retention einer Hochwasserwelle vernachlässigt werden kann, da die Wirkungen in Hinblick auf die Retentionsdynamik der Elbe ausgesprochen gering sind.

b) Lokale Wasserspiegelabsenkungen

Je nach topographischen Verhältnissen hat ein Retentionsraum Auswirkungen auf das Abflussverhalten, da ein Teil des Elbeabflusses durch die neuen Retentionsflächen fließen kann. Vergrößert sich der abflussrelevante Querschnitt durch eine Deichrückverlegung, sinkt in diesem die Fließgeschwindigkeit. Im Untersuchungsgebiet ergibt sich dadurch eine lokale Wasserspiegelabsenkung, wobei diese vom stromabwärts zum stromaufwärts gelegenen Bereich zunimmt und im Oberwasser einer Deichrückverlegung ihr Maximum erreicht (SCHWANENBERG et al. 2001).

Die Auswirkung einer Deichrückverlegung auf lokale Wasserspiegelabsenkungen ist hauptsächlich davon abhängig, ob der Retentionsraum abflussrelevant ist, d.h. eine Durchströmung stattfindet. Eine Durchströmung der Flächen wird wiederum auf der einen Seite vom Wasserstand - der Hochwasserjährlichkeit -, auf der anderen Seite von der Geländerauhigkeit beeinflusst. Für das Projektgebiet *Sandau* würde sich bei einem HQ100 eine Absenkung von ca. 30 cm infolge einer Deichrückverlegung ergeben, für das Gebiet *Rogätz* liegen entsprechende Effekte bei etwa 10-20 cm (SCHWANENBERG et al. 2001). Gezielte Deichrückverlegungen im Unterstrom eines Standortes können demnach entscheidende hydraulische Wirkungen im Falle eines Hochwasserereignisses haben, vermindern den Druck auf die Deiche und damit auch das Risiko von Hochwasserschäden in den betroffenen

Gemeinden. In die ökonomische Bewertung im Rahmen der vorliegenden Untersuchung werden sie - trotz der lokalen Relevanz - aufgrund der schweren Quantifizierbarkeit für die Gesamtelbe nicht mit einbezogen.

Die hydrologischen Effekte ungesteuerter Deichrückverlegungen - in einer Größenordnung von 15.000 ha an verschiedenen Standorten - auf die Abflussverhältnisse der Elbe wurden in dem Projekt *Morphodynamik der Elbe* untersucht. Den Ergebnissen zufolge ist die Wirksamkeit der potenziellen Deichrückverlegungen auf die Abflussverhältnisse der Elbe marginal, zumindest bei einer ungesteuerten Flutung der Retentionsräume sind die Auswirkungen auf den Scheitelbereich einer Hochwasserwelle zu vernachlässigen, bei einer Steuerung hingegen könnten deutliche Verminderungen des Abflussscheitelwertes erreicht werden (NESTMANN & BÜCHELE 2002). Eine relevante Retentionswirkung für die Elbe ließe sich den Untersuchungen nach nur durch gesteuerte Polder erreichen, die jedoch Konflikte mit den auenökologischen Entwicklungszielen und auch anderen ökologischen Funktionen hervorrufen würden. Infolge der ausgesprochen marginalen Effekte der betrachteten Varianten sind die Veränderungen in der Hochwasserabflussdynamik der Gesamtelbe einer ökonomischen Bewertung nicht zugänglich und werden daher im Folgenden nicht weiter betrachtet. Untersuchungen unter welchen Bedingungen und bei welcher Größenordnung die Wiedergewinnung von Retentionsräumen relevante hydrologische Effekte im Hinblick auf die Hochwasserdynamik erzielt werden könnten, sind im Rahmen des Projektes nicht untersucht worden.

2.2 Habitatfunktion für Fischpopulationen

Häufigkeit, Dauer und Zeitpunkt der Hochwasser bestimmen die Lebensbedingungen in der Aue. Dank der Einzigartigkeit dieser Lebensbedingungen haben Auen einen hohen Wert für den Artenschutz und die Artendiversität (vgl. u.a. HÜTTE 2000; DISTER 1994; MITSCH & GOSSELINK 2000). Auen zeichnen sich durch eine hohe Primärproduktion aus: aus dem Nährstoffeintrag und den hohen Wassertemperaturen - in Abhängigkeit von Wassertiefe und Überschwemmungsdauer - ergeben sich ideale Wachstumsbedingungen. Wegen der Wassertemperaturen und der guten Nahrungsverhältnisse werden Auegewässer gerne von Fischen aufgesucht, um dort abzulaichen. Untersuchungen an der Donau zeigten einen positiven Zusammenhang zwischen der Fischbiomasse und der Anzahl an Auenüberschwemmungstagen pro Jahr (HÜTTE 2000: 90f). Nicht nur das absolute Fischvorkommen, sondern auch die Anzahl verschiedener Fischarten ist direkt abhängig von der Existenz und Größe der angebundenen Auen (DISTER 1994: 324). Eine Ausweitung von Auenflächen wirkt sich damit positiv auf die Fischpopulation aus und hat folglich einen erhöhten Wert für die kommerzielle Fischerei ebenso wie für Angler.

Befragungen von Fischern und Fischereifachleuten an der Elbe und wissenschaftlichen Experten haben ergeben, dass sich durch die Ausweitung von Überschwemmungsflächen und die Erhöhung der Strukturqualität entlang der Elbe in jedem Fall ein positiver Effekt auf

die Artenvielfalt und Fischbiomasse erwarten lässt. Die Identifikation einzelner relevanter Parameter ist jedoch schwierig, die Wechselwirkungen zwischen vielen verschiedenen Einflussfaktoren sind ausgesprochen komplex und in ihrer Wirkung kaum zu quantifizieren. Beispielsweise differieren die Habitatansprüche einzelner Arten z.T. erheblich voneinander, eine Quantifizierung der Auswirkungen in Abhängigkeit lediglich der Flächengröße ist kaum möglich. Der ökonomische Wert wiedergewonnener Elbeauen als Fischhabitat ist daher nicht in die Bewertung eingeflossen.¹²

2.3 Wasserqualität

Flussauen zeigen in zweierlei Hinsicht Wirkungen auf die Wasserqualität von Oberflächengewässern. *Erstens* wirken Auen in ihrer Eigenschaft als Uferandökosysteme durch die Transformation von Nährstoffen und Ablagerung von Sedimenten als effektive Filter für Nährstoffe im lateralen Abfluss (Oberflächenabfluss wie auch Grundwasserzufluss). So zeigten Studien, dass z.B. ein Auwald in einem landwirtschaftlich geprägten Einzugsgebiet in der Lage ist, 89 % Stickstoff und 80 % Phosphor aus dem lateralen Abfluss vor dem Eintritt ins Gewässer zu filtern (MITSCH & GOSSELINK 2000: 563f). Andere empirische Untersuchungen der Retentionskapazität von Uferandstreifen (*buffer strips*) ergaben, dass bei einer Breite des Streifens von 16 m bis zu 95 % Phosphor zurückgehalten werden können (VOUGHT et al 1994: 343). Auch Untersuchungen von JANSSON et al. (1994) zufolge haben *buffer strips* ihr größtes Potenzial in der Phosphorreduktion. Für den Phosphoreintrag in Gewässer ist dabei vor allem der Rückhalt im Oberflächenabfluss relevant, während beim Stickstoff in erster Linie die Prozesse der Denitrifikation im Boden und damit die Einträge durch den Grundwasserzufluss wirken. Relevant ist dieser Prozess besonders dann, wenn die Nährstoffbelastung aus diffusen Quellen bzw. entsprechende Maßnahmen zur Verminderung diffuser Belastungen im Mittelpunkt der Betrachtung stehen.

Zweitens wird die Retentionskapazität bei der Reduktion longitudinal, d.h. im Fluss transportierter Nährstoffe wirksam. Im Grunde genommen sind die dabei ablaufenden Prozesse vergleichbar, d.h. bei einer Überflutung der Flächen lagern sich Sedimente und entsprechend adsorbierte Nährstoffe ab bzw. werden denitrifiziert, das zum Hauptfluss hin abfließende Grundwasser ist entsprechend um diese Nährstofffracht reduziert. Für die Identifikation der Effekte einer Deichrückverlegung und auch die ökonomische Bewertung ist jedoch klar zu differenzieren, auf welche Prozesse und Funktionen fokussiert wird.

Im vorliegenden Fall wird die Renaturierung von Auensystemen als Mittel zur Erhöhung des Selbstreinigungspotenzials, im Wesentlichen durch den infolge der Hochwasserdynamik

¹² Darüber hinaus würde im Falle einer Einbindung des ökonomischen Wertes dieser Leistung in die Nutzen-Kosten-Analyse (vgl. DEHNHARDT & MEYERHOFF in diesem Band) die Gefahr einer Doppelzählung auftreten, da die Habitatfunktion als Teil des Schutzes der Biodiversität, die im Zuge der Kontingenten Bewertung erfasst worden ist, betrachtet werden kann. Die Befragten haben mögli-

ständig schwankenden Grundwasserspiegel sowie die Herabsetzung der Fließgeschwindigkeit und damit einem insgesamt erhöhtem Potenzial zur Sedimentation und Denitrifizierung von Nährstoffen, betrachtet (longitudinale Retention). Eine Minderung der diffusen Nährstoffeinträge aus dem Einzugsgebiet hingegen hängt nicht unmittelbar mit der Größe des Überschwemmungsgebietes - d.h. der eigentlichen Aue - zusammen, Effekte von Deichrückverlegungen auf die laterale Retention ergeben sich demnach nicht.

Ein Mittel zur Verbesserung der Gewässergüte ist grundsätzlich die Erhöhung der Gewässerstrukturgüte. Auen spielen eine entscheidende Rolle für das Selbstreinigungspotenzial eines Flusses (DISTER 1994: 319). In welchem Umfang sie diese Funktion jedoch erfüllen können, hängt von einer Reihe von Faktoren ab. Zum einen von der Möglichkeit eines konstanten Austausches zwischen Fluss und Aue; d.h. gesteuerte Polder - wie oben erwähnt - können diese Funktion nicht erfüllen. Zum anderen hängen positive Effekte nicht nur vom gesamten Retentionsraum ab, sondern auch vom Hochwassergeschehen der Elbe und der Geländegestaltung der Gebiete, die den Bereich, der tatsächlich überflutet werden kann, beeinflussen.

Die Tabelle 1 fasst die grundlegenden Effekte, die durch eine Renaturierung von Flussauen zu erzielen sind, zusammen. Es wird deutlich, dass insbesondere hinsichtlich der morphodynamischen Entwicklung von Flussauen lediglich mit einer Rückverlegung von Deichen keine relevanten Veränderungen zu erreichen sind. Vor allem die Maßnahmen zur Aufrechterhaltung der Schiffbarkeit eines Flusses - im Bereich der Mittleren Elbe sind hier die Bühnen dominierend - begrenzen die Gewässerstrukturqualität. Jedoch können mit Deichrückverlegungen insgesamt wesentliche Verbesserungen in Bezug auf die funktionale Leistungen der Auen erreicht werden.

Tabelle 1: Potenzielle Effekte einer Deichrückverlegung und Renaturierung von Flussauen¹

Maßnahmen		Einfluss auf die Funktionalität in Bezug auf			
		Wasserdynamik	Morphodynamik	Nährstoffeintrag	Vernetzung
Mit Schifffahrt	Deichrückverlegung	xxx	x	xx	xx
Ohne Schifffahrt	Deichrückverlegung	xxx	xx	xxx	xx
Ohne Schifffahrt	DRV & Rückbau der Uferbefestigung	xxx	xxx	xxx	xxx

¹ Dargestellt wird der potenzielle Einfluss gewässerstrukturverbessernder Maßnahmen auf verschiedene Funktionalitäten eines Flusssystemes. Differenziert wird danach, ob die Aufrechterhaltung der Schiffbarkeit erfolgt oder nicht und welche zusätzlichen Maßnahmen (Deichrückverlegung, Abbau Uferbefestigung) ergriffen werden.

Quelle: Eigene Darstellung in Anlehnung an DISTER 1994 Einfluss: x = gering, xx = mittel, xxx = groß

cherweise diesen Nutzen in ihre Wertschätzung einbezogen, eine exakte Abgrenzung ist in diesem Falle daher nicht möglich.

Es kann davon ausgegangen werden, dass Flussauen ein erhebliches Potenzial zur Nährstoffretention haben, Deichrückverlegungen dementsprechend einen messbaren positiven Effekt auf die Gewässergüte der Elbe haben werden. Aus diesem Grund fokussiert die Analyse und Bewertung im Weiteren auf die Nährstoffretentionsfunktion der Elbauen.

3 Funktionale Zusammenhänge und Einflussfaktoren der Nährstoffretention

Die Transformation von Nährstoffen in aquatischen Systemen erfolgt grundsätzlich über verschiedene Mechanismen:

1. Sedimentation,
2. Aufnahme in Biomasse,
3. Denitrifikation.

Bei der Sedimentation gelangen im Fluss an Material gebundene Nährstoffe während eines Hochwasserereignisses in die Aue und lagern sich dort ab. Die Menge des sedimentierten Materials ist in erster Linie von der Fließgeschwindigkeit des Stroms abhängig (je langsamer, desto mehr sinkt ab), daneben spielen Faktoren wie Oberflächenrauigkeit und -relief eine Rolle. Phosphor wird durch die Sedimentation weitestgehend festgelegt und erst durch Erosion wieder mobil, während Stickstoff nach Sedimentation im Boden fixiert, ins Grundwasser verlagert oder aber denitrifiziert wird. Die Nährstoffaufnahme in Biomasse erfolgt über die Assimilation von anorganischem Stickstoff und Phosphor während der Wachstumsphase der Pflanzen. Die quantitative Bedeutung der Pflanzenassimilation wird gegenüber den anderen Prozessen jedoch vergleichsweise gering eingeschätzt (z.B. GREN et al. 2000). Während für Phosphor lediglich die ersten beiden Prozesse relevant sind, ist für die Retention von Stickstoff der biochemische Prozess der Denitrifikation der ausschlaggebende Mechanismus. Durch die Nährstofftransformation infolge einer Denitrifikation kann Stickstoff dem Gewässer dauerhaft entzogen werden, bei Sedimentation und Pflanzenassimilation handelt es sich dagegen lediglich um eine temporäre Fixierung. Als Denitrifikation bezeichnet man die Reduktion von Nitrat und Nitrit (NO_2^-) zu Stickoxiden (NO_x) und molekularem Stickstoff (N_2). Dieser Prozess findet generell bei hoher Wassersättigung des Bodens statt (SCHEFFER & SCHACHTSCHABEL 1998). 60-90 % der gesamten Stickstoffretention in Überflutungsauen erfolgt über Denitrifikation (BYSTRÖM 1998; JANSSON et al. 1994), entsprechend ist die spezifische Denitrifikationsrate sowie deren Determinanten entscheidend für die Einschätzung des gesamten Reduktionspotenzials.

Die Voraussetzungen für eine Denitrifikation sind nach JANSSON et al. (1994) neben dem Vorhandensein von fakultativ anaeroben Bakterien als Denitrifizierer, anaeroben Bedingungen für die Nitratreduktion, dem Vorhandensein von Nitrat vor allem auch geeignete Temperaturen. Zwar findet die bakterielle Denitrifikation grundsätzlich bei Temperaturen von 0°C bis 30°C statt, eine Erhöhung der Temperatur um 10°C ist mit einem Anstieg der Denitrifikations-

rate um 1,5-3 % verbunden. Die starke Temperaturabhängigkeit der Denitrifikation ist insofern ein Problem, als dass der Stickstofftransport während der Hochwasserperioden im Winter besonders hoch ist, hohe microbielle Retentionsraten aber nur während der Sommerperioden möglich sind, wo jedoch insgesamt geringe Wassermengen - und entsprechend gebundene Nährstoffe - transportiert werden. Das Abflussregime der Elbe wird im Wesentlichen durch die Schneespeicherung und -schmelze im Mittelgebirge bestimmt, insofern treten an der Elbe vorwiegend Winter- und Frühjahrshochwasser mit entsprechend geringen Temperaturen auf (IKSE 1998).

Der kritischste Einzelfaktor für die Gesamretention ist die Retentionszeit, d.h. die Verweildauer des Wassers (JANSSON et al. 1994): notwendige Bedingung für eine effektive Nährstoffretention (> 20 % der Fracht) ist eine Dauer von 2-3 Tagen. Aus diesem Grund ist die Retention in Seen und Feuchtgebieten unter permanentem Wassereinfluss auch sehr viel höher als in nur temporär überfluteten Bereichen. So zeigen Tümpel (*ponds*) die höchste Effektivität hinsichtlich der Stickstoffretention (JANSSON et al. 1994).

Auf Basis empirischer Untersuchungen an einem Fluss in Südschweden liegt nach JANSSON et al. (1994) die Problematik bezogen auf die Stickstoffretention im Hauptstrom darin, dass - wie oben bereits ausgeführt - infolge der hydrologischen Verhältnisse und damit verbunden hohen Stickstofftransportraten im Winter die natürlichen Prozesse der Stickstoffretention eine ausgesprochen geringe Effizienz gerade in Zeiten höchster Transportraten aufweisen. Demzufolge habe auch die Renaturierung kanalisierter Flüsse - und damit verbunden eine Strukturverbesserung und Erhöhung der Länge des Flusslaufes - einen geringen Effekt auf die gesamte Stickstoffretention, es sei denn, es werden zusätzlich ausgedehnte Überflutungsflächen geschaffen, um die Effekte durch Kombination der verschiedener Prozesse zu erhöhen. Untersuchungen an Überflutungsaunen zeigten hohe Retentionsraten - eine Reduktion des Gesamtstickstoffs um 60-90 % infolge Denitrifikation in Höhe von 200-500 kg ha⁻¹a⁻¹. Ergebnissen einer Studie von KRONVANG et al (1999) zufolge kann eine Verbesserung der Gewässergüte durch Renaturierung und Kombination verschiedener Maßnahmen zur Erhöhung der Strukturgüte erreicht werden. Infolge der Renaturierung eines dänischen Flusssystemes konnten die Stickstoff- und Phosphorfrachten um 25-30 % reduziert werden.

Grundsätzlich können demnach bei der Einschätzung der Nährstoffreduktionseffekte durch Renaturierung von Flusssystemen zwei unterschiedliche Prozesse betrachtet und in ihrer Auswirkung quantifiziert werden (vgl. KRONVANG et al. 1999).

Im *Strom*: durch Renaturierungsmaßnahmen und strukturelle Veränderungen im Flusslauf erhöht sich die Wasserdurchflusszeit und infolgedessen steigen auch die Sedimentations- und Denitrifikationsraten und damit auch das Selbstreinigungspotenzial des Flusses. Wesentliche Einflussfaktoren sind die Fließgeschwindigkeit, die Ufergestaltung (Umfang, Struktur) sowie der Abfluss und die Nährstoffkonzentration, die zusammen die gesamte Nährstofffracht bestimmen.

In der *Überflutungsau*: hier wirken Sedimentation und Denitrifikation in den Aueböden. Die Retentionsleistung wird hier ebenfalls durch die Nährstofffracht, darüber hinaus durch die Überflutungsdauer und -häufigkeit, die Größe des Überschwemmungsgebietes sowie spezifische Standortcharakteristika (Bodentyp, Temperatur, Landnutzung,...) beeinflusst.

Bei der Bewertung des Stickstoffreduktionspotenziales von Feuchtgebieten geht BYSTRÖM (1998) davon aus, dass die Gesamtretention eine Funktion der Größe des Gebietes und des Nährstoffeintrages - als wichtigste Einflussfaktoren - sowie der regionalen Charakteristika ist. Die Denitrifikation, die auf Grundlage statistischer Modelle geschätzt wurde, ist eine Funktion des Nährstoffeintrags und der Gebietsgröße. JANSSON et al. (1994) gehen ebenfalls von einer positiven Korrelation zwischen Stickstoffretention und Stickstofffracht aus. Legt man diesen Zusammenhang zugrunde, sind damit jedoch Einschränkungen hinsichtlich einer linearen Interpolation der Ergebnisse eines Einzelgebietes auf den Gesamteffekt mehrerer Gebiete innerhalb eines Einzugsgebietes verbunden. Ist die Retention proportional zur Fracht, senkt eine Retention im Oberlauf eines Flusses die Stickstofffracht und damit auch das Retentionspotenzial stromabwärts, die *Kosteneffektivität* einer Renaturierung nimmt demnach immer weiter ab. Der Umfang der betrachteten Gebiete an der Elbe ist verglichen zur Gesamtelbe jedoch so gering, dass diese Effekte zu vernachlässigen sind.

Tabelle 2: Nährstoffretentionskapazität von Feuchtgebieten

Retention		Gebietstyp / Anmerkung	Quelle
kg N ha ⁻¹ a ⁻¹	kg P ha ⁻¹ a ⁻¹		
50-150	--	Denitrifikationspotenzial in Auenböden	Gäth et al. 1999
100-200	12-20	Pauschalwert	Mitsch & Gosselink 2000
30-690	4-56	nat. Feuchtgebiete: Fracht geringer Konzentration	Mitsch & Gosselink 2000
1260	21-450	angelegte Feuchtgebiete: Abwasserreinigung	Mitsch & Gosselink 2000
1000	--	undifferenzierte Annahme	Söderquist 1998
530-1170	--	Modellergebnisse: Denitrifikation	Byström 1998
100-500	--	natürliches Feuchtgebiet, bei renaturiertem 100	Gren et al. 1994, 1995
200-500	--	Überflutungsau	Jansson et al. 1994
199-743	--	Modellergebnisse: Denitrifikation	Dörge 1996
100	--	Feuchtwiese: Denitrifikation	Kronvang et al. 1999
340	--	Feuchtwiese: Gesamtretention	Kronvang et al. 1999
700	--	Hauptstrom: Denitrifikation	Kronvang et al. 1999

Tabelle 2 macht deutlich, dass die bestimmten Retentionskapazitäten enorm großen Schwankungsbreiten in Abhängigkeit von der Art des Feuchtgebietes, den Rahmenbedingungen sowie dem Untersuchungsdesign unterliegen. Die unterschiedliche Effektivität der Nährstoffretention wie auch differierende Denitrifikationsraten sind bei der Übertragung von Ergebnissen in einen anderen Kontext immer zu berücksichtigen. Eine exakte Quantifizierung erfordert daher immer eine standortspezifische Betrachtung.

Die vorliegende Untersuchung fokussiert auf die Einschätzung der Retentionskapazität für Stickstoff, Phosphor wird hier nicht einbezogen. Die Phosphorretention unterliegt einer sehr viel höheren Anzahl sehr schwer quantifizierbarer Einflussfaktoren, die Identifizierung der Effekte einer Auenrenaturierung würde beispielsweise eine Berechnung der Sedimentation, für die Kenntnisse über die Fließgeschwindigkeit, den Sedimenttransport im Strom und die Oberflächengestaltung der Auen notwendig sind, erforderlich machen. Aus diesem Grund wären zur Anwendung des hier verwendeten Modells zur Berechnung der Stickstoffretention im Strom für Phosphor auch umfangreichere Berechnungen notwendig.

4 Ökonomischer Ansatz zur Bewertung ökologischer Leistungen

Die Einschätzung des ökonomischen Wertes der Reinigungsleistung von Flussauen verfolgt verschiedene Zielrichtungen: *Zum einen* spielt der Wert der Renaturierung von Feuchtgebieten als eine Option zur Reduktion der Nährstofffracht - v.a. aus diffusen Quellen - in einen Strom eine Rolle. In diesem Zusammenhang kann über die Grenzkosten einzelner Maßnahmen die Effizienz verschiedener Politikalternativen bewertet werden. *Zum anderen* stellt der Wert der Nährstoffretention von Feuchtgebieten einen Bestandteil des indirekten Nutzens bei der Einschätzung des *Total Economic Value* im Rahmen einer Nutzen-Kosten-Analyse dar und unterstützt damit gleichsam die Entscheidungsfindung im Hinblick auf Investitionsmaßnahmen zur Entwicklung einer Stromlandschaft.

Es existieren mittlerweile eine Reihe von Studien, die verschiedenen ökosystemaren Leistungen einen ökonomischen Wert beimessen, wobei hinsichtlich des Wertes auf einzelne zugrundeliegende Funktionen fokussiert wird: die hydrologischen, biochemischen oder ökologischen Funktionen oder aber der gesamte funktionale Wert eines Ökosystems steht im Mittelpunkt der Betrachtung. Die Einschätzung des monetären Wertes variiert dabei erheblich im Hinblick auf die verwendeten Methoden und die Spezifizierung der betrachteten Leistung - und entsprechend auch im Ergebnis. Die Bewertung ökologischer Leistungen basiert in der Regel auf indirekten Ansätzen, eine entsprechende methodische Herangehensweise ist auch für die von Feuchtgebieten bereitgestellten (indirekten) Werte üblich. So wird zur Bewertung der Hochwasserschutzfunktion häufig der Vermeidungskostenansatz (*damage cost approach*) herangezogen.

Stehen ökologische Leistungen eines Feuchtgebietes in direkten Zusammenhang mit einer ökonomischen Aktivität, d.h. gehen sie in die Produktionsfunktion eines Gutes ein (z.B. bei Fischerei, Forstwirtschaft oder auch technischer Wasserreinigung), lassen sich Änderungen der Produzentenrente als Wertmaßstab für den Nutzen einer Umweltverbesserung heranziehen (*net factor income method*). Im Grunde genommen wäre als übliches Maß für die Veränderung der Wohlfahrtswirkungen die Summe aus Produzenten- und Konsumentenrente heranzuziehen. Um die Änderungen der Renten infolge einer Umweltveränderung exakt quantifizieren zu können, sind Informationen über den Verlauf der Angebots- und Nachfrage-

funktion notwendig. Diese sind jedoch in aller Regel nicht vorhanden, so dass in der Praxis häufig auf Veränderungen von Preis und Menge bzw. entsprechend Kosten- oder Gewinneffekte zurückgegriffen wird, um Wohlfahrtseffekte zu schätzen. Dabei werden allerdings lediglich Veränderungen auf der Produzentenseite betrachtet, die Konsumentenrenten bleiben unberücksichtigt (vgl. z.B. ENDRES & HOLM-MÜLLER 1998). Auf diesem grundlegenden Ansatz beruht auch die Ersatzkostenmethode (*replacement cost approach*), bei der der Wert einer ökologischen Leistung auf den Kosten für die billigste Alternative zur Erreichung derselben Leistung basiert (WOODWARD & WUI 2001). Die meisten Studien, die das Schadstoffabbaupotenzial von Feuchtgebieten und damit die Verbesserung der Wasserqualität betrachten, basieren auf dem Ersatzkostenansatz. Die Tabelle in Anhang 1 gibt einen Überblick über Ansatz und Ergebnisse verschiedener empirischer Untersuchungen im Zusammenhang mit der wasserreinigenden Funktion von Feuchtgebieten, die sich dieser Methode bedienen.

Auch wenn diese Studien im Grundsatz alle auf der Berechnung eines Ersatzkostenwertes basieren, differieren sie in ihrer Zielsetzung, ihren Grundannahmen und auch im methodischen Ansatz im Detail. Die Herangehensweise einiger Studien soll im Folgenden kurz diskutiert werden. Einige Untersuchungen aus dem skandinavischen Bereich zielten auf die Verringerung der Nährstoffbelastung der Ostsee und analysierten entsprechend verschiedene Vermeidungsstrategien zur Reduktion der Schadstoffeinträge, die einerseits Investitionen in Feuchtgebiete (*wetlands*) oder Kläranlagen umfassten, sich andererseits auf die Reduktion des Düngemittelsatzes in der Landwirtschaft (mit entsprechend verminderten Erlösen) bezogen. So bewertet BYSTRÖM (1998, 2000) den Nutzen von Feuchtgebieten im Einzugsgebiet der Ostsee zum Erreichen eines definierten Stickstoff-Reduktionszieles von 50 % durch den Vergleich der Kosteneffektivität verschiedener Politiksznarien (mit und ohne Feuchtgebiet) zur Reduktion der diffusen Stickstoffbelastung aus landwirtschaftlich genutzten Flächen. „The replacement value is defined as the savings in total abatement costs that are made possible by using wetlands as an abatement measure in cost-effective reductions of nitrogen load to the Baltic Sea.” (BYSTRÖM 2000: 347). Der ökonomische Wert wird demnach aus dem Vergleich zweier kosteneffektiver Maßnahmen auf Grundlage von Modellen, denen ein Kostenminimierungsalgorithmus zugrunde liegt, gewonnen. Die Schätzung der zugrundeliegenden Kostenfunktion für die Gestaltung der Feuchtgebiete erfolgte auf Basis empirischer Daten (SÖDERQUIST 1998; BYSTRÖM 1998, 2000). Die betrachteten *wetlands* umfassen in dieser Studie allerdings nur solche Flächen, die permanent unter Wasser stehen und durch deren mosaikartige Renaturierung und Konstruktion das Nährstoffretentionspotenzial während des Transportes zum Hauptstrom erhöht werden kann. Dieser Ansatz ist dem von GREN (1993) und GREN et al (2000) im Rahmen von Studien der *Baltic Sea* verfolgten vergleichbar, in denen ebenfalls als Grundlage der Bewertung die minimalen Kosten zweier Reduktionsszenarien geschätzt wurden.

Ein etwas komplexerer Ansatz wird dagegen in GREN (1995a&b) und GREN et al (1994) zugrunde gelegt, indem zwar auch die Kosten der Renaturierung im Vergleich zu Investitio-

nen in Kläranlagen betrachtet werden, neben der Stickstoffretention allerdings andere Werte in Bezug auf die Biodiversität und Selbstorganisationsfähigkeit von Feuchtgebieten einbezogen werden. Dieser Ansatz basiert auf einer Bewertung des *life support value* von Feuchtgebieten (FOLKE 1991), ein aus der Funktionalität eines gesamten Ökosystems aggregierter Gesamtwert. Die Bewertung basiert im ersten Schritt auf der Quantifizierung der Nettoprimärproduktion mit Hilfe biophysikalischer Methoden (*energy analysis*). Der ökonomische Wert wurde auf dieser Grundlage durch den Vergleich mit den (Ersatz-)Kosten, die infolge der technologischen Bereitstellung derselben Leistung entstehen würden, abgeleitet. Obwohl in dieser Studie aus dem ermittelten ökonomischen Gesamtwert auf einzelne Leistungen geschlossen wurde, ist dieser Ansatz generell mit dem Problem verbunden, dass die Bereitstellung einzelner Leistungen (z.B. der Nährstoffretention) nicht direkt in einen funktionalen Zusammenhang mit der Primärproduktion der Pflanzen gestellt werden kann. Die Verwendung von Energiewerten als Grundlage zur Monetarisierung des ökonomischen Wertes wird auch dahingehend kritisiert, dass der Energiegehalt von biotischer Masse nicht mit der Energie, die aus fossilen Brennstoffen entsteht, vergleichbar ist und darüber hinaus die Beziehung zwischen Energiegehalt und Konsumentenpräferenzen eher schwach sei (WOODWARD & WUI 2001).

Die in der Tabelle im Anhang 1 angeführten Werte zeigen eine enorme Schwankungsbreite, die z.B. aus der Wahl und z.T. unklaren Abgrenzung der zu bewertenden ökosystemaren Leistung in einzelnen Studien resultiert. Darüber hinaus sind die Bewertungsgrundlagen nicht immer offensichtlich, z.B. auf welchen hydrologischen Bedingungen oder spezifischen Denitrifikationsraten die Bewertung basiert. Es ist offensichtlich, dass sich einzelne empirisch ermittelte Ergebnisse daher nicht ohne weiteres auf andere Anwendungsfälle übertragen lassen. WOODWARD & WUI (2001) kommen in einer Meta-Analyse einer Vielzahl von Bewertungsstudien zu dem Schluss, dass aufgrund unterschiedlicher Rahmenbedingungen, Betrachtungsgegenstände und Bewertungsansätze eine Übertragung der Werte aus früheren Studien - im Sinne eines *benefit transfer* - mit extremer Unsicherheit behaftet ist, die Notwendigkeit zu standortspezifischen Studien (noch) besteht.

Zusammenfassend ist festzuhalten, dass bei Betrachtung der verschiedenen Anwendungsfälle die Ersatzkostenmethode in Bezug auf die ökologische Leistung ‚Verbesserung der Wasserqualität‘ der gebräuchlichste Ansatz und trotz der methodischen Probleme auch der geeigneteste zu sein scheint. Können spezifische Funktionen durch technische Substitute alternativ übernommen werden, dann können entsprechend die Kosten für diesen technischen Ersatz als ökonomischer Wert (*replacement value*) dieser Leistung eines Feuchtgebietes angesehen werden (vgl. GREN et al 1994; BYSTRÖM 2000; MITSCH & GOSSELINK 2000). Voraussetzung für die Bewertung ist, dass das Substitut genau die gleiche Leistung zur Verfügung stellt wie die zu bewertende natürliche Ressource und dass der Umfang der ökologischen Leistung und die funktionalen Beziehungen sowie das Verhältnis zu den monetär bewertbaren Leistungen identifiziert werden können. Besteht eine enge Beziehung zwischen der ökologischen Leistung und dem gesellschaftlichen Wert, den diese Leistung erbringt, ist

nicht nur die Quantifizierung erleichtert, sondern auch die Transparenz und Akzeptanz für den politischen Entscheidungsträger eher gegeben als bei Substituten mit schwacher Relation. Ein Vorteil dieser Methode liegt in der vergleichsweise einfachen Nachvollziehbarkeit des Bewertungsansatzes und ist damit sicherlich zur Verbesserung der Wahrnehmung des Wertes, den indirekte Leistungen für die Gesellschaft erbringen, gut geeignet. Zu beachten ist jedoch, dass mit dem Ersatzkostenansatz immer nur die definierte Funktion des Ökosystems (hier: der Stickstoffabbau in Überschwemmungsaue) bewertet wird, andere Nutzen werden nicht erfasst. Daher wird dieser Wert häufig auch als die Untergrenze des gesellschaftlichen Wertes der funktionalen Leistungen angesehen. Eine weitere Schwierigkeit dieser Methode liegt im verwendeten Wertmaßstab. Denn die Kosten technischer Substitute sind von Marktentwicklungen und technischem Fortschritt abhängig, so dass der Wert trotz der ‚objektivierbaren‘ physischen Beziehungen als Grundlage der Bewertung je nach Stand der Technik in hohem Maße variieren kann.

Zur Ermittlung des monetären Wertes der Nährstoffretentionsfunktion renaturierter Elbeauen, die mit Hilfe der Ersatzkostenmethode erfolgt, sind drei grundlegende Schritte notwendig:

- die Identifikation bzw. Quantifizierung der Reduktionseffekte (*Ökosystemfunktion*)
- die Festlegung des Vergleichsmaßstabes (Substitut und Kostenkomponenten) und
- die ökonomische Bewertung (*Ökosystemleistung*).

5 Einschätzung der Nährstoffreduktionseffekte für die Elbe

Die Quantifizierung des Nährstoffreduktionspotenzials der zusätzlichen Retentionsflächen an der Elbe erfordert die Betrachtung folgender Parameter:

1. Retentionsfläche
2. Nährstofffracht
3. Nährstoffretention: Denitrifikation

Die Fläche der für eine Deichrückverlegung diskutierten Gebiete entlang der Elbe umfasst insgesamt ca. 15.000 ha zusätzlicher Retentionsfläche.¹³ Für die Ausprägung insbesondere der funktionalen Leistungen spielen spezifische Standortcharakteristika eine entscheidende Rolle, insofern wurden zunächst die im Rahmen eines anderen Projektes des Forschungsverbundes *Elbe-Ökologie* untersuchten Gebiete *Sandau* und *Rogätz* betrachtet.

¹³ Diese Standorte wurden von der IKSE in Zusammenarbeit mit dem BMBF-Verbundprojekt *Morphodynamik der Elbe* der Universität Karlsruhe als potenziell für eine Deichrückverlegung in Frage kommende Gebiete entlang der Elbe ausgewählt.

Tabelle 3: Retentionsflächengewinn durch Deichrückverlegungen an ausgewählten Standorten

Standort	Elbe - km	Rezente Aue [ha]	Zusätzliche Retentionsfläche [ha]	
			Maximalvariante	Minimalvariante
Sandau	412 - 422	287	851	279
Sandau Nord		287	415	131
Sandau Süd		105	303	89
Rosenhof		156	133	59
Rogätz	341 - 350	433	933	345
Ohremündung		178	392	128
Glindenberg		173	434	110
Rogätzer Hang		92	107	107

Für diese beiden Gebiete konnte auf detaillierte standortspezifische Daten zurückgegriffen werden, da hier auf der einen Seite verschiedene Rückdeichungsvarianten hinsichtlich ihrer hydrologischen und hydrodynamischen Effekte in Abhängigkeit vom Geländemodell modelliert wurden, auf der anderen Seite detaillierte Untersuchungen über Biotop- und Bodentypen vorliegen.¹⁴ Ausgehend von den Ergebnissen für die detailliert untersuchten ca. 1.700 ha zusätzlichen Retentionsraumes (Sandau und Rogätz zusammen) wurden die Effekte für den gesamten zusätzlichen Retentionsraum entlang der Elbe (ca. 15.0000 ha) eingeschätzt. Die Tabelle 3 gibt einen Überblick über den Flächenumfang verschiedener diskutierter Varianten einer Deichrückverlegung in den Projektgebieten Sandau und Rogätz.

5.1 Retentionsfläche

Der Umfang der Fläche, die tatsächlich für den Nährstoffabbau zur Verfügung steht, wird in erster Linie durch die Überschwemmungsdynamik, d.h. die Dauer und Häufigkeit der Überflutung, sowie die Geländemorphologie in den Auen bestimmt. Zur Quantifizierung der gesamten Retentionsfläche¹⁵ für die Elbe sind demnach folgende Informationen notwendig:

- Durchschnittliche jährliche Überflutung [Tage]: aus den durchschnittlichen Überflutungstagen je Abfluss lassen sich entsprechend dem jährlichen Abflussgeschehen der Elbe die durchschnittlichen Überflutungstage je Jahr bestimmen.
- Überflutete Fläche [ha]: die gesamte überflutete Fläche ist abhängig vom Abflussgeschehen und den Geländehöhen in den Überflutungsgebieten.

¹⁴ BMBF-Verbundprojekt *Retentionsflächenrückgewinnung und Altauenreaktivierung an der Mittleren Elbe in Sachsen – Anhalt*.

¹⁵ Die ‚aktive‘ Retentionsfläche ist von dem Flächenumfang der Rückdeichung (vgl. Tabelle 2) zu unterscheiden: die Fläche, die nach einer Deichrückverlegung potenziell für die Überschwemmung zur Verfügung steht, wird aufgrund der morphologischen Bedingungen tatsächlich nur zum Teil überflutet.

Als *Abfluss* Q [$\text{m}^3 \text{s}^{-1}$] wird das Wasservolumen bezeichnet, das einen bestimmten Querschnitt in einer Zeiteinheit durchfließt. Der Abfluss enthält die Fließgeschwindigkeit und die Wasserhöhe (Fließquerschnitt). Die Angabe HQ bezieht sich auf den höchsten Abfluss einer Zeitspanne, MHQ dagegen auf das arithmetische Mittel der höchsten Abflüsse gleichartiger Zeitabschnitte (HÜTTE 2000).

Tabelle 4: Jährliche Überflutungstage in den Projektgebieten Sandau und Rogätz - Zeitreihe 1964-1995

Abfluss Q [$\text{m}^3 \text{s}^{-1}$]	Sandau		Abfluss Q [$\text{m}^3 \text{s}^{-1}$]	Rogätz	
	Überschwemmung [d] je Ereignis	Überschwemmung [d] je Jahr		Überschwemmung [d] je Ereignis	Überschwemmung [d] je Jahr
342	69	256	337	74	256
431	52	198	425	52	198
557	32	139	552	33	139
753	24	86	736	23	86
1.069	19	37	1.087	19	37
1.704 (MHQ)	8	10	1.776 (MHQ)	10	10
2.706 (HQ10)	4	1	2.795 (HQ10)	4	1
3.895 (HQ100)	0	0	3.844 (HQ100)	0	0

Quelle: Schwanenberg (2001) - schriftliche Mitteilung

Auf Grundlage des Geländemodells, das für die beiden Projektgebiete vorliegt, dem dargestellten spezifischen Abflussgeschehen und den überfluteten Tagen je Flächeneinheit, kann die tatsächlich bei einem Hochwasserereignis überflutete Gesamtfläche bestimmt werden.

Die Abbildung 1 zeigt die tatsächlich überflutete Fläche vor und nach einer Deichrückverlegung in Abhängigkeit von der jährlichen Überflutungsdauer und dem Abflussgeschehen für die beiden Projektgebiete Sandau und Rogätz. Aus der Graphik geht hervor, dass die nach einer Deichrückverlegung maximal zur Verfügung stehende Fläche je Projektgebiet lediglich bei einem HQ 100 überschwemmt werden würde, mithin eine *jährliche* Überschwemmungsdauer und entsprechende Retentionsleistung für die (potenzielle) Gesamtfläche gar nicht berechnet werden kann. Aus dem *langjährigen Mittel* der Elbe ergibt sich ein mittlerer Abfluss von $558 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$. Bei diesem Abfluss hat im Projektgebiet Rogätz eine Deichrückverlegung keinen Einfluss auf den Umfang der überschwemmten Fläche, im Projektgebiet Sandau kann der Retentionsraum in der Maximalvariante lediglich um 17 ha (Differenz Ist – Soll) erweitert werden. Für den *mittleren Hochwasserabfluss* von $1760 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$ ergibt sich für Sandau eine Vergrößerung des Retentionsraumes gegenüber der Ist – Situation von 737 ha, für Rogätz sind bei gleichem Abfluss die Effekte mit 171 ha entsprechend geringer. Diese Fläche wird jedoch lediglich an ca. 10 Tagen im Jahr überschwemmt (vgl. Tabelle 4), mit dem Abfluss transportierte Nährstoffe gelangen demnach auch nur in diesem Zeitraum in die Aue, die Retention ist darauf beschränkt.

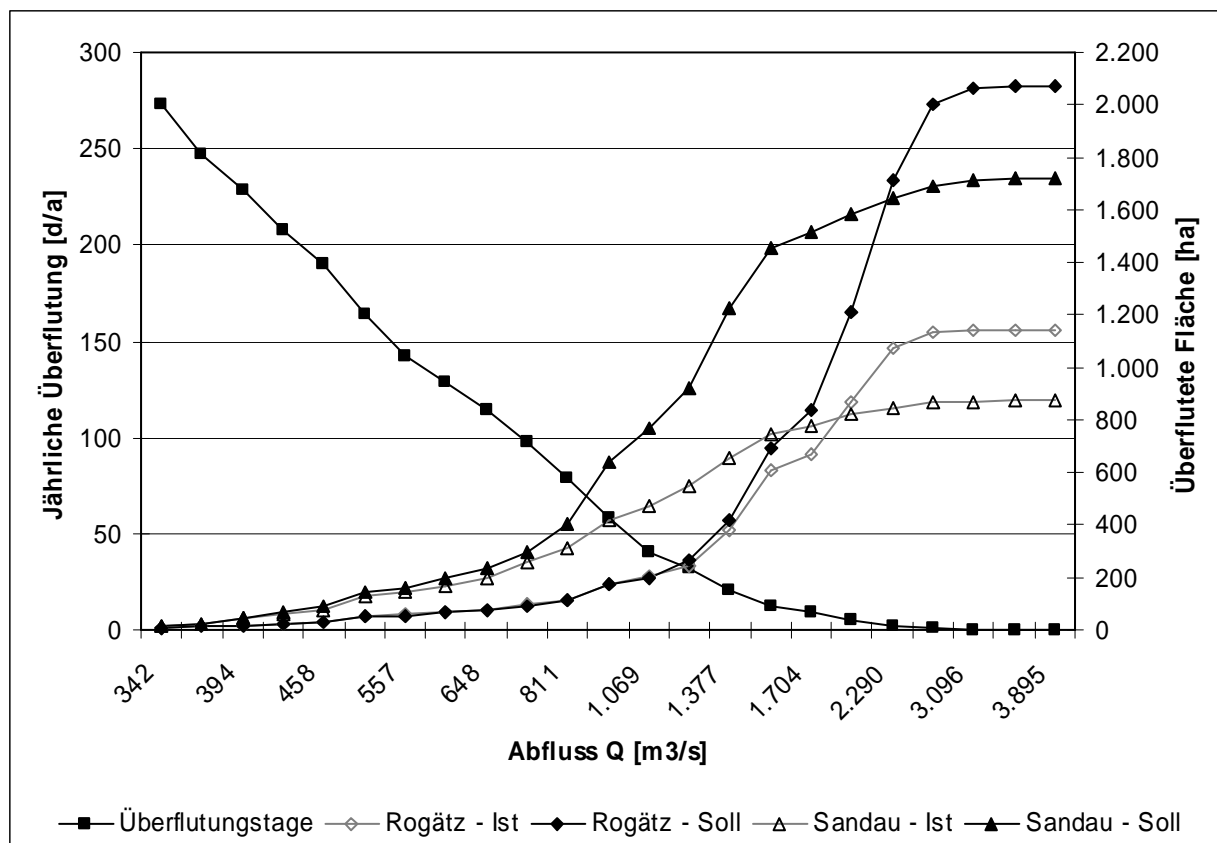


Abbildung 1: Jährlich überschwemmte Fläche nach einer Deichrückverlegung¹⁶

Diese Ergebnisse machen deutlich, in welchem Ausmaß die Effekte einer Deichrückverlegung von dem spezifischen Abflussgeschehen und der Geländegestaltung der Aue abhängen. Im Projektgebiet Rogätz werden die zu erwartenden Auswirkungen vergleichsweise marginal sein. Die Ergebnisse der Einzelstandorte sind daher nur mit Einschränkungen auf das Gesamtgebiet von 15.000 ha übertragbar.

5.2 Nährstofffracht

Als Fracht [$t a^{-1}$] werden die aufsummierten Transporte (Nährstoffmengen) mit Bezug auf eine bestimmte Zeiteinheit bezeichnet. Die Nährstofffracht errechnet sich aus der Stoffkonzentration c [$mg l^{-1}$] und dem Abfluss Q [$m^3 s^{-1}$]. Für die Berechnung der Nährstofffrachten der Elbe, die für die beiden Projektgebiete relevant sind, standen monatliche Einzelproben an drei Pegeln in Projektgebietsnähe für die Jahre 1997-2000 zur Verfügung.

Die Tabelle 5 zeigt die Nährstofffracht und -konzentration in der Elbe. Diese Werte sind auf der einen Seite für die Berechnung der Retentionsleistung notwendig, auf der anderen Seite

¹⁶ Die für diese Auswertung erforderlichen Daten basieren auf Untersuchungen des BMBF - Verbundprojektes *Retentionsflächenrückgewinnung und Altauenreaktivierung an der Mittleren Elbe in Sachsen-Anhalt* (SCHWANENBERG et al. 2001).

sind sie als Bewertungsmaßstab zur Einschätzung der Effekte auf die Wasserqualität (Minderung der Nährstofffracht infolge der Deichrückverlegungen) relevant.

Tabelle 5: Nährstofffracht und Nährstoffkonzentration der Elbe 1997 - 2000

	<i>Magdeburg</i> <i>km 318,1</i>		<i>Hohenwarthe</i> <i>km 338,6</i>		<i>Tangermünde</i> <i>km 388,0</i>		<i>Mittel der Pegel</i>	
	N	P	N	P	N	P	N	P
Jahresfracht	[t a ⁻¹]	[t a ⁻¹]	[t a ⁻¹]	[t a ⁻¹]	[t a ⁻¹]	[t a ⁻¹]	[t a ⁻¹]	[t a ⁻¹]
1997	99.482	4.525	121.305	4.561			110.393	4.543
1998	84.295	3.509	80.845	3.441	89.805	3.913	84.982	3.621
1999	83.397	2.876	97.959	3.130	99.793	2.972	93.716	2.993
20 ¹⁷ 00	89.499	3.678	90.035	3.628	92.591	3.203	90.708	3.503
Mittelwert	89.168	3.647	97.536	3.690	94.063	3.363	93.589	3.567
Konzentration	[mg l ⁻¹]	[mg l ⁻¹]	[mg l ⁻¹]	[mg l ⁻¹]	[mg l ⁻¹]	[mg l ⁻¹]	[mg l ⁻¹]	[mg l ⁻¹]
Mittelwert	5,7	0,3	5,9	0,3	5,5	0,2	5,7	0,2

Quelle: Eigene Berechnungen nach ARGE Elbe 2001 (schriftliche Mitteilung)

5.3 Nährstoffretention

Wie oben bereits dargelegt, können zur Einschätzung des Retentionspotenzials als Folge strukturverbessernder Maßnahmen grundsätzlich zwei verschiedene Prozesse betrachtet werden:

1. die Retention im Strom und
2. die Retention im Auenboden.

Grundlegend relevant ist für beide Prozesse die Größe des Überflutungsgebietes und die Überschwemmungsdauer sowie die Nährstofffracht und -konzentration, die Quantifizierung der Retentionsleistung unterscheidet sich jedoch jeweils in ihrer methodischen Herangehensweise.

Retention im Strom

Zunächst wird die Retention im Strom berechnet, wobei hier lediglich die Prozesse relevant sind, die im durchströmten Bereich der Überflutungsauen stattfinden, daher auch nur dieser Raum betrachtet wird.¹⁸ Deichrückverlegungen haben insofern eine positive Auswirkung auf die Retentionsleistung, als dass die Prozesse der Sedimentation und Denitrifikation im Flusssystem v.a. in den strömungsberuhigten Randbereichen, Flachwasser- und Totzonen

¹⁸ Im (schnell fließenden) Hauptstrom ist die Retention ohnehin marginal.

und Altarmen, deren Umfang durch eine Deichrückverlegung erhöht wird, stattfinden, eine Auenrenaturierung durch die herabgesetzte Fließgeschwindigkeit in diesem Bereich und die zusätzlich zur Verfügung stehende Fläche damit maßgeblichen Einfluss hat.¹⁹ Die Vorgehensweise lehnt sich eng an die Methodik zur Berechnung der Nährstoffrückhalte im Flusssystem nach BEHRENDT et al. (1999) an.²⁰ Basierend auf empirischen Daten zu Nährstoffeinträgen und Nährstofffrachten von 100 Flussgebieten in Deutschland mit einer Einzugsgebietsgröße von 100 km² bis 200.000 km² wurde ein empirisches Modell über die Nährstoffretention (Stickstoff und Phosphor) in Abhängigkeit von den spezifischen Parametern Abflusspende und hydraulischer Belastung abgeleitet. Ausgangspunkt ist die Annahme, dass die Nährstofffracht das Ergebnis der Bilanz der Summe aller Einträge (aus diffusen und punktuellen Quellen) und der Summe aller Retentionsprozesse ist.

$$L_N = E_N - R_N = \sum EP_N + \sum ED_N - \sum R_N \quad (1)$$

mit L_N = Nährstofffracht [$t a^{-1}$]; E_N = Nährstoffemissionen²¹ [$t a^{-1}$]; R_N = Retention der Nährstoffe [$t a^{-1}$]; EP_N = punktuelle Emissionen [$t a^{-1}$] und ED_N = diffuse Nährstoffemissionen [$t a^{-1}$]. Aus dieser Massenbilanz kann unter Substitution der unbekanntenen Größe die Gleichung nach R_N aufgelöst werden:

$$R_N = E_N - [E_N / (1+R_L)] \quad (2)$$

mit R_L = frachtgewichtete Nährstoffretention [dimensionslos].

Zur Beschreibung der Zusammenhänge zwischen der frachtgewichteten Nährstoffretention und deren Einflussvariablen wurde eine Potenzfunktion gewählt

$$R_L = a x^b \quad (3)$$

sowie auf Grundlage der Regressionsanalyse zwischen Nährstoffretention und der hydraulischen Belastung (x) die einzelnen Modellkoeffizienten (a , b) geschätzt. Für Flussgebiete über 10.000 km² – wie der Elbe – zeichnet sich das Modell mit $r^2 = 0,74$ durch einen hohen Erklärungsgehalt aus. Die dazu gehörigen Modellkoeffizienten sind $a = 10,9$ und $b = -0,94$.

Die hydraulische Belastung HL [$m a^{-1}$] bezeichnet den Abfluss [$m^3 s^{-1}$] bezogen auf eine Wasserfläche [m^2]. Bei einem mäandrierenden Fluss ist die hydraulische Belastung geringer als bei einem kanalisierten, da die spezifische Uferlänge bezogen auf die Breite des Flusses erheblich ansteigt, d.h. je höher die Strukturgüte, desto geringer wird die hydraulische Belastung. HL kann als Maß für die Gewässermorphologie angesehen werden und ist ausschlag-

¹⁹ Es wird davon ausgegangen, dass eine Auenrenaturierung entsprechend ökologischen Entwicklungszielen eine vielfältige Geländestruktur mit Auwaldbeständen oder extensiver Grünlandnutzung (und damit hoher Oberflächenrauigkeit), eine Anbindung von Altarmen etc. umfasst und damit auch positiven Einfluss auf die Gewässerstruktur hat.

²⁰ BRÄUER (2002) wählte in seiner Arbeit bei der Berechnung des Nährstoffretentionspotenzials von Biberstauseen ein dem hier gewählten Ansatz vergleichbares Vorgehen.

²¹ Hier ist zwischen den Begrifflichkeiten zu unterscheiden: im Modell von BEHRENDT [Gleichung (1)] wird als Nährstoffemission bezeichnet, was im Falle der Elbe und im weiteren Vorgehen als Nährstofffracht bezeichnet wird. Als Nährstofffracht wird in diesem Modell das bezeichnet, was aus dem Einzugsgebiet in den Fluss getragen wird. Insofern ist für die weitere Berechnung die Größe E_N relevant.

gebend für die Prozesse in der Fläche und damit für die Denitrifikation (BEHRENDT 2001: mündliche Mitteilung).

Zur Berechnung von HL in den Projektgebieten ist es notwendig, für jeden Abfluss der Elbe lediglich den Teil zu betrachten, der die neu geschaffenen Retentionsräume durchströmt, und diesen in der Folge mit der Fläche der Aue in Beziehung zu setzen. Ist die hydraulische Belastung (x) bekannt, kann im Anschluss daran mit der Formel (3) die Retentionsrate R_L mit den (empirisch geschätzten) Modellkoeffizienten a , b berechnet werden.

Aus der Nährstoffkonzentration [mg l^{-1}] und dem spezifischen Abfluss durch die Aue [$\text{m}^3 \text{s}^{-1}$] ergibt sich die Nährstofffracht E [t a^{-1}], die in die Aue gelangt und dort abgebaut wird. Die Retention R [t a^{-1}] kann dann nach Formel (2) berechnet werden.

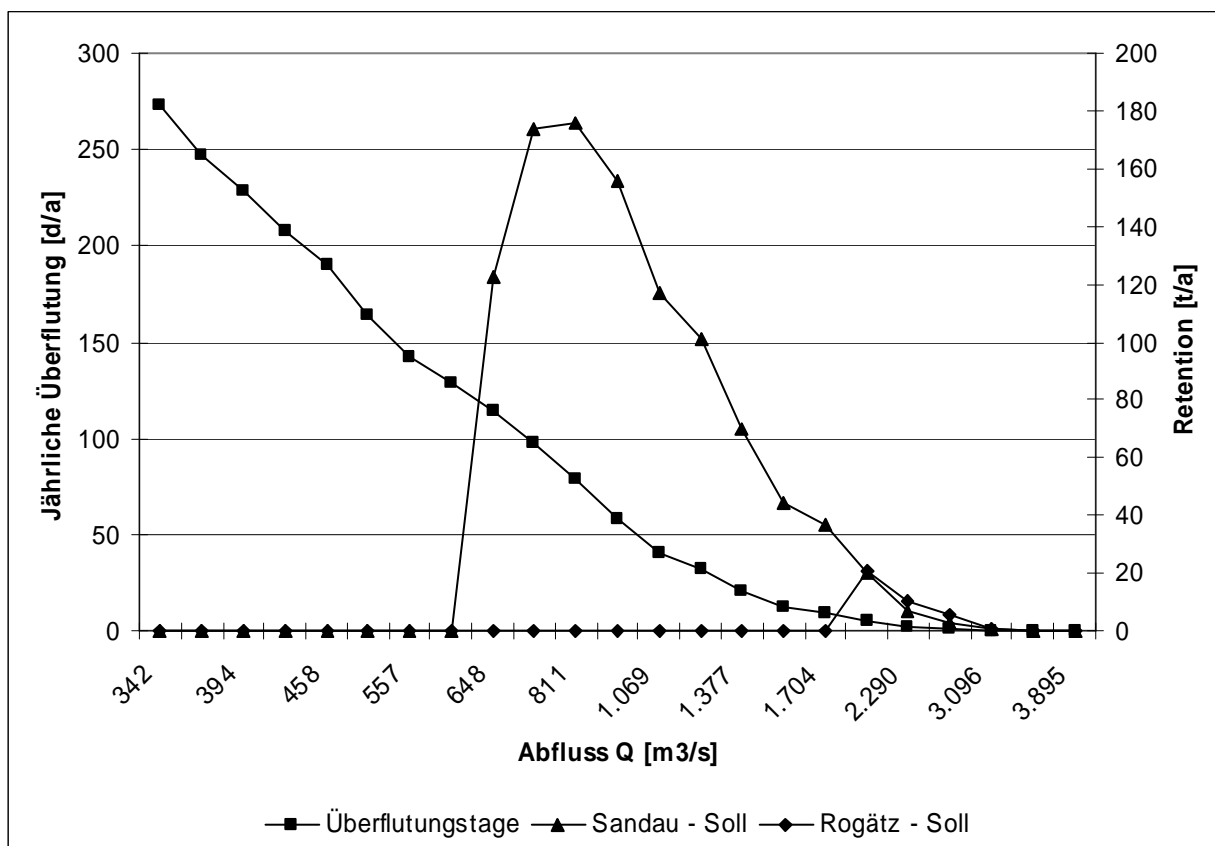


Abbildung 2: Jährliche Stickstoffretention im Flusssystem – Sandau und Rogätz

Quelle: Eigene Berechnungen; Datengrundlage SCHWANENBERG 2001 (schriftliche Mitteilung); Formeln nach BEHRENDT et al. (1999)

Da die von der hydraulischen Belastung und damit dem Abfluss abhängige spezifische Retention jeweils nur an einigen Tagen im Jahr wirksam werden kann, wird zur Berechnung der jährlichen Gesamtretention die sich aus Gleichung (2) ergebende Retention mit den jährlichen Überflutungstagen je Abfluss gewichtet. Als Ergebnis erhält man die gesamte jährliche Stickstoffretention im Fluss [t a^{-1}] als Effekt einer Deichrückverlegung im Vergleich zur Ist-Situation. Wenn die relevanten Parameter bekannt sind, kann mit dem Modell die Retentionsleistung berechnet werden, allerdings ist es nicht möglich, die zugrundeliegenden Pro-

zesse, d.h. die Sedimentation und Denitrifikation im Einzelnen zu identifizieren bzw. quantifizieren. Explizite Denitrifikationsraten liegen dem Modell demnach nicht zugrunde.

Abbildung 2 zeigt die Ergebnisse der Stickstoffretention in Abhängigkeit von der jährlichen Überflutung und vom Abflussgeschehen für die Projektgebiete Sandau und Rogätz.

Die Ergebnisse der berechneten jährlichen Gesamtretention nach einer Deichrückverlegung im Vergleich zur Ist – Situation zeigen, dass infolge der zusätzlich zur Verfügung stehenden ‚aktiven‘ Retentionsfläche in Sandau der Elbe jährlich über 650 t Stickstoff entzogen werden können, die Effekte im Gebiet Rogätz sind dagegen mit knapp 40 t N a⁻¹ vergleichsweise gering.²² Bis zum einem Abfluss von knapp 2000 m³ s⁻¹, der noch über dem mittleren Hochwasserabfluss der Elbe liegt, ist für Rogätz aufgrund der Geländemorphologie mit keiner Nährstoffretention zu rechnen. Die dargestellten Ergebnisse unterstreichen damit den Einfluss der Standortcharakteristika und der spezifischen Überflutungsdynamik auf den Umfang der Retentionsleistung.

Retention in der Aue

Neben der Berechnung nach BEHRENDT et al. (1999) kann alternativ der Stickstoffrückhalt infolge von Denitrifikation im überschwemmten Auenboden betrachtet werden. Für den Umfang der Leistung ist auch hier allerdings die spezifische Überflutungsdynamik - d.h. gleichermaßen auch die Größe der Retentionsfläche – die zentrale Größe, da eine Reduktion der mit dem Gewässer transportierten Nährstoffe durch Denitrifikation im Boden lediglich im überschwemmten bzw. stark vernässten Bereich stattfindet.

Werden verschiedene Denitrifikationsraten (100, 300 bzw. 700 kg N ha⁻¹ a⁻¹) angenommen, ergibt sich entsprechend der oben dargestellten Überschwemmungsdynamik eine jährliche Retentionsleistung von 27, 80 bzw. 190 t N a⁻¹ für Sandau bzw. 1,7, 5 bzw. 12 t N a⁻¹ für Rogätz. Das Überflutungsgeschehen hat dabei in beiden Projektgebieten einen insgesamt deutlich höheren Einfluss als die Höhe der unterstellten Denitrifikationsrate. Die Ergebnisse liegen unterhalb der oben berechneten, die Stickstoffrückhalte im Flusssystem liegen demnach beim Modell BEHRENDT et al. (1999) modellendogen sehr viel höher. Die Ergebnisse zeigen auch, dass spezifische Denitrifikationsraten [kg N ha⁻¹] (d.h. die potenziell mögliche Höhe der Denitrifikation) nur wenig Aussagekraft besitzen, da die für die Retention aktiv zur Verfügung stehende Fläche von ausschlaggebender Bedeutung ist. Für die Gebiete Sandau (günstige Standortbedingungen) und Rogätz (ungünstige Standortbedingungen) lassen sich daraus folgende Retentionsraten ermitteln.

²² Die jährliche Gesamtretention ergibt sich aus der Summe der bei einem spezifischen Abfluss (und der davon determinierten überfluteten Fläche an x Tagen im Jahr) realisierbaren Retention.

Tabelle 6: Realisierbare Retentionsraten [kg N ha⁻¹] in Abhängigkeit von der Denitrifikationsrate und der Geländemorphologie

		Denitrifikationsrate [kg N ha ⁻¹]		
		100	300	700
Geländeprofil	günstig	60	180	425
	ungünstig	20	55	125

Aufgrund der hohen Variabilität der ermittelten Retention ist es schwierig, die Ergebnisse auf alle potenziellen Standorte einer Deichrückverlegung entlang der Elbe hochzurechnen. Weder die spezifische Geländegestaltung noch die Überschwemmungsdynamik aller Einzelstandorte können in die Betrachtung einfließen, die Gesamteffekte werden jedoch in Abhängigkeit von diesen Faktoren stark variieren.

In Tabelle 7 sind verschiedene pauschale Retentionsraten für die Gesamtregion zugrunde gelegt, die jährliche Gesamtretention für die Elbe berechnet sowie der Nährstofffracht gegenübergestellt. Die unterstellten realen *Retentionsraten* lehnen sich dabei den Ergebnissen der ermittelten N-Retention in kg ha⁻¹ a⁻¹ in Abhängigkeit unterschiedlicher *Denitrifikationsraten* an.

Tabelle 7: Effekte der zusätzlichen Retentionsfläche (15.000 ha) auf die Nährstofffracht der Elbe bei einer aktuellen Gesamtfracht von 93.500 t n a⁻¹

Retentionsrate [kg ha ⁻¹ a ⁻¹]	50	100	200	350	600
Stickstoffretention [t a ⁻¹]	750	1.500	3.000	5.250	9.000
Stickstoffreduktion [%]	1	2	3	6	10

Zusammenfassend kann festgehalten werden, dass infolge der gegenwärtig diskutierten potenziellen Deichrückverlegungen an der Elbe insgesamt bis zu 10% der Gesamtstickstofffracht der Elbe reduziert werden können. Die jährlichen Retentionseffekte werden zwischen 750 t a⁻¹ und 9.000 t a⁻¹ liegen, wobei letzterer Wert (bei 600 kg ha⁻¹ a⁻¹) sicherlich als Maximalwert anzusehen ist, der nur unter sehr günstigen Bedingungen (d.h. bei langer Überflutungsdauer auf flachem Gelände und sehr hohen Denitrifikationsraten) auf einzelnen Flächen erreicht werden kann, nicht jedoch für den gesamten zusätzlichen Retentionsraum unterstellt werden kann.

In die ökonomische Bewertung findet für die Standorte Sandau und Rogätz die spezifisch ermittelte Retentionsleistung nach dem Modell von BEHRENDT et al (1999) Eingang, da diese Ergebnisse auf detaillierten Berechnungen basieren und v.a. hydrologische Parameter (als dominierende Einflussfaktoren) berücksichtigen. Der Standort Sandau kann dabei als eher günstig, Rogätz dagegen als ungünstig bezogen auf die potenzielle Retention angesehen werden. Für die übrigen Standorte wird bei konservativer Schätzung eine mittlere Retentionsrate von 200 kg ha⁻¹ a⁻¹ angenommen und für die weiteren Berechnungen zugrunde gelegt. Gerade im Vergleich zu den Effekten in der Region Sandau (die auf den Hektar umgerechnet eine sehr viel höhere Retention ergeben) ist dieser Wert eher niedrig. Limitie-

rend wirkt aber die hohe Temperaturabhängigkeit der Denitrifikation, da hohe Raten nur im Sommer erreicht werden. Elbehochwasser tritt in der Regel jedoch nur bei vergleichsweise niedrigen Temperaturen auf. Um eine Überschätzung der Retention zu vermeiden, wird daher nicht der Mittelwert beider Gebiete (der über $400 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ liegen würde) verwendet, sondern der konservative Wert.²³

6 Ökonomische Bewertung der Nährstoffretention

6.1 Grenzkosten alternativer Maßnahmen

Neben der Einschätzung quantitativer Änderungen in der Bereitstellung des Gutes ‚Nährstoffretention‘ [t N a^{-1}] ist für die Bestimmung des Ersatzkostenwertes dieser Leistung die Identifikation des technischen Substitutes (d.h. des Vergleichsmaßstabes) und die Quantifizierung der zur Bereitstellung einer entsprechenden Leistung aufzubringenden Kosten notwendig.

Diese Frage ist keineswegs trivial, da es vom Blickwinkel der Betrachtung abhängt, welche Alternative als Substitut für die Leistung der Elbauen herangezogen werden kann. Es existiert keine Alternative, der exakt die gleichen Prozesse zugrunde liegen und die entsprechend die ökosystemaren Funktionen zu substituieren in der Lage ist. Als Referenz können jedoch einzelne funktionale Bestandteile bzw. erbrachte Leistungen betrachtet werden, die im Folgenden als alternative Referenzbedingungen diskutiert werden.

Primäres Ziel ist die Verbesserung der Gewässergüte durch Reduzierung der Nährstofffracht der Elbe, gleichwohl kommen alternative Maßnahmen zur Erreichung dieses Zieles in Betracht. Der zu bewertende Nutzen der Elbauen bezieht sich dabei nur auf die potenzielle Retentionsleistung bei einem Hochwasserereignis, infolgedessen wird nicht zwischen der Herkunft der Nährstoffe differenziert. Dies ist insofern wichtig, als dass davon abhängt, welches Substitut für diese Leistung als geeignete Referenzgröße herangezogen wird. Die Gewässerreinigung in Überschwemmungsaueen erfolgt unabhängig von der Quelle, d.h. es werden im Fluss transportierte Nährstoffe aus diffusen Quellen ebenso wie Belastungen aus Punktquellen erfasst. Kläranlagen umfassen dagegen lediglich Nährstoffe aus Punktquellen vor ihrem Eintrag ins Gewässer, während zur Reduzierung diffuser Belastungen in erster Linie politisch gesteuerte Maßnahmen im Bereich der landwirtschaftlichen Nutzung notwendig sind. Insofern muss berücksichtigt werden, dass auf unterschiedliche Funktionen fokussiert wird, wenn die Kosten alternativer Optionen (z.B. Kläranlage, Landwirtschaft) als Ersatzkostenwert für den Nutzen der Auenrenaturierung herangezogen werden. Die Wirk-

²³ Einschränkung sei gesagt, dass eine Denitrifikation ja nicht nur an effektiv überfluteten Tagen stattfindet, sondern auch darüber hinaus, da der Aueboden ja noch über einen längeren Zeitraum vernässt ist und daher günstige Bedingungen für die Denitrifikation vorherrschen. Dieser Zeitraum lässt sich jedoch kaum exakt quantifizieren.

richtung - letztendlich damit auch die Leistung in Bezug auf die Gewässerqualität - ist jedoch die gleiche.

Ein zur Stickstoffretention in den Auen analoger Prozess ist die Verfahrensstufe der Denitrifikation in Kläranlagen. Dementsprechend können die stoffbezogenen Kosten der kommunalen Abwasserreinigung als Referenzgröße herangezogen werden. Die Quellen der Stickstoffbelastung der Elbe werden bei diesem Szenario nicht explizit betrachtet, es wird lediglich auf die Leistung ‚Erhöhung der Gewässergüte‘ fokussiert. Aufgrund der gestiegenen technischen Anforderungen an die Abwasserreinigung sind die Belastungen von Oberflächengewässern aus Punktquellen jedoch weitgehend zurückgegangen, die Elbe wird damit - wie die meisten Gewässer - überwiegend durch Einträge aus diffusen Quellen belastet. Eine technische Option zur Reduktion diffuser Belastungen stellt die Trinkwasseraufbereitung dar. Das zu bewertende Gut im Rahmen der vorliegenden Studie umfasst jedoch nicht die Effekte auf die Trinkwasserqualität, der Wert einer Auenrenaturierung im Hinblick auf die Senkung der Nitratbelastung des Trinkwassers steht demnach auch nicht im Vordergrund. Neben der additiven Technologie der Abwasserreinigung können jedoch noch politische Optionen zur Vermeidung einer Gewässerbelastung aus diffusen Quellen betrachtet werden. Wenngleich es sich bei derartigen Maßnahmen, die auf die Vermeidung von Belastungen durch Vorgaben für die landwirtschaftliche Nutzung (Reduktion des Düngemiteleinsatzes) abzielen, nicht um technische Substitute handelt und zudem die Beziehung zwischen den Kosten der Stickstoffvermeidung und dem Einfluss auf die Gewässergüte nicht monokausal ist, können sie dennoch eine kosteneffektive Option zur Erreichung des Ziels ‚Verbesserung der Gewässergüte‘ darstellen. In Tabelle 9 sind verschiedene Grenzkosten der Stickstoffvermeidung zusammengestellt.

In der Folge basiert die Berechnung des Ersatzkostenwertes auf den Grenzkosten zweier Referenzszenarien ‚Kläranlage‘ und ‚Politik‘. Für das Szenario ‚Kläranlage‘ werden die stoffbezogenen Kosten nach GRÜNEBAUM (1993) herangezogen (vgl. auch BRÄUER 2002). Die Kosten der Abwasserbehandlung unterliegen dabei je nach Ablaufwerten, Anschlussgröße und Struktur des Einzugsgebietes, Entsorgungspfade der Reststoffe und Zusammensetzung des Abwassers starken Schwankungen. Zur Ermittlung der stoffbezogenen Kosten wurde ein Algorithmus verwendet, der die Investitions- und Betriebskosten einzelner Verfahrensstufen und die in den einzelnen Stufen erfahrene Stoffumwandlung bzw. -elimination (Wirkungsgrade) für verschiedene Anschlussgrößen zugrundelegt. Als Resultat für mittlere kommunale Verhältnisse wurden die in Tabelle 10 dargestellten Kosten ermittelt.

Das Szenario ‚Politik‘ bezieht sich auf Maßnahmen zur Vermeidung der diffusen Stickstoffbelastung aus der landwirtschaftlichen Produktion. Durch z.B. einen verringerten Düngemiteleinsatz, extensive Produktionsverfahren oder umweltverträgliche Verfahren der Ausbringung von Wirtschaftsdünger lassen sich die Stickstoffausträge verringern. Diese Maßnahmen sind mit Kosten im Sinne verringerter Erlöse verbunden, die hier als Grenzkosten der Stickstoffvermeidung herangezogen werden.

Tabelle 9: Kosten der Stickstoffentfernung und -vermeidung

Maßnahme	Grenzkosten		Quelle
	DM kg ⁻¹ N	€ kg ⁻¹ N	
Kläranlagen (Abwasserreinigung)	10 - 15	5,1 - 7,7	Grünebaum 1993
	7 - 63	3,9 - 35,1	GREN 1995
	2,8	1,4	Abgabe nach Abwasserabgabengesetz ²⁴
Trinkwasseraufbereitung	40,0	20,5	FUCHS 1994 ¹
	110,0	56,2	Bütow & Homann 1992 ¹
Politik (landwirtschaftliche Maßnahmen)	4,0	2,0	WEINGARTEN et al. 1995 ¹
	2 - 10	1,0 - 5,1	versch. Verfahren der Tierproduktion ¹
	5 - 460	2,9 - 257,8	GREN 1995, Maßnahmen unspezifiziert
Renaturierung von Feuchtgebieten		2,9 - 8,8	GREN 1995, Anbauänderungen
	3 - 4,60	1,6 - 2,6	Söderquist 1998
	24 - 31	13,2 - 17,2	Byström 2000
	4,2 - 12,6	2,3 - 7,0	GREN 1995

¹ zitiert in HENNIES (1996)

Exkurs: Verzicht auf Investitionen in weitergehende Abwasserreinigung

Legt die dargestellte Vorgehensweise die stoffspezifischen Grenzkosten der Vermeidung oder Entfernung zugrunde, liegt ein anderer Ansatz zur Berechnung des Ersatzkostenwertes darin, die Investitionskosten, entweder für den Bau einer Kläranlage oder aber für eine Erweiterung bestehender Anlagen aufgrund weitergehender Anforderungen, zugrunde zu legen. Diese Methode hat den Vorteil, dass tatsächlich infolge einer Renaturierung einzusparende Investitionskosten ausgewiesen werden können – ein mithin sehr öffentlichkeitswirksamer Ansatz. Im Einzugsgebiet der Elbe erfüllen jedoch nahezu alle Anlagen die Anforderungen an die weitergehende Abwasserreinigung, lediglich 4 Anlagen mit Direktleitung in die Elbe besitzen keine N-Eliminierung (IKSE 2000, Stand 1999), so dass derzeit quasi kein Ausbaubedarf besteht. Eine Bewertung des Ersatzkostenwertes über Kosteneinsparungen in Kläranlagen ist für die Elbe daher gegenwärtig nur hypothetisch möglich (und wird daher als Exkurs dargestellt), es sein denn, die politische Zielsetzung würde künftig eine weitere Verminderung der Einträge aus Punktquellen durch den Neubau weiteren Kläranlagen zur Verbesserung der Gewässergüte anstreben.

²⁴ Nach dem Abwasserabgabengesetz (AbwAG) von 1976 muss für die direkte Einleitung von geklärtem Abwasser in ein Gewässer eine Abgabe bezahlt werden, die allerdings nicht von der Pflicht zur Abwasserklärung befreit. Gemäß dem Gesetz soll es sich dabei um eine Umweltabgabe mit ökonomischer Lenkungsfunction handeln, da die Direktleiter zumindest für einen Teil der Kosten der Inanspruchnahme des Umweltmediums Wasser aufkommen müssen und die Abgabe sich entsprechend nach Menge und Schädlichkeit bestimmter eingeleiteter Inhaltsstoffe richtet (derzeit 35 € pro Schadeinheit, wobei eine Schadeinheit 3 kg P bzw. 25 kg N entsprechen) (BUNR & UBA 2001). Ein Zusammenhang zwischen der Höhe der Abgabe und den tatsächlichen Kosten der Stickstoffvermeidung, die deutlich über diesem Satz liegen werden, oder den Schadenskosten der Stickstoffemissionen ist nicht herzustellen, so dass dieser Wert als Grundlage zur Berechnung des Ersatzkostenwertes als nicht geeignet erscheint.

Erste Ansätze zur gezielten Nutzung des Retentionsvermögens von Niedermooren zur Verringerung diffuser Gewässerbelastungen als Substitut für die Anforderungen weitergehender Abwasserreinigung an Kläranlagen finden sich z.B. bei SCHÄFER & WICHTMANN (1999). Auch beim Vergleich verschiedener Politikstrategien zur Erreichung eines bestimmten Reduktionszieles in einem Einzugsgebiet, wie z.B. von BYSTRÖM (2000) verfolgt, können die Investitionskosten in die Abwasserreinigung mit denen in Feuchtgebieten verglichen werden, um aus der Differenz den Ersatzkostenwert abzuleiten. Dieser Ansatz soll im Folgenden kurz diskutiert werden.

Die Anforderungen an die Einleitung aus kommunalen Abwasserbehandlungsanlagen sind EU - weit geregelt. Danach gibt es für Kläranlagen drei verschiedene Anforderungsniveaus in Abhängigkeit von der landesspezifischen ökologischen Gewässerempfindlichkeit (FIRK et al 1999):

- weniger empfindliche Gebiete: ohne biologische Reinigungsstufe
- Normalgebiete: biologische Reinigungsstufe mit Kohlenstoffelimination
- empfindliche Gebiete: biologische Reinigungsstufe mit N- und P-Elimination

Deutschland ist weitgehend zum empfindlichen Gebiet erklärt, d.h. dass die biologische Stufe mit N- und P- Elimination für alle Anlagen >10.000 EW (Einwohnerwerten) notwendig ist. Sowohl die Art der Verfahrenstechnik der Denitrifikation als auch die Ablaufanforderungen für Stickstoff und Phosphor in $[\text{mg l}^{-1}]$ sind dabei wesentliche kostenwirksame Faktoren für Kläranlagen. Da noch nicht alle Kläranlagen im Hinblick auf die weitergehenden Anforderungen an die N- und P- Elimination ausgebaut sind, könnten auch die entsprechenden Mehraufwendungen, d.h. Investitions- und Betriebskosten für diese Reinigungsstufe als Ersatzkostenwert herangezogen werden, falls Auen die entsprechende quantitative Leistung zu übernehmen in der Lage sind. Die Tabelle 10 gibt einen Überblick über die Mehrkosten weitergehender Anforderungen an kommunale Kläranlagen.

Ein Vergleich mit den dargestellten Mehrkosten infolge weitergehender Anforderungen ist nur dann möglich, wenn infolge einer Renaturierung von Flussauen tatsächlich auf den Neu- oder Ausbau von Kläranlagen verzichtet werden kann. Dazu ist die Kenntnis aller Kläranlagen mit jeweiliger Ausbaupazität (EW), Art der Abwasserreinigung sowie Ausbauplanungen im Einzugsgebiet der Elbe notwendig, v.a. aber die Denitrifikationsleistung der jeweiligen Anlagen. Informationen also, die nicht ohne weiteres zu ermitteln sind. Berechnungsgrundlage sind die potenziellen Senkungen in der Gesamtlast an Nährstoffen durch Kläranlagen in einem Flussgebiet und entsprechend die Berechnung der Verminderung der Investitions- und Betriebskosten bei Verzicht auf die letzte Ausbaustufe, wenn die gleiche Menge an Nährstoffen auch durch Überschwemmungsauen abgebaut werden kann.

Tabelle10: Investitions- und Betriebskostenvergleich zwischen normaler und weitergehender Abwasserreinigung für eine Kläranlage (100.000 EW)

Kostenfaktor	Kosten	Mehrkosten		Mehrkosten
	[DM / EW]	[DM / EW]	[€ / EW]	[%]
Investitionskosten				
Normale Abwasserreinigung	600-800	--	--	--
Maximalforderung	--	83,2	42,5	11,9
dav. weitergehende P-Elimination	--	1,7-46,1	0,9-23,5	0,2-6,6
dav weitergehende Denitrifikation	--	14,3-46,1	7,3-23,5	2,0-6,6
Betriebskosten				
Normale Abwasserreinigung	40-60	--	--	--
Weitergehende Anforderungen	--	0,3-4,7	0,15-2,4	0,1-12

Quelle: Zusammenstellung nach BÄUMER et al. (1998)

6.2 Monetärer Wert der Elbauen als Nährstoffsenke

Der volkswirtschaftliche Nutzen einer Renaturierung der Elbauen wird über die Ersatzkosten der betrachteten Szenarien zur Bereitstellung derselben Retentionsleistung ermittelt. Als Grenzkosten werden $7,7 \text{ € kg}^{-1} \text{ N}$ (Szenario ‚Kläranlage‘) bzw. $2,5 \text{ € kg}^{-1} \text{ N}$ (Szenario ‚Politik‘) angenommen. Die Tabelle11 zeigt die Ergebnisse für die beiden modellgestützt berechneten Gebiete Sandau und Rogätz sowie für die übrigen durch Deichrückverlegungen zu gewinnenden Retentionsflächen entlang der Elbe, für die eine Denitrifikationsrate in den Auen entsprechend der konservativen Schätzung von $200 \text{ kg ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ zugrunde gelegt wurde.

Tabelle 11: Wert der Stickstoffretention renaturierter Elbauen (Referenzjahr 2000)

Szenario		Sandau	Rogätz	Übrige Standorte
Retentionsfläche (15.000 ha ges.)	[ha]	830	860	13.310
Kläranlage	[1000 €]	5.136	293	20.497
Politik	[1000 €]	1.734	99	6.921
Werte je Hektar				
Kläranlage	[€/ha]	6.188	340	1.540
Politik	[€/ha]	2.089	115	529

Die großen Unterschiede zwischen den beiden Gebieten Sandau und Rogätz sind auf die stark differierende Gesamtretentionsleistung zurückzuführen. Der im Vergleich zu dem verhältnismäßig hohen Ersatzkostenwert für Sandau geringere flächenbezogene Wert auf den übrigen Standorten folgt aus der angenommenen Retentionsleistung von 200 kg N ha^{-1} . In einer Studie zur ökonomischen Bewertung der Donauauen von GREN (1995a) liegt der Wert der Stickstoffreduktion für das Referenzjahr bei umgerechnet 211 E ha^{-1} , bei 15.000 ha würde sich entsprechend ein Ersatzkostenwert von 3,3 Mio. € ergeben. In einer anderen Studie derselben Autorin wird ein Wert von 376 € kg^{-1} für ein Feuchtgebiet zugrunde gelegt, hoch-

gerechnet auf die Elbeauen würde das 5,6 Mio. € ergeben (GREN 1995b). Diese Werte liegen damit unter dem Ersatzkostenwert für die hier ermittelten Bedingungen. Ein Vergleich der Ersatzkostenwerte gestaltet sich allerdings insofern schwierig, als dass die Berechnungsgrundlagen der im Abschnitt 4 dargestellten Studien nicht offensichtlich sind, damit die Ursachen für die Schwankungsbreiten nicht erklärt werden können. Dies gilt insbesondere für die hier detailliert berechneten hydrologischen Bedingungen, die einen wesentlichen Einfluss auf das Gesamtergebnis haben, in den diskutierten Studien jedoch nicht expliziert werden.

Die in Tabelle 10 aufgeführten Ersatzkostenwerte fließen als *jährliche* Nutzen der Stickstoffretention infolge einer Auenrenaturierung in die Zusammenführung der Ergebnisse im Rahmen der Nutzen-Kosten-Analyse (vgl. nächstes Kapitel in diesem Band) mit ein. Eine Betrachtung der über einen längeren Projektzeitraum anfallenden Kostenfaktoren und Nutzenkomponenten sowie eine entsprechende Diskontierung erfolgt daher erst im Zuge der Nutzen-Kosten-Analyse.

Neben der Berechnung der jährlichen Nutzen aus der Nährstoffretention kann der Gegenwartswert der künftig allein durch die ökologischen Leistungen zusätzlicher Überschwemmungsaunen anfallenden Nutzen in Abhängigkeit von der Projektdauer und Diskontrate betrachtet werden – z.B. für einen Vergleich mit Investitionen. Die in der Tabelle dargestellten Werte können als im Laufe der Jahre anfallender Gesamtnutzen (allein aus der Nährstoffretention) bspw. den Kosten einer Renaturierung gegenübergestellt werden, um die Rentabilität eines Projektes einzuschätzen.

Je nach unterstelltem Zinssatz und Projektdauer schwankt der ökonomische Wert demnach für alle potenziellen Retentionsflächen zwischen 100-700 Mio. €.

Tabelle 11: Ökonomischer Wert der Stickstoffretention in Abhängigkeit von Diskontrate und Projektdauer

		Sandau		Rogätz		Übrige Standorte		Summe	
Retention	[t/a]	667		38		2.662		3.367	
Zinssatz	[%]	3	5	3	5	3	5	3	5
Gegenwartswert	[Mio EUR]								
Kläranlage	20 Jahre	82	69	5	4	325	276	412	276
	50 Jahre	137	99	8	6	548	395	693	395
Politik	20 Jahre	28	23	1,6	1,3	110	93	140	93
	50 Jahre	46	33	2,6	1,9	185	133	234	133

7 Fazit

Die Ergebnisse zeigen insgesamt eine sehr hohe Variabilität in Abhängigkeit von den Bewertungsgrundlagen. Im Hinblick darauf können die Bewertungsmethodik sowie die grundlegenden Annahmen und Parameter auf zwei Ebenen diskutiert werden:

1. Quantifizierung der Retentionsleistung sowie
2. Monetäre Bewertung bzw. Wahl der ökonomischen Referenzgröße.

Der erste Schritt zielt grundlegend darauf ab, das Mengengerüst für die anschließende ökonomische Bewertung zu ermitteln. Dies ist keineswegs eine triviale Aufgabe, da die letztlich zu bewertende Leistung ‚Verbesserung der Wasserqualität‘ auf einer Vielzahl komplexer ökologischer Vorgänge beruht und zahlreichen, z.T. schwer identifizierbaren Einflussfaktoren unterliegt. Die Ergebnisse der beiden detailliert betrachteten Standorte zeigen, dass die Retentionsleistung von Überschwemmungsaunen wesentlich durch das Überflutungsregime determiniert wird, dieses wiederum hängt nicht nur vom spezifischen Abflussgeschehen des betrachteten Gewässers ab, sondern wird ganz entscheidend von den Standortspezifika und dabei v.a. von der Geländemorphologie beeinflusst. Aus diesem Grund wurde in der vorliegenden Studie das hydrologische Regime detailliert betrachtet und in seinen Einflüssen quantifiziert.

In diesem Zusammenhang haben auch standortspezifische Denitrifikationsraten – als dominierender biochemischer Prozess der Stickstoffretention – einen geringeren Einfluss, da auch dieser Prozess dem Einfluss der Überflutung unterliegt. Die quantitativen Effekte im Hinblick auf die Stickstofffracht der Elbe sind vergleichsweise marginal. Im Vergleich zu anderen Arten von Feuchtgebieten mit permanentem oder zumindest längerem Wassereinfluss liegt das v.a. in der nur temporären Überflutung von Flussauen begründet, deren Geländegestaltung darüber hinaus in Bezug auf die Denitrifikation nicht optimal ist. Bei einer potenziellen Renaturierung von Überschwemmungsaunen sollte daher im Hinblick auf die gewässerreinigende Funktion die Geländegestaltung berücksichtigt werden, um ggf. gezielt das Überflutungsregime und damit die Effizienz der Stickstoffretention zu beeinflussen. Relativ flaches Gelände, das schnell überflutet, oder mit einem Grabensystem zur Erhöhung der Wasserflächen durchzogenes Gelände weist sehr viel höhere Retentionsraten auf.

Eine ökonomische Bewertung stellt damit insgesamt sehr hohe Anforderungen an die Identifikation und Quantifizierung physischer Beziehungen und unterstreicht damit die Bedeutung interdisziplinärer Forschung im Rahmen ökologisch-ökonomischer Bewertung.

Die Ergebnisse der monetären Bewertung der Stickstoffretention im zweiten Schritt zeigen eine hohe Abhängigkeit von der Wahl des technischen Substitutes. Die Entscheidung, welches Substitut (mit den entsprechenden Kosten) in die Bewertung einbezogen wird, hat enormen Einfluss auf den resultierenden ökonomischen Wert der ökologischen Leistung. In diesem Zusammenhang ist zu betonen, dass für eine Bewertung auf Grundlage des Ersatzkostenansatzes Fragen des technischen Wandels an Bedeutung gewinnen, da die Ergebnisse extrem von unterstellten Verfahrenskosten abhängen, die sich entsprechend dem technischen Fortschritt im Laufe der Zeit verändern.

In der vorliegenden Studie wurde der ökonomische Wert direkt aus den Grenzkosten der Stickstoffvermeidung alternativer Optionen, d.h. der Denitrifikation in Kläranlagen bzw. der Stickstoffvermeidung durch landwirtschaftliche Maßnahmen, generiert. Dieser Ansatz ist ver-

gleichsweise gut handhabbar und transparent, der so ermittelte Wert als indirekter Nutzen auch für die Einbindung in eine Nutzen-Kosten-Analyse (vgl. nächstes Kapitel) geeignet. Im Vergleich mit den Kosten einer Renaturierung lässt sich mit diesem Wert einschätzen, bis zu welchem Umfang Investitionen in Renaturierungsmaßnahmen mit dem Ziel der Stickstoffreduktion sinnvoll sind: der ermittelte ökonomische Wert der Überschwemmungsaue entspricht der oberen Grenze bis zu der sich Investitionen lohnen.

Zusammenfassend lässt sich die Schlussfolgerung ziehen, dass sich, wenn die Beziehungen zwischen dem ökologischen und dem ökonomischen System hinreichend bekannt sind (und ein geeignetes technisches Substitut identifiziert werden kann), der ökonomische Nutzen mit Hilfe des Ersatzkostenwertes vergleichsweise gut bewerten lässt. Im Rahmen dieser Fallstudie wurde als Basisannahme unterstellt, dass eine verbesserte Wasserqualität der Elbe mit einem Nutzen für die Gesellschaft verbunden und mit der umweltpolitischen Zielstellung konform ist.

Im Grunde genommen wird mit einer Bewertung über den Verzicht auf Investitionen in die weitergehende Abwasserreinigung in Kläranlagen dagegen ein Ansatz verfolgt, der tatsächliche Kosteneinsparungen (als ökonomische Nutzen von Überschwemmungsaue) kalkuliert und damit politische Handlungsspielräume eröffnet. Für Kläranlagen, die die Anforderungen an eine weitergehende Abwasserreinigung bereits umgesetzt haben, stehen die entsprechenden Investitionskosten als Referenzkosten für die ökonomische Bewertung allerdings nicht mehr zur Disposition. Es können daher lediglich Kläranlagen betrachtet werden, bei denen die Erschließung dieser Einsparpotenziale in Bezug auf diese Reinigungsstufe noch möglich ist (es sei denn, es existieren weitergehende politische Zielstellungen hinsichtlich der Wasserqualität). Der Investitionsbedarf für Anlagen mit Direkteinleitung in die Elbe ist gegenwärtig allerdings vernachlässigbar.

Für eine weitere methodische Diskussion bezüglich der Bewertung ökologischer Leistungen ebenso wie für deren potenzielle politische Relevanz (z.B. im Hinblick auf die künftige Bewirtschaftung von Flusseinzugsgebieten im Sinne der Wasserrahmenrichtlinie) wäre es sinnvoll, Bewertungen im Hinblick auf ein definiertes Reduktionsziel durchzuführen und entsprechend den diskutierten vergleichbaren Bewertungsstudien als monetären Nutzen von Feuchtgebieten die tatsächlichen Kosteneinsparungen durch den Vergleich alternativer Reduktionsszenarien (mit und ohne Feuchtgebiet) zu ermitteln.

8 Literatur

- Bäumer, K. A. & Seyfried, A. (1998): Kostenmäßige Auswirkungen weitergehender Anforderungen an kommunale Kläranlagen. In: *Gewässerschutz Wasser Abwasser Vol. 165*, 30/1-30/21
- Behrendt, H., Kornmilch, M., Opitz, D., Schmoll, O., Scholz, G. & Uebe, R. (1999): Nährstoffbilanzierung der Flussgebiete Deutschlands. Umweltbundesamt
- Bräuer, I. (2002): Artenschutz aus volkswirtschaftlicher Sicht – die Nutzen-Kosten-Analyse als Entscheidungshilfe. Metropolis. Im Erscheinen.

- Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit (BUNR); Umweltbundesamt (UBA) (2001): Der Wassersektor in Deutschland. Methoden und Erfahrungen. Bonn, Berlin.
- Bütow, E. & Homann, H. (1992): Endbericht zum Forschungsvorhaben „Quantitative Analyse von Vorsorgestrategien zum Schutz des Grundwassers im Verursacherbereich Landwirtschaft“. Institut für wassergefährdende Stoffe an der TU Berlin, Berlin.
- Byström, O. (1998): The nitrogen abatement cost in wetland. In: *Ecological Economics* 26, pp.321-331
- Byström, O. (2000): The replacement value of wetlands in Sweden. In: *Environmental and Resource Economics* 16, pp.347-362
- Costanza, R. et al (1997): The value of the world's ecosystem services and natural capital. In: *Nature Vol 387*, pp. 253-260
- Dister, E. (1994): The Function, Evaluation and Relicts of Near-Natural Floodplains. In: Kinzelbach, Ragnar (Hrsg.): *Biologie der Donau*. Stuttgart, Jena, pp. 317-329
- Dörge, J. (1996): Modelling Nitrogen Transformations in Freshwater Wetlands. In: *Ecological Modelling* 75/76, pp. 409-420
- Endres, A. & Holm-Müller, K. (1998): Die Bewertung von Umweltschäden. Theorie und Praxis sozioökonomischer Verfahren. Kohlhammer Verlag, Stuttgart, Berlin, Köln
- Firk, W., Mertsch, V. & Pinnekamp, J. (1999): Ergebnisse aus einem Kostenvergleich zur Abwasserreinigung in europäischen Ländern. In: *Gewässerschutz Wasser Abwasser Vol. 172*, 12/1-12/36
- Folke, C. (1991): The Social Value of Wetland Life-support. In: Folke, C. & Kaberger, T. (Hrsg.): *Linking the Natural Environment and the economy: Essays from the Eco-Eco Group*. Kluwer Academic Publishers, pp. 141-171
- Gäth, S., Antony, F. et al. (1999) : Bewertung der standörtlichen Denitrifikationsleistung und N-Vorratsdüngung von Böden und Bodennutzungssystemen. In: *Mitteilungen der deutschen bodenkundlichen Gesellschaft* 91
- Gatto, M. & de Leo, G. A. (2000): Pricing Biodiversity and Ecosystem Services: The Never-Ending Story. In *BioScience Vol. 50 No. 4*, pp. 347-355
- Gren, I.-M. (1995a): Costs and Benefits of Restoring wetlands: Two Swedish Case Studies. In *Ecological Engineering* 4
- Gren, I.-M. (1995b): Economic Evaluation of Danube Floodplains. *WWF Discussion Paper*
- Gren, I.-M., Folke, C.; Turner, K., Batemann, I. (1994): Primary and Secondary Values of Wetland Ecosystems. In: *Environmental and Resource Economics* 4
- Gren, I.-M., Turner, K. & Wulff, F. (2000): Managing a Sea. The Ecological Economics of the Baltic. Earthscan Publications, London
- Grünebaum, T. (1993): Stoffbezogene Kosten der kommunalen Abwasserreinigung. In: *Gewässerschutz Wasser Abwasser Vol. 139*, 23/1-23/15
- Heimlich, R. E., Wiebe, K. D., Claassen, R., Gadsby, D. & House, R. M. (1998): Wetlands and Agriculture: Private Interests and Public Benefits. Washington
- Hennies, H. (1996): Ökonomische Beurteilung von baulichen Auflagen für Güllebehälter. Diplomarbeit, Institut für Agrarökonomie, Universität Göttingen (unveröffentlicht).
- Hütte, M. (2000): Ökologie und Wasserbau. Ökologische Grundlagen von Gewässerverbauung und Wasserkraftnutzung. Parey-Buchverlag, Berlin
- Internationale Kommission zum Schutz der Elbe (IKSE) (1998): Strategie zum Hochwasserschutz im Einzugsgebiet der Elbe. Magdeburg.
- Internationale Kommission zum Schutz der Elbe (IKSE) (2000: Stand 1999): Zweiter Bericht über die Erfüllung des „Aktionsprogramms Elbe“ im Zeitraum 1998 und 1999. Magdeburg.
- Jansson et al. (1994): Wetlands and Lakes as Nitrogen Traps. In: *Ambio Vol. 23 No. 6*, pp. 320-325
- Kronvang, B., Hoffmann, C. C., Svendsen, L. M., Windolf, J., Jensen, J. P. & Dorge, J. (1999): Retention of Nutrients in River Basins. In: *Aquatic Ecology* 33, pp. 29-40
- Mitsch, W. J. & Gosselink, J. G. (2000): Wetlands. John Wiley & Sons, New York
- Nestmann, F. & Büchele, B. (Hrsg.) (2002): Morphodynamik der Elbe. Schlussbericht des BMBF-Verbundprojektes mit Einzelbeiträgen der Partner und Anlagen-CD. Institut für Wasserwirtschaft und Kulturtechnik Universität Karlsruhe (TH)

- Nunes, P. A. L. D. & van den Bergh, J. C. J. M. (2001): Economic valuation of biodiversity: sense or nonsense? In: *Ecological Economics* 39, pp. 203-222
- Schäfer, A. & Wichtmann, W. (1999): Sanierte Niedermoore und weitergehende Abwasserreinigung. In: *Archiv für Naturschutz und Landschaftsforschung* 38, pp. 315-334
- Scheffer, F. & Schachtschabel, P. (1998): Lehrbuch der Bodenkunde. Spektrum Akademischer Verlag
- Schwanenberg et al. (2001): Abschlussbericht zum BMBF-Projekt „Rückgewinnung von Retentionsflächen und Altauenreaktivierung an der Mittleren Elbe in Sachsen-Anhalt. Teilprojekt 1: Strömungstechnik und Hydrologie“. Lehrstuhl und Institut für Wasserbau und Wasserwirtschaft, Rheinisch-Westfälische Technische Hochschule Aachen
- Söderquist, T. (1998): Empirical cost equations for wetland creation: The case of wetlands as nitrogen sinks in Scania, South Sweden. In: *Beijer International Institute of Ecological Economic*
- Turner, R.K., Brouwer, R., Georgiou, S. & Bateman, I.J. (2000): Ecosystem functions and services: An integrated framework and case study for environmental evaluation. CSERGE Working paper GEC 2000-21
- Vought, L. B.-M., Dahl, J., Pedarson, C. L. & Lacoursiere, J. O. (1994): Nutrient Retention in Riparian Ecoton. In *Ambio Vol. 23 No. 6*, pp. 342-348
- Weingarten, P. (1995): Produktion und Wertschöpfung der Landwirtschaft in Deutschland. In: *Agrarwirtschaft*, Heft 4/5-1995, 44. Jahrgang, Frankfurt a.M..
- Woodward, R. T. & Wui, Y.-S. (2001): The economic value of wetland services: a meta-analysis. In: *Ecological Economics* 37, pp. 257-270

Anhang 1: Ausgewählte Studien zur Bewertung des Nährstoffabbaus mit Hilfe der Ersatzkostenmethode

Ökosystemare Leistung	Methode	Ansatz	Ergebnis	Wert [€/kg N]	Wert [€/ha] ³	Autor
life support gesamt	EA / RC	Verlust der Nettoprimärproduktion von Feuchtgebieten im Vergleich mit den Kosten industrieller Energiebereitstellung	2,5-7 Mio. SEK		39	FOLKE (1991) ¹
life support biochemisch	EA / RC	Gesamter life support Wert nach einzelnen Funktionen differenziert			8	FOLKE (1991) ²
Stickstoffabbau	EA / RC / CVM	Primärer und sekundärer Wert (Denitrifikation: 100 kg N/ha) in Bezug auf den Wert verbesserter Wasserqualität (CVM)	210 SEK/kg N	25	2.460	GREN ET AL. (1994)
Sekundärer Wert	EA / RC	Multifunktionale Produktion sekundärer Werte: Vergleich der Kosten mit dem Wert verbesserter Wasserqualität	168 SEK/kg N	20	1.970	GREN ET AL. (1994)
Stickstoffabbau	CVM / RC	Vergleich der Kosten verschiedener N-Vermeidungsstrategien (Feuchtgebiete, Kläranlagen, Landwirtschaft) (Wert verbesserter Wasserqualität: CVM; Wert sekundärer Leistungen: RC)	200 SEK/kg N	23	5.031	GREN (1995)
Nährstoffsенke	RC	Vergleich zweier Politikstrategien zur N-Vermeidung um 50% (mit - ohne Feuchtgebiet): Wert entspricht den gesamten eingesparten Kosten	213 MSEK für 6400 ha gesamt		3.900	BYSTRÖM (2000)
Nährstoffsенke	RC	Vergleich zweier Szenarien zur N-Reduktion um 50% (mit - ohne Feuchtgebiet / 100 kg N/ha Denitrifikation) für Schweden	35 SEK/kg N	4	410	GREN (1995)
Nährstoffsенke	RC	Annahme geringerer Grenzkosten der N-Vermeidung (25 SEK/kg N) aufgrund anderer Rahmenbedingungen: Donaeinzugsgebiet		3	162	GREN (1995)
Wasserqualität / -quantität	RC	--	137.274 \$/acre		56.397	GUPTA, FOSTER (1975) ²
Wasserqualität / -quantität	RC	--	200.994 \$/acre		82.592	THIBODEAU, OSTRO (1981) ²
Nährstoffretention (Küstengebiet)	RC	--	1 \$/acre		0,4	FARBER (1996) ²
Nährstoffretention (Flussgebiet)	RC	--	51.874 \$/acre		21.316	THIBODEAU, OSTRO (1981)
Nährstoffretention	RC	--	68.091 \$/acre		27.980	GREN (1995) ²
Schadstoffabbau (Küstengebiet)	RC	Kosteneinsparungen bei Abwasserbehandlung	150 \$/acre		62	BREAUX ET AL. (1995) ¹
Schadstoffabbau (Küstengebiet)	RC	Kosteneinsparungen bei Abwasserbehandlung	54 \$/acre		22	BREAUX ET AL. (1995) ¹
Nährstoffkontrolle	RC	--	679,9 \$/acre		279	JOWORSKI, RAPHEL (1978) ¹

¹ zitiert in WOODWARD, WUI (2001)

RC = Replacement Cost Approach; EA = Energy Analysis; CVM = Contingent Valuation Method

² zitiert in HEIMLICH et al. (1998)³ Umrechnungskurse in € auf Basisjahr 2000