



## **Kostenabschätzung und -effizienz von Maßnahmen im Oder-Einzugsgebiet zur Reduzierung von Nährstoffeinträgen in die Ostsee**

Jesko Hirschfeld<sup>1</sup>, Simon Siewert<sup>1</sup>, Verena Kurz<sup>1</sup>, Malte Grossmann<sup>2</sup> & Markus Venohr<sup>3</sup>

<sup>1</sup>Institut für ökologische Wirtschaftsforschung (IÖW), Berlin

<sup>2</sup>TU Berlin, Institut für Landschaftsökonomie

<sup>3</sup>Leibniz-Institut für Gewässerökologie und Binnenfischerei, Berlin

### **Abstract**

The paper gives a brief overview on the current state of the art of cost-efficiency analysis concerning measures to reduce nutrient immissions into the Baltic Sea. On the basis of a literature review it develops a methodology for a rough estimation of the cost-efficiency of measures intended to reduce nutrient immissions into the Odra river basin and the Odra Estuary. The results are presented as annual marginal costs and absolute costs of the respective measures. Agricultural measures prove to be the most efficient means to reduce nutrient immission – but only up to certain threshold levels and following uneven regional patterns. To realise radical cuts in nutrient immissions, a combined strategy integrating agricultural and waste water treatment oriented measures would be necessary.

The preliminary results presented in this paper suggest threshold levels for reductions of nitrogen immissions into the Odra river at around 2500 t per year from point sources and around 3000 to 5000 t nitrogen immissions from diffuse sources. Annual reduction costs at these levels would be 38 million € for waste water treatment and between 30 and 60 million € for agricultural measures. Concerning phosphorus, a reduction up to 450 t by improvement of treatment technologies appear to be feasible at annual costs of approximately 7 million €. The work on this task will be finished in spring 2010 with including more measures and cost functions into the MONERIS model system.

### **1 Hintergrund**

Das Oderhaff befindet sich bereits seit vielen Jahrzehnten in einem eutrophen Zustand, der selbst durch eine der Wasserrahmenrichtlinie (WRRL) entsprechende Verbesserung der Wasserqualität des Hauptzuflusses Oder nicht in einen guten ökologischen Zustand zu überführen sein wird (Schernewski et al. 2008). In jedem Fall müssen auch in Bezug auf die Wasserqualität des Oderhaffs Nährstoffeinträge weiter reduziert werden, um Algenblüten und Anoxien zu verhindern, die Badetourismus, Freizeitschifffahrt und Fischerei im Haff ansonsten empfindlich beeinträchtigen könnten. Zur Reduzierung von Nährstoffeinträgen in die Oder, das Oderhaff und damit auch in die Ostsee sind daher umfangreiche Maßnahmen sowohl in der Landwirtschaft als auch in der Siedlungswasserwirtschaft notwendig. Solche Maßnahmen verursachen z. T. erhebliche Kosten, die mit ihren positiven Wirkungen abzuwiegen sind. Hierzu dient die Kosten-Wirksamkeits-Analyse, die in diesem Beitrag in Bezug auf zentrale Maßnahmen zur Gewässerreinigung vorgestellt wird.

### **2 Ziele der Untersuchung**

Ziel dieser Untersuchung ist es, die Kosten zentraler Maßnahmen zur Reduzierung von Nährstoffeinträgen zu ermitteln. Die Kosten der Maßnahmen sollen ihren Auswirkungen auf den Stoffhaushalt im Untersuchungsgebiet und den Wirkungen auf die Nährstoffbelastung der Oder gegenübergestellt werden. Dies wird im weiteren Verlauf der Projektarbeit in detaillierter Weise durch eine Koppelung mit dem unter Leitung von Horst Behrendt am Leibniz-Institut für Gewässerökologie

und Binnenfischerei Berlin (IGB) entwickelten Modell MONERIS (MODelling Nutrient Emissions in RIver Systems) geschehen (Behrendt et al. 2005). An dieser Stelle werden zunächst die Vorgehensweise und vorläufige Ergebnisse vorgestellt. In Zusammenarbeit mit der TU Berlin und dem IGB wird gegenwärtig an der Ergänzung des Stoffhaushaltsmodells MONERIS um ein ökonomisches Modul zur Berechnung der Kostenwirksamkeit von Einzelmaßnahmen und Maßnahmenpaketen gearbeitet.

### **3 Methoden und räumlicher Bezug**

Zu den Reduktionskosten der durch die Landwirtschaft verursachten Nährstoffeinträge in die Ostsee existieren bereits eine ganze Reihe von Studien, vor allem aus skandinavischen Ländern, aber auch einzelne Studien aus Deutschland. Hervorzuheben sind vor allem die Studien von Gren et al. (2008), Schou et al. (2006), Elofsson (2000) und Mewes (2006), die unterschiedlich breite Kataloge landwirtschaftlicher Maßnahmen im Hinblick auf ihre Kosten und ihre Wirksamkeit für die Verminderung von Nährstoffeinträgen untersucht haben. In der folgenden Literaturübersicht werden zunächst die Ergebnisse dieser Studien in einer vereinheitlichten Darstellungsweise wiedergegeben. Die Übersicht über die methodischen Vorgehensweisen liefert die Grundlage für die im darauf folgenden Abschnitt 4 vorgestellten eigenen Berechnungen zur Kosteneffizienz alternativer Maßnahmen in der Landwirtschaft.

Hinsichtlich der Kosteneffizienz von Maßnahmen in der Siedlungswasserwirtschaft werden Vorgehen und Ergebnisse der Diplomarbeit von Simon Siewert vorgestellt. Diese Diplomarbeit ist im Rahmen des Projektes IKZM-Oder III entstanden und wurde von Jesko Hirschfeld (IÖW) und Malte Grossmann (TU Berlin) betreut.

Neben diesen vorliegenden Studien wird die Vorgehensweise in dem zurzeit in Entwicklung befindlichen Modul zur Cost Efficiency Analysis für das Programm MONERIS dargestellt (Grossmann & Venohr 2009). Mit diesem in erster Linie im Rahmen des BMBF-Projektes „GLOWA Elbe“ entwickelten Modul soll – direkt gekoppelt an die Benutzeroberfläche des MONERIS-Programms – die Kosteneffizienz von im Programm wählbaren Maßnahmenausprägungen berechnet werden.

Räumlicher Bezug der Analyse ist jeweils das Oder-Einzugsgebiet sowie das Einzugsgebiet der weiteren Zuflüsse des Oderhaffs.

## **Maßnahmen in der Landwirtschaft**

### **A. Düngemittelreduktion**

Mewes (2006) betrachtet nicht direkte Düngemittelreduktion als Maßnahme zur Nährstoffreduktion, sondern eine verstärkte Beratung der Landwirte zur Optimierung der Nährstoffausbringung. Dabei wird angenommen, dass in allen Betrieben, die Ackerbau auf Lehm- und Sandboden betreiben, Reduktionspotenzial vorhanden ist. Räumlich beschränkt sich Mewes auf die Ostsee-einzugsgebiete in Mecklenburg-Vorpommern (MV) und Schleswig-Holstein (SH), wobei hier nur die Ergebnisse für MV wiedergegeben werden.

Bei 50 %iger Umsetzung der Beratung (was als realistisch angesehen wird) wird ein Reduktionspotenzial der Nährstoffemissionen von 1–2 kg N/ha/a und 0,06–0,10 kg P/ha/a errechnet, bei 100 %iger Umsetzung lägen die Zahlen entsprechend höher (3–4 kg N/ha/a und 0,12–0,2 kg P/ha/a). Mewes berechnet ebenso die Wirksamkeit in Bezug auf die Immissionen in die Ostsee, das Potenzial liegt hier bei 2 kg N/ha/a und 0,05–0,07 kg P/ha/a (jedoch nur bei 100 %iger Umsetzung). (Zur Erläuterung: mit „Emissionen“ bezeichnet Mewes den Nährstoffeintrag in die Gewässer, mit „Immissionen“ den Nährstoffeintrag in das Meer)

Bei der Berechnung der Kosten werden folgende Komponenten miteinbezogen: Beraterkosten, evtl. eingesparte Düngerkosten, evtl. geringerer/höherer Aufwand, evtl. erhöhte Transportkosten für

Gülldüngung, evtl. Ernterückgang, Investitionen und Nährstoffanalysen (Mewes 2006). Es wird jedoch davon ausgegangen, dass die betriebsindividuellen Änderungen kostenneutral durchgeführt werden können, solange die Düngung nicht über das vorhandene Reduktionspotenzial hinaus verringert werden soll. Daher werden bei Mewes nur die Beraterkosten berechnet, um die Kosten-Wirksamkeit der Maßnahme zu ermitteln. Die Kosten werden unter folgenden Annahmen errechnet: Jeder Betrieb umfasst 258 ha, erhält 2 h Beratung pro Monat und der Berater erhält 65 €/h Vergütung. Daraus ergeben sich Kosten von 6 €/ha/a. Es wird angenommen, dass eine 50%ige Umsetzung der Beratung realistisch ist. Dadurch errechnen sich die in Tab. 1 dargestellten Kostenwirksamkeiten der Maßnahme „Beratung“.

Tab. 1: Kosten-Wirksamkeit einer Beratung der Landwirte in €/kg N bzw. P-Reduktion (Mewes 2006)

	€/kg N-Emissionen	€/kg N-Immissionen	€/kg P-Emissionen	€/kg P-Immissionen
Sandboden	6,7–9,2	13,3–18,2	60–97	171–281
Lehmboden	2,9–3,6	5,3–6,6	59–95	158–257

Eine weitere Maßnahme, die von Mewes (2006) untersucht wird, ist eine Umstellung von intensiver Ackernutzung auf extensive Nutzung. Dafür werden nur die Ackerflächen auf Sandboden als in Betracht kommend angesehen. Bei einer Extensivierung der landwirtschaftlichen Nutzung entstehen Kosten durch verminderte Verfahrensleistungen der jeweils angebauten Getreidesorten. Diese Minderungen schwanken jedoch stark nach Standort und Pflanzensorte, so dass kein einheitlicher Betrag angegeben wird. Für MV gibt Mewes (2006) eine Spanne von 120–210 €/ha/a an. Das Immissionsminderungspotenzial liegt für Stickstoff zwischen 1,8 und 4,1 kg/ha, für Phosphor zwischen 0,0 und 0,1 kg/ha. Daraus ergeben sich folgende Kostenwirksamkeiten: 29–115 €/kg N-Reduktion der Immissionen und 1.705–4.910 €/kg P-Reduktion der Immissionen.

Schou et al. (2006) berechnen entstehende Kosten durch Stickstoffdüngerreduktion als Opportunitätskosten durch entgangene Ernteerträge. Die Ernteerträge werden abhängig von der Düngermenge modelliert. Die Koeffizienten für die Ernteertragsfunktionen variieren nach Region und Pflanzensorte und werden nur für Sommergerste exemplarisch spezifisch angegeben. Die Gesamtkosten einer Reduktion ergeben sich durch Hochrechnung auf die gesamte von einer Reduktion betroffene Fläche. Es werden keine Ergebnisse dieser Berechnungsmethode angegeben, in der Studie wird nur das grundsätzliche Vorgehen erläutert.

Elofsson (2000) berechnet die Kosten einer Nährstoffreduktion aus der Düngung ebenfalls als Rückgang der Erlöse aus den Ernteerträgen. Jedoch werden diese Kosten nicht über Ernteertragsfunktionen geschätzt, sondern – unter Annahme einer linearen Nachfragekurve – aus den Preiselastizitäten der Nachfrage für Stickstoff und Phosphor berechnet (Elofsson 1999 bzw. Gren et al. 2008). Räumlich betrachtet Elofsson (2000) das gesamte Einzugsgebiet der Ostsee. Polen wird dabei in drei Einzugsgebiete aufgegliedert, eines davon ist das Oder-Einzugsgebiet. Im Folgenden ist bei mit 'PL-Oder-EZG' bezeichneten Gebieten ausschließlich das polnische Oder-Einzugsgebiet gemeint. Deutschland wird als ein Einzugsgebiet behandelt, welches sich über SH und MV erstreckt. Im Folgenden ist dieses Gebiet mit 'D-Ostsee-EZG' bezeichnet. Die Berechnung der Parameter der Kostenfunktionen für die jeweilige Region und den jeweiligen Nährstoff erfolgt auf Grundlage der Düngemittelpreise, der angewandten Düngermenge vor Reduktion und den geschätzten Preiselastizitäten der Düngemittelnachfrage. Die Grenzkostenfunktion erhält man durch Ableitung der Kostenfunktion.

Gren et al. (2008) verwenden die gleiche Methode wie Elofsson (2000) zur Berechnung der Kosten einer Düngemittelreduktion an der Quelle. Eigentliches Ziel bei Gren et al. (2008) ist jedoch nicht die Ermittlung einer (Grenz-)Kostenfunktion für Reduktionen an der Quelle, sondern die Grenzkosten einer Verringerung der Nährstoffeinträge in die Ostsee. Die Grenzkosten werden somit nicht nur von

den Kosten einer Reduktion an der Quelle bestimmt, sondern auch durch die Rückhaltefähigkeit des Bodens. Räumlich gesehen wird das polnische Oder-Einzugsgebiet als eigene Region (hier im Folgenden ‚PL‘) betrachtet, Deutschland wird unterteilt in das Einzugsgebiet des Öresunds und das der Ostsee (genannt ‚Baltic proper‘). Im Folgenden werden nur die Werte für das Einzugsgebiet der Ostsee gegeben. Gren et al. (2008) verwenden in ihren Berechnungen teilweise andere Inputdaten als Elofsson (2000). Die berechneten Grenzkosten für die Verringerung der Nährstoffeinträge in die Ostsee für Deutschland und Polen sind in Tab. 2 ersichtlich. Gren et al. (2008) machen keine Angaben zu Maßnahmenumfang, d. h. es ist nicht festzustellen, für welchen Bereich diese Grenzkosten gelten.

Tab. 2: Kosten-Wirksamkeiten einer Düngemittelreduktion in €/kg N- bzw. P-Reduktion (Gren et al. 2008); Umrechnung: 1€ = 9,6 SEK

	€/kg N	€/kg P
PL Oder-EZG	0-11	540
D EZG ‚Baltic Proper‘	0-43	9.740

Grossmann & Venohr (2009) berechnen zur MONERIS-Maßnahme „N-Bilanzüberschüsse“ die Kosten einer Düngemittelreduktion als Durchschnittskosten für die Reduktion des N-Bilanzüberschusses pro kg N. Diese Kostenfunktion wurde auf Grundlage von Modellrechnungen mit dem Agrarsektormodell RAUMIS erstellt, die vom vTI Braunschweig im Rahmen des GLOWA-Elbe-Projektes durchgeführt wurden. Der Maßnahmenumfang kann im MONERIS-Programm im Bereich einer Überschussreduktion um 0–20 kg/ha/a oder dem Setzen einer Nährstoffbilanz-Obergrenze von 0–70 kg N/ha/a (aus Mineral- und Wirtschaftsdünger) gewählt werden. Das Berechnungsmodul gibt dann die entsprechenden zu erwartenden Kosten für den gewählten Maßnahmenumfang an.

## B. Auen/Feuchtgebiete wiedervernässen

Mewes (2006) geht davon aus, dass die gesamte Ackerfläche auf Moorboden in Frage kommt, in Feuchtgebiete umgewandelt zu werden. Räumlich beschränkt sich Mewes auf die Ostsee-einzugsgebiete in MV und SH, wobei hier nur die Ergebnisse für MV wiedergegeben werden. Dabei entstehen Kosten als Opportunitätskosten im Vergleich zur bisherigen Landnutzung durch Wegfall der Erträge der Feldfrüchte. Für MV berechnet Mewes Opportunitätskosten zwischen -30 €/ha/a und 59 €/ha/a als entgangene Verfahrensleistung. Die große Kostenspanne ergibt sich durch eine hohe Variabilität der Erträge, abhängig von der Bodenqualität des jeweiligen Standorts und der darauf angebauten Fruchtfolge.

Desweiteren entstehen Kosten für die Wiedervernässung. Hier gibt Mewes (2006) jedoch keine entsprechenden Werte an, sondern argumentiert, dass je nach Standortbedingung und Einzelfall die Kosten stark variieren, eventuell könne es sogar zu Einsparungen kommen. Daher werden auch keine Gesamtkosten für eine Umwandlung in Feuchtgebiete angegeben. Mewes gibt jedoch Kosten-Wirksamkeiten an, die ausdrücken, wie viel eine Nährstoffreduktion pro kg kostet. Bei den Feuchtgebieten ist zu beachten, dass die Retentionsleistung der Feuchtgebiete nicht mit einbezogen wurde, sondern nur die Nährstoffreduktion, die durch die Aufgabe der Ackernutzung entsteht. Die Kosten-Wirksamkeit der Umwandlung von Ackerflächen in Feuchtgebiete liegt im Bezug auf Stickstoff-Emissionen bei -3 bis +21 €/kg N-Reduktion, hinsichtlich der N-Immissionen zwischen -7 und +40 €/kg N-Reduktion. Im Bezug auf Phosphor-Emissionen liegt die Kosten-Wirksamkeit der Umwandlung von Ackerflächen zwischen -80 und +172, hinsichtlich der Phosphor-Immissionen zwischen -227 und +389 €/kg P-Reduktion (Mewes 2006).

Gren et al. (2008) berechnen die Kosten einer Umwandlung von Ackerland in Feuchtgebiete ebenfalls als Opportunitätskosten entgangener Profite aus der Landnutzung. Dabei gehen Gren et al. nicht von der Ertragsleistung aus, sondern nehmen die Preise für Ackerland 2005 als Anhaltspunkte. Diese

annualisieren sie über eine Nutzungsdauer von 50 Jahren, mit einem Diskontsatz von alternativ 3 % und 5 %. Gren et al. gehen davon aus, dass maximal 2 % des genutzten Landes in Feuchtgebiete umgewandelt wird und erwähnen, dass Einrichtungskosten für eine Berechnung miteinbezogen werden müssten, machen aber keine näheren Angaben zu solchen Kosten.

Tab. 3: Bodenpreise und Jahreskosten einer Umwandlung von Ackerland in Feuchtgebiete (Agriculture in the European Union and statistical economic information 2005; in Gren et al. 2008)

	Bodenpreise in €/ha	Jahreskosten in €/ha Diskontsatz 3 %v	Jahreskosten in €/ha Diskontsatz 5 %
D Ostsee-EZG	9.000	350	493
PL Oder-EZG	1.350	52	68

Die in Tab. 3 dargestellten unterschiedlichen Jahreskosten ergeben sich somit allein aus den Bodenpreisen. Bezogen auf die Kosten-Wirksamkeiten gehen Gren et al. (2008) davon aus, dass 62 % der N-Versickerung und 17 % der P-Versickerung reduziert werden können. Daraus ergeben sich die in Tab. 4 dargestellten Kosten-Wirksamkeiten.

Tab. 4: Kosten-Wirksamkeiten einer Umwandlung von Ackerland in Feuchtgebiete in €/kg N- bzw. P-Reduktion (Gren et al. 2008)

	€/kg N	€/kg P
D Ostsee-EZG „Baltic proper“	2,4	378
PL Oder-EZG	1,1	65

Investitionskosten zur Anlage bzw. Wiedereinrichtung von Feuchtgebieten können alternativ auch aus der Zusammenstellung „Die Eingriffsregelung in Thüringen: Kostendateien für Ersatzmaßnahmen“ (TMLNU 2003) entnommen werden. Bei Wiedervernässung durch Rückbau aller Entwässerungsmaßnahmen fallen demnach folgende Kosten an: Schließung von Entwässerungsgräben durch Einbau örtlich anfallenden Bodens: 39–405 €/Stk (Ø 255 €/Stk.); Entfernen von Drainagen: 14–17 €/m (Ø 15,50 €/m); Abdichten von Drainagerohren (Lehmabdichtung): 16–38,65 €/m<sup>3</sup> (Ø 28,47 €/m<sup>3</sup>). Hinzu kommen gegebenenfalls noch Kosten für Bepflanzung und Pflege.

Grossmann & Venohr (2009) berechnen zur Bewertung einer Wiedervernässung bzw. Reaktivierung von Feuchtgebieten zunächst die Investitionskosten („Gesamtprojektkosten“), die abhängig sind vom Flächenkaufpreis und dem Verhältnis der gekauften zur gesamten Fläche. Die entsprechenden Jahreskosten sind dann zusätzlich abhängig von der Nutzungsdauer und der verwendeten Diskontierungsrate.

Bei der Auenreaktivierung wird der sogenannte Deichfaktor berücksichtigt, der das Verhältnis gewonnene Fläche zur betroffenen Deichlänge wiedergibt. Es werden dabei keine Opportunitätskosten aus Ernteauffällen in die Berechnungen miteinbezogen. Die totalen Kosten für eine Umwandlung in Feuchtgebiete berechnen sich als Gesamtprojektkosten plus die Kosten der Auenreaktivierung im entsprechenden Maßnahmenumfang. Für den Maßnahmenumfang ist im MONERIS-Modell ein Auswahlbereich von 0–30 % im Bezug auf die theoretisch wiedervernässbare Gesamtfläche vorgesehen.

### C. Atmosphärische Deposition

Grossmann & Venohr (2009) berechnen die Durchschnittskosten einer Reduktion der atmosphärischen Deposition um x% der Emissionen in €/t nach einer Formel in Abhängigkeit von den NO<sub>x</sub>-Emissionen

aus der Verbrennung fossiler Brennstoffe und den  $\text{NH}_y$ -Emissionen aus der Landwirtschaft. Die vorgesehenen Maßnahmenumfänge liegen bei 0–15 % des Ausgangswertes bei  $\text{NO}_x$  sowie bei 0–25 % bei  $\text{NH}_y$ .

Die 2002 erschienene Studie von BMVEL/UBA enthält detaillierte Berechnungen von Kosten, die durch Minderungen der Ammoniakemissionen aus der deutschen Landwirtschaft entstehen. Dabei sind die Maßnahmen präzise definiert (z. B. N-angepasste Fütterung in der Schweinehaltung, Gülleabdeckung, etc.). Dadurch wird allerdings eine generelle Kostenberechnung einer Minderung der atmosphärischen Deposition schwierig bzw. sehr aufwändig. In der Ergänzungsstudie von Osterburg (2002) sind einige Maßnahmenbündel und deren Kosten ausgewiesen – dies allerdings jeweils für ganz Deutschland.

#### D. Uferrandstreifen

Mewes (2006) unterscheidet die Maßnahmen einer Überführung von Gewässerrandstreifen in extensive Bewirtschaftung und „Grünland-Uferrandstreifen“ ohne Nutzung. Da die anderen hier betrachteten Studien jeweils von einer Nutzung als „Grünland-Uferrandstreifen“ ausgehen, wird auch nur diese Variante der Mewes-Berechnungen hier dokumentiert, um Vergleiche zu ermöglichen. Mewes (2006) geht davon aus, dass 0,1–1 % der Ackerfläche in Gewässerrandstreifen umgewandelt werden kann. Die entstehenden Kosten setzen sich zusammen aus Opportunitätskosten der Ackernutzung und einem jährlichen Abfahren des Aufwuchses (vgl. Tab. 5). Als Berechnungsgrundlage der Opportunitätskosten der Ackernutzung werden durchschnittliche Verfahrensleistungen auf Sand- und Lehmboden in MV benutzt.

Tab. 5: Opportunitätskosten durch entgangene Verfahrensleistung für Fruchtfolgen von Standardverfahren und Gesamtkosten für 1 Schnitt (Mewes 2006)

€/ha/a	Verfahrensleistung in €/ha/a	Gesamtkosten: entgangene Verfahrensleistung + Kosten 1 Schnitt €/ha/a
Sandboden (D3-Standort)	-30 bis 59	145–234
Lehmboden (D6-Standort)	96	271

Kombiniert mit der erhöhten Rückhaltefähigkeit des Bodens ergeben sich die in Tab. 6 dargestellten Kosten-Wirksamkeiten für Stickstoff und Phosphor.

Tab. 6: Kosten-Wirksamkeiten der Maßnahme Uferrandstreifen: Kosten in €/kg N- bzw. P-Reduktion (Mewes 2006)

In €/kg N	N-Emissionen	N-Immissionen	P-Emissionen	P-Immissionen
Sand	11–39	22–77	414–840	1205–2471
Lehm	32–64	60–117	774–972	2085–2622

Gren et al. (2008) berechnen die Kosten einer Umwandlung in Gewässerrandstreifen als entgangene Profite aus der ursprünglichen Landnutzung. Diese Profite werden über den Marktwert des Ackerlands berechnet. Die Berechnung erfolgt über die Preise für Ackerland 2005, welche alternativ mit einem Diskontsatz von 3 % sowie 5 % über 50 Jahre annualisiert werden (s. Tab. 7).

Tab. 7: Kosten einer Umwandlung von Ackerland in Uferrandstreifen: Annualisierte Marktwerte des Ackerlands in Preisen von 2005 (Gren et al. 2008); Umrechnung: 1 SEK (2005) = 10,24 €

In €/ha/a	Preise 2005 €/ha	Kosten €/ha/a Diskontsatz 3 %	Kosten €/ha/a Diskontsatz 5 %
D Ostsee-EZG „Baltic proper“	9.000	350	493
PL Oder-EZG	1.350	52	67,5

Die Studie betrachtet keine Kosten der Umwandlung von Ackerland in Uferrandstreifen und auch keine Kosten der Unterhaltung. Es wird davon ausgegangen, dass die Retentionsfähigkeit des Bodens um 0 % (N) bzw. 62 % (P) erhöht werden kann (Gren et al. 2008). Der Maßnahmenumfang beträgt hier 0,5 % des genutzten Ackerlandes. Dadurch ergeben sich folgende Kostenwirksamkeiten (Tab. 8):

Tab. 8: Kosten-Wirksamkeit der Maßnahme „Anlegen von Uferrandstreifen“: €/kg P-Reduktion (Gren et al. 2008); Umrechnung: 1 SEK (2005) = 10,24 €

	€/kg P
D Ostsee-EZG „Baltic proper“	833
PL Oder-EZG	241

Grossmann & Venohr (2009) berechnen Kompensationskosten für eine Flächenumwandlung von landwirtschaftlicher Fläche in Uferrandstreifen. Die Kompensationskosten werden dabei vereinfachend als dem Ertragsausfall an Weizen entsprechend angenommen. Alternativ kann auch der Erwerb der Fläche berechnet werden.

Mewes (2006) gibt Erträge für ausgewählte landwirtschaftliche Feldfrüchte in dt/ha für das Jahr 1999 an. Für Weizen schwankt der Ertrag je nach Standort (Landkreis) zwischen 72,1 und 95,5 dt/ha.

## E. Umwandlung von Ackerfläche in Grünland

Mewes (2006) betrachtet in ihrer Studie mehrere Möglichkeiten einer Änderung der Flächennutzung, eine davon ist die Umwandlung von Ackerflächen in Grünland. Darüber hinaus werden eine Extensivierung von Ackerflächen, Dauerstilllegung und Waldnutzung untersucht. Für eine Änderung der Flächennutzung wird bei Mewes (2006) nur die landwirtschaftlich genutzte Fläche auf Sandboden in Betracht gezogen, da eine Umsetzung auf guten (Lehm-) Böden als unrealistisch angesehen wird. Für eine Umwandlung in Grünland wird zusätzlich die Ackerfläche auf Moorboden in die Berechnungen mit einbezogen. Von der gesamten Bodennutzung im Untersuchungsgebiet (MV und SH) werden 56 % zum Ackerbau auf Lehmboden genutzt, 6,3 % zum Ackerbau auf Moorboden und 14,1 % zum Ackerbau auf Sandboden (Mewes 2006).

Für eine Umwandlung von Ackerflächen in extensive Grünlandnutzung als Wiese werden Sand- und Moorböden in Betracht gezogen. Es wird davon ausgegangen, dass die Flächen nicht vollständig aus der Nutzung genommen werden, sondern als Wiese (jedoch nicht als Weide) genutzt und weiter bewirtschaftet werden. Dabei fallen Kosten für Mulchen an, eventuell muss auch das Mähgut abgefahren werden, um die Nährstoffausträge entsprechend zu senken. Zudem fallen Opportunitätskosten durch den Verzicht auf die Ackernutzung an. Als Berechnungsgrundlage wird die Verfahrensleistung von D3-Standorten (Sand- und Tieflehmböden) in MV herangezogen. Nicht mit einbezogen sind Kosten bzw. Erträge aus der Wiesennutzung, wie sie z. B. bei thermischer Verwertung oder der Futtermutzung des Schnittguts anfallen. Werden diese Kosten nun auf die verminderten Nährstoffeinträge in die Gewässer (in der von Mewes verwendeten Definition

„Emissionen“) bzw. in das Meer (Mewes: „Immissionen“) umgerechnet, ergibt sich die Kosten-Wirksamkeit der Maßnahme „Umwandlung in Grünland“.

Tab. 9: Kosten-Wirksamkeiten der Maßnahme „Umwandlung in Grünland“ (Mewes 2006)

In €/kg N	Emissionen		Immissionen	
	Mulchen	1 Schnitt	Mulchen	1 Schnitt
Sandboden	2–19	11–39	4–38	22–77
Moorboden	6–85	23–160	12–166	44–312

Gren et al. (2008) gehen davon aus, dass maximal 50 % des Ackerlands in Grünland umgewandelt werden. Sie berechnen die Kosten dafür als entgangene Profite aus der Ackernutzung. Diese Profite werden über den Marktwert des Ackerlands berechnet. Die Berechnung erfolgt über die Preise für Ackerland 2005, welche alternativ mit einem Diskontsatz von 3 % sowie 5 % über 50 Jahre annualisiert werden. Es werden keine Kosten der Ansaat von Grünland und auch keine Kosten der Unterhaltung mit einbezogen. Gren et al. (2008) gehen davon aus, dass die Retentionsfähigkeit des Bodens um 65 % (N) bzw. 17 % (P) erhöht werden kann. Dadurch ergeben sich die in Tab. 10 dargestellten Kosten-Wirksamkeiten.

Tab. 10: Kosten-Wirksamkeiten einer Umwandlung in Grünland: N-Reduktion in €/kg N

In €/ha	€/kg N
D Ostsee-EZG „ <i>Baltic proper</i> “	31,3
PL Oder-EZG	8,6

Dehnhardt et al. (2006) berechnen im Bezug auf das Flusseinzugsgebiet der Werra mit Hilfe eines betrieblichen Optimierungsmodells Kosten einer Umwandlung von Acker- in Grünland zwischen 929 und 1023 €/ha/a.

## F. Reduktion des Viehbestands

Schou et al. (2006) berechnen die Kosten aus einer Reduktion des Viehbestands als den Rückgang der Produzentenrente pro reduziertes Tier. Nicht mit einbezogen werden Kosten, die aus einem eventuell höheren Mineraldüngerzukauf entstehen könnten. Zur Berechnung ziehen Schou et al. (2006) den gesamten Agrarproduktionswert 2001 heran, entnommen aus der Eurostat-Agrarstatistik (Eurostat 2003). Die Produzentenrente wird mit ca. 22 % des Produktionswertes berechnet und anteilmäßig auf verschiedene Pflanzen- und Tierprodukte verteilt. Es wird angenommen, dass die Tierproduktion in Deutschland 44% Anteil am Produktionswert hat, in Polen 37 % (berechnet nach Eurostat 2003). Die so errechnete Produzentenrente der Tierproduktion wird dann noch nach Schweine- und Rinderproduktion (34 % Schweine in D, 54 % Schweine in PL) differenziert. Daraus errechnen Schou et al. (2006) die Produzentenrenten und damit Kosten pro Tier (Tab. 11).

Tab. 11: Opportunitätskosten der Reduzierung der Viehbestände in €/Tier (Eurostat 2003, eigene Berechnungen)

In €/Tier	Schweine	Rinder
P	38	111
D	53	196

Elofsson (1999) berechnet die Kosten einer Reduktion des Viehbestands als Rückgang des Bruttogewinns aus der Tierproduktion. Im Folgenden wird die Methodik erläutert, die in Elofsson (1999) vorgestellt wurde, die Zahlen werden hingegen aus Elofsson (2000) übernommen, da diese aktueller sind. Die Berechnungsmethode ist in beiden Studien dieselbe. Als Grundlage dafür werden die Bruttogewinne aus der schwedischen Tierproduktion 1996 genommen. Die Bruttogewinne anderer Länder werden aus unterschiedlichen Gewichtungungen der schwedischen Zahlen berechnet. So wird für Deutschland ein Gewinn entsprechend zu dem in der schwedischen Öresundregion angenommen (außer für Rinder, dieser wird für Deutschland von der Landesforschungsanstalt für Landwirtschaft MV übernommen). Der Gewinn pro Tier in Polen wird als 15 % des Gewinns in der schwedischen Kattegat-Region angenommen. Es ergeben sich auf Grundlage der von Elofsson (1999) verwendeten Preise von 1997 die in Tab. 12 dargestellten Reduktionskosten.

Tab. 12: Reduktionskosten in € pro Tier (Elofsson 2000):

€	Rinder	Schweine	Geflügel
D Ostsee-EZG	367	64	4
PL Oder-EZG	100	8	0,5

Gren et al. (2008) berechnen die Grenzkosten der Verringerung der Nährstoffimmissionen in die Ostsee. Die dazu benötigten Kosten einer Reduktion des Viehbestands übernehmen sie für Rinder und Schweine aus Schou (2006) und für Geflügel aus Elofsson (2000).

Tab. 13: Kosten-Wirksamkeiten einer Reduktion des Viehbestands: In €/kg N- bzw. P-Reduktion (Gren et al. 2008)

	Polnisches Oder-EZG		Deutsches Ostsee-EZG	
	€/kg N	€/kg P	€/kg N	€/kg P
Rinder	33	530	55	5.875
Schweine	42	487	66	4.209
Geflügel	51	576	72	5.003

### Maßnahmen in der Siedlungswasserwirtschaft

Die Kosteneffizienz von Maßnahmen zur Verringerung der Nährstoffeinträge aus der Siedlungswasserwirtschaft wurde in einer im Rahmen des IKZM-Oder-Projektes vergebenen und betreuten Diplomarbeit detailliert analysiert. Hier wird zusammenfassend die Vorgehensweise der Berechnungen wiedergegeben. Detailliertere Erläuterungen dazu finden sich in der publizierten und im Internet zugänglichen Arbeit (Siewert 2010, in Vorbereitung).

Zunächst wurde der aktuelle Bestand an Kläranlagen sowie der für den Zeitpunkt der Umsetzung der Europäischen Abwasserrichtlinie im Jahr 2015 vorgesehene Bestand an Kläranlagen in Polen, Deutschland und Tschechien abgebildet. Die daraus sich ergebenden Emissionen von Phosphor und Stickstoff in die Flüsse des Odereinzugsgebietes dienten als Basisszenario (vgl. auch Hirschfeld et al. 2009). Maßnahmen zur weitergehenden Reinigung der Abwässer – durch Ausbau der Kläranlagen mit weiteren Reinigungsstufen bzw. Aufrüstung der eingesetzten Reinigungstechnologien – wurden als Maßnahmenzenarien definiert, deren Kosten mit Hilfe von regional differenzierten Kalkulationsdaten berechnet wurden.

## 4 Ergebnisse

### Landwirtschaft

Die vom IÖW durchgeführten Berechnungen stützen sich auf die Methodik von Elofsson (2000) und wurden für das gesamte Einzugsgebiet der Oder durchgeführt. Die Größe der Ackerfläche innerhalb des deutschen Teils des Einzugsgebietes wird dabei den Berechnungen des IGB entnommen – differenziert in die Teilflächen, die auf die Länder Mecklenburg-Vorpommern (MV), Brandenburg (BB) und Sachsen (SN) entfallen. Die Ackerflächen der polnischen und tschechischen Teile des Einzugsgebietes sind den „Business as usual“-Szenarien zur landwirtschaftlichen Entwicklung in Polen und Tschechien entnommen, die das IÖW in Zusammenarbeit mit dem IGB entwickelt hat (vgl. Hirschfeld et al. 2009). Die Nachfrageelastizitäten der Düngemittel werden aus Elofsson (2000) entnommen. Die Einsatzmengen an Düngemitteln werden ebenfalls dem „Business as usual“-Szenario des IÖW auf dem Stand des Jahres 2009 entnommen. Für das polnische und tschechische Oder-EZG wird dabei eine einheitliche Intensität angenommen, für Deutschland variieren die Intensitäten nach Bundesländern.

Tab. 14: Inputdaten zur Berechnung der N-Reduktionskosten; Anmerkung: Düngemittelpreis für D: Mittelwert der Preise von 2006/07 und 2007/08 aus IVA (2008), für PL und CZ: 42 % des dt. Preises, in Anlehnung an das Vorgehen bei Gren et al. (2008)

	Düngemittelintensität in kg/ha	Düngemittelpreis in €/t	Elastizität der Nachfrage		
MV Oder-EZG	177	818	-0,2	-0,3	-0,5
BB Oder-EZG	81	818	-0,2	-0,3	-0,5
SN Oder-EZG	129	818	-0,2	-0,3	-0,5
PL Oder-EZG	73	343	-0,2	-0,3	-0,5
CZ Oder-EZG	69	343	-0,2	-0,3	-0,5

Tab. 15: Inputdaten zur Berechnung der P-Reduktionskosten; Anmerkung: Preise für  $P_2O_5$  wurden in Preise für reines P umgerechnet (Faktor 2,3). Mittelwert der Preise für 06/07 (636 €/t  $P_2O_5$ ) und 07/08 (855 €/t  $P_2O_5$ ). Für Polen und Tschechien wurde angenommen: 83 % des dt. Düngemittelpreises, in Anlehnung an das Vorgehen bei Gren et al. (2008)

	Düngemittelintensität in kg/ha	Düngemittelpreis in €/t	Elastizität der Nachfrage		
MV Oder-EZG	11	1.715	-0,2	-0,3	-0,5
BB Oder-EZG	5	1.715	-0,2	-0,3	-0,5
SN Oder-EZG	5	1.715	-0,2	-0,3	-0,5
PL Oder-EZG	11	1.423	-0,2	-0,3	-0,5
CZ Oder-EZG	6	1.423	-0,2	-0,3	-0,5

Die Preise der Düngemittel wurden einer aktuellen Veröffentlichung des Industrieverbands Agrar (IVA) (2008) entnommen. Diese weichen z. T. deutlich von denen bei Gren et al. (2008) verwendeten Preisen ab, da diese Autoren ältere Preisdaten verwenden und auf der damaligen Basis alle Preise in Relation zu den schwedischen Werten berechnen. Da die IVA-Veröffentlichung sich nur auf den deutschen Düngemittelmarkt bezieht, wurden die Preise für Polen und Tschechien in Anlehnung an das Vorgehen bei Gren et al. (2008) mit Hilfe eines prozentualen Abschlags berechnet (polnische N-Düngemittelpreise = 42 % der deutschen Preise, bei P-Düngemitteln 83 % der deutschen Preise).

Schließlich wird noch eine Sensitivitätsanalyse bezüglich der Preiselastizität der Nachfrage nach Düngemitteln durchgeführt. Um zu testen, wie stark die Kosten auf eine eventuelle Änderung der Preiselastizität der Nachfrage nach Düngemitteln reagieren, wurde die Berechnung für zwei alternative Elastizitäten von -0,2 und -0,5 durchgeführt (Tab. 14 und 15).

Die Kosten einer Reduktion der Gesamtmenge der landwirtschaftlichen Stickstoffausbringung in den Oder-Teileinzugsbieten in Polen, Tschechien, Mecklenburg-Vorpommern, Brandenburg und Sachsen sind in der nachfolgenden Abb. 1 dargestellt. Auf der x-Achse ist die reduzierte Menge an Stickstoff in Tonnen dargestellt. Für jedes Teileinzugsgebiet wurde davon ausgegangen, dass von der ursprünglich aufgebrauchten Menge an Stickstoff maximal 50 % reduziert werden können. Auf der y-Achse werden die Kosten der Stickstoffreduktion dargestellt. Die Kurven stellen die Gesamtkosten einer Reduktion an einem bestimmten Punkt dar. So kostet z. B. eine Reduktion des Stickstoffeinsatzes um ca. 12.000 t in Brandenburg insgesamt ca. 20 Mio. €/a. An dieser Grafik ist abzulesen, in welchem Teileinzugsgebiet zu bestimmten Kosten die höchsten Reduktionen zu erreichen sind. Dies ist über die ganze Spannweite der Reduktionsmenge in Polen der Fall – in erster Linie weil es sich dabei um das größte der nationalen Teileinzugsgebiete handelt. Stünden beispielsweise 20 Mio. € zur Verfügung, ließen sich damit in Brandenburg ca. 12.100 t Stickstoffeinsatz reduzieren, in MV ca. 29.000 t und in Polen ca. 89.000 t.

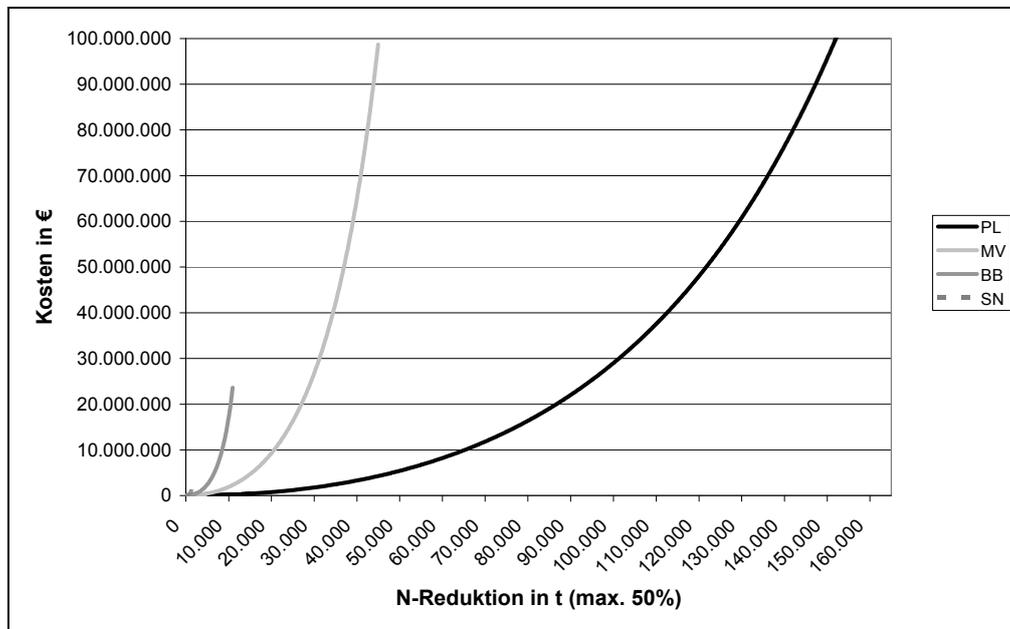


Abb. 1: Jährliche Kosten der Reduzierung der N-Ausbringung in der Landwirtschaft, regional differenziert

Ein weiteres Konzept zur Beurteilung der Effizienz einer Maßnahme ist das der Grenzkosten. Die Grenzkosten geben an, wie viel die jeweils letzte reduzierte Tonne Stickstoff kostet. Beispielsweise kostet in MV die zehntausendste reduzierte Tonne ca. 1.000 €, die zwanzigtausendste schon ca. 4.500 €. Dieser überproportionale Anstieg erklärt sich dadurch, dass Düngemittel zunächst mit relativ geringen Gewinneinbußen reduziert werden können, die Einbußen dann aber überproportional ansteigen. Ein gegebenes Gesamtreduktionsziel wird dann auf effiziente Weise erreicht, wenn die Reduktionsbeiträge zwischen den Teileinzugsgebieten so verteilt werden, dass überall identische Grenzvermeidungskosten auftreten.

In der Grafik zu sehen ist, dass die Reduktion in den deutschen Bundesländern sehr schnell sehr teuer wird (die Grenzkosten steigen steil an), während die Kurve in Polen relativ flach verläuft. Dies deutet darauf hin, dass es aus gesamteuropäischer Perspektive am günstigsten wäre, einen Großteil der

erforderlichen Reduktion in Polen durchzuführen – was allerdings nicht heißt, dass in Deutschland und Tschechien keine Reduktionen beizutragen wären. Im Gegenteil sollte aus Effizienzgründen gerade in MV die Reduktion im Verhältnis zum Flächenanteil überproportional ausfallen, weil hier die Intensität der Düngung gegenwärtig noch überdurchschnittlich hoch liegt.

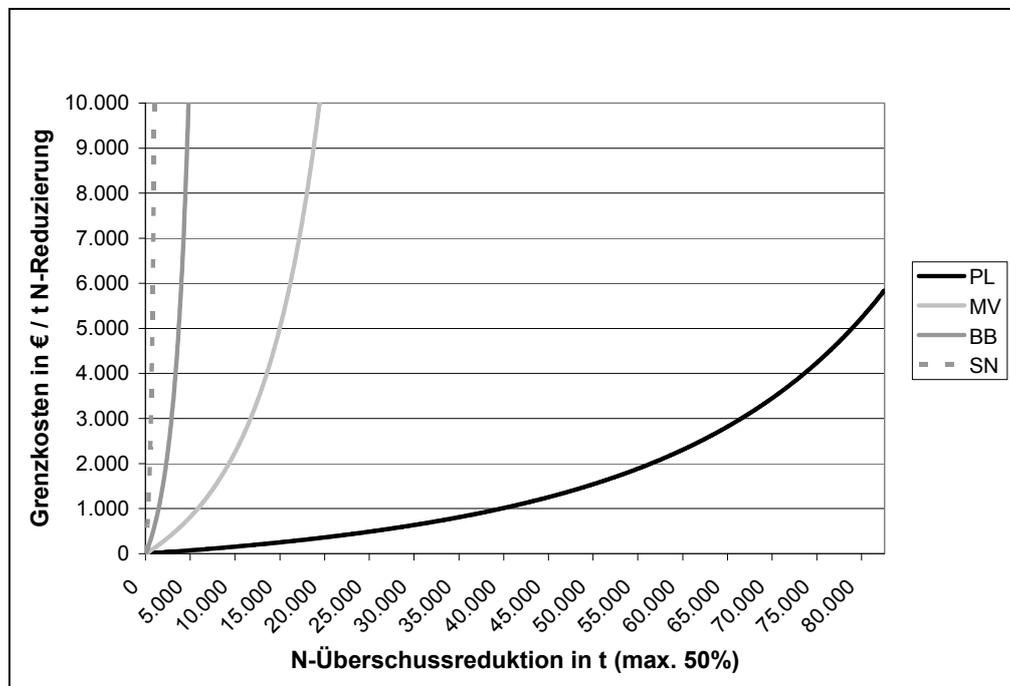


Abb. 2: Grenzkosten der Reduzierung von N-Überschüssen in der Landwirtschaft, regional differenziert

### Anlage von Uferrandstreifen

In einer Beispielrechnung zur Anwendung der Berechnungsweise bei Grossmann & Venohr (2009) wurde der Medianwert der Erträge aus Mewes (2006) also ca. 84 dt/ha Weizen verwendet. Je nach Berechnungsvariante ergeben sich folgende Kosten für einen Hektar Flächenumwandlung: Variante 1 = 307 € (als Ertragsrückgang pro Jahr), Variante 2 = 8.111 € (als Kaufpreis/ha Ackerfläche), bzw. bei Annualisierung mit 50-jähriger Nutzungsdauer und 3 % Diskontsatz jährliche Kosten von ca. 315 €.

Keine der untersuchten Studien nennt Kosten für die Bepflanzung und Pflege von Uferrandstreifen. Ergänzend werden daher hier die Angaben aus der „Die Eingriffsregelung in Thüringen: Kostendateien für Ersatzmaßnahmen“ herangezogen. Darin finden sich folgende Kosten für die Einrichtung eines Ackerrandstreifens (+ eventuelle Pflegemaßnahmen): Schaffung von Zwischenstrukturen durch Nutzungsauffassung von Ackerrandstreifen: 290–530 €/ha (Ø 410 €/ha); Brachflächenpflege/Mulchmahd (einschürig): 48-210 €/ha (Ø 129 €/ha); Grünlandbrache Mahd mit Entnahme des Mähgutes (Kompostierung) einschürig: 920 €/ha

Ein Vergleich der Ergebnisse der Berechnungen nach Mewes (2006), Gren et al. (2008) und Grossmann & Venohr (2009) ergibt folgendes Bild: Die jährlichen Kosten einer Umwandlung von Ackerland in Uferrandstreifen liegen danach im Untersuchungsgebiet im einem Bereich von ca. 310–370 € pro Hektar, bei schlechteren Sandböden darunter. Diese Werte ergeben sich bei 50 Jahre Nutzungsdauer und 3% Diskontsatz. Bei längerer angesetzter Nutzungsdauer liegen die Werte niedriger, bei höherem verwendeten Diskontsatz höher.

Die Wirksamkeit dieser Maßnahme auf die Nährstoffimmissionen in die Oder wird im weiteren Projektverlauf über das MONERIS-Modell abgebildet werden. Insofern können an dieser Stelle noch keine Aussagen über die Kosteneffizienz dieser Maßnahme getroffen werden.

### Siedlungswasserwirtschaft

Auf Grundlage der Ausbaupotenziale von Kläranlagen im Einzugsgebiet der Oder auf Reduzierungsziele, die über die in der Abwasserrichtlinie festgelegten Ziele für das Jahr 2015 hinausgehen, wurden jährliche Vermeidungskosten in Abhängigkeit von der erzielten Reduktionsleistung errechnet (Siewert 2010, in Vorbereitung). Diese Kosten steigen erwartungsgemäß überproportional mit der erzielbaren Reduktionsmenge. Während die ersten 1500 t vermiedener N-Emissionen in die Oder ca. 10 Mio. € jährlich kosten würden, wären die nächsten 1500 t N-Vermeidung mit zusätzlich 54 Mio. € deutlich teurer zu erreichen (Abb. 3).

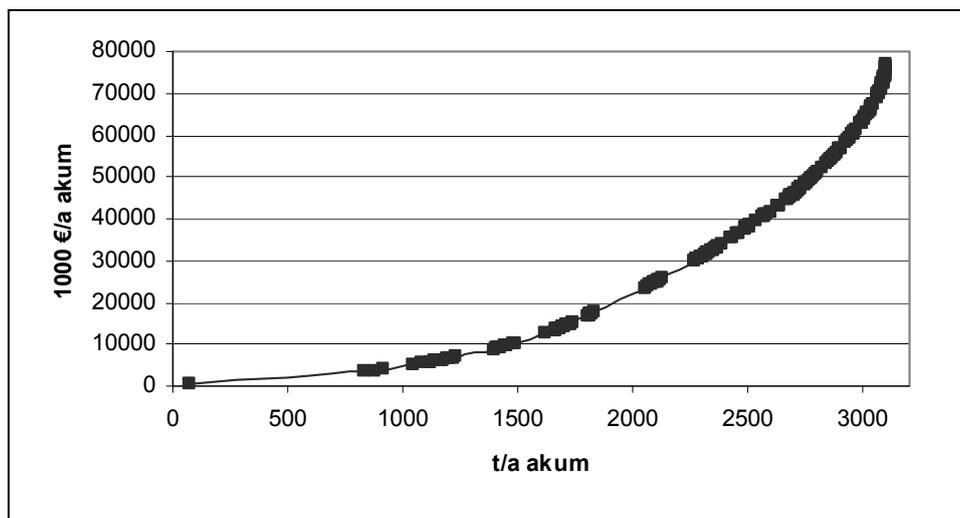


Abb. 3: Jährliche Vermeidungskosten für N-Emissionen aus der Siedlungswasserwirtschaft (Siewert 2010, in Vorbereitung)

Zum Erreichen einer effizienten Gesamtstrategie zur Reduktion von N-Emissionen sollten die Maßnahmen so gewählt werden, dass überall zu den gleichen Grenzkosten vermieden wird. Ähnlich wie in der Landwirtschaft zeigt sich, dass dabei Polen den größten Beitrag zur N-Reduktion zu leisten hätte (vgl. Abb. 4). Auch hier ergibt sich dies teilweise aus dem größten Flächenanteil am Oder-Einzugsgebiet. Jedoch zeigt sich, dass auch Tschechien zu einer effizienten Gesamtlösung in nicht unerheblichem Maße beizutragen hätte. Im deutschen Gebietsanteil steigen die Grenzkosten so steil an, dass aus Effizienzerwägungen voraussichtlich nur ein geringer Teil der zusätzlichen Emissionsvermeidung beizutragen wäre. Dass die Grenzkostenwerte so unterschiedlich ausfallen, liegt an den für das Jahr 2015 als voraussichtlich in unterschiedlichem Ausmaß ausgeschöpften technischen Potenzialen hinsichtlich der Ausbau- bzw. Reinigungsgrade.

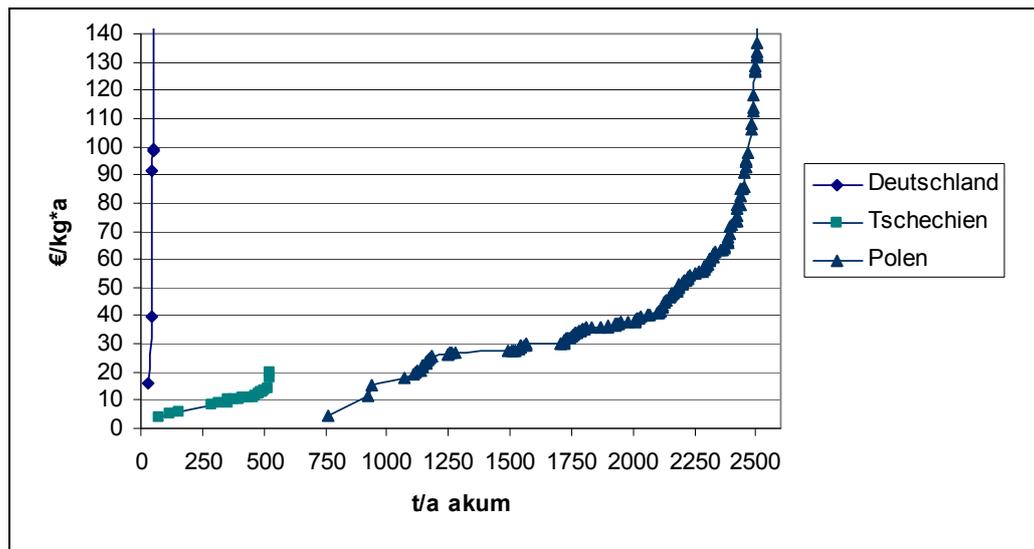


Abb. 4: Grenzkosten der N-Reduktion aus der Siedlungswasserwirtschaft im Ländervergleich (Siewert 2010, in Vorbereitung)

Ein ähnliches Bild ergibt sich im Bezug auf die weitergehende Reduktion von Phosphoreinträgen aus der Siedlungswasserwirtschaft. Aufgrund der im Baselineszenario bereits vergleichsweise geringen P-Ablaufwerte in Kläranlagen ergeben sich allerdings jeweils deutlich höhere Kosten pro Tonne vermiedenen Phosphoreintrags. Während die ersten 200 t vermiedene Phosphor-Einträge in die Oder für etwa 1,3 Mio. € jährlich zu erreichen wären, kosten die nächsten 200 t bereits etwa 3,5 Mio. € jährlich (Abb. 5). Oberhalb von 450 t Phosphorvermeidung steigen die Kosten extrem steil an, was auf die hohen Kosten der in diesem Bereich dann einzusetzenden Technologien (Membran- und Flockungsfiltration) zurückzuführen ist.

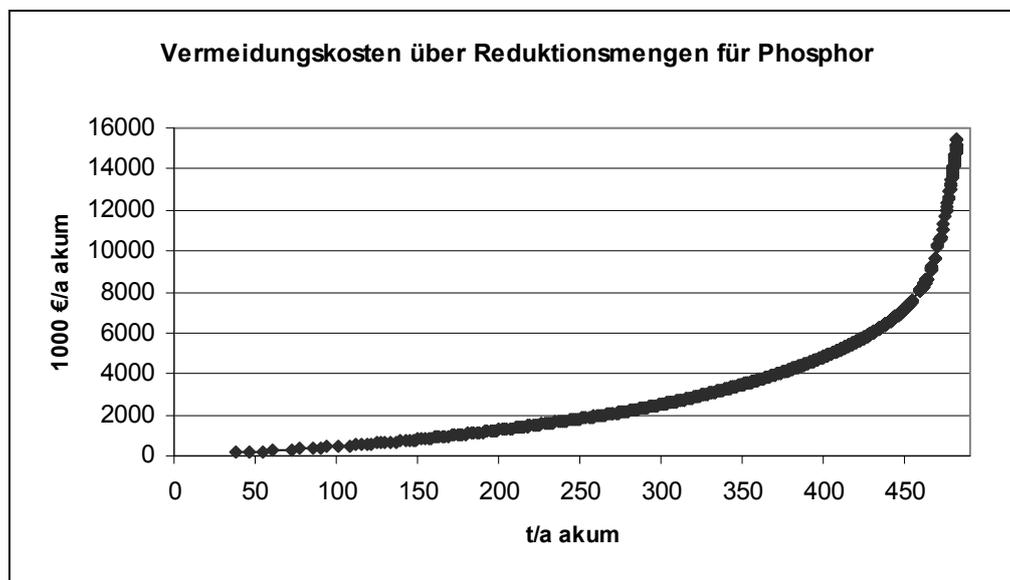


Abb. 5: Jährliche Vermeidungskosten für P-Emissionen aus der Siedlungswasserwirtschaft (Siewert 2010, in Vorbereitung)

Bei der Betrachtung der nationalen Differenzierung der Grenzkostenverläufe zeigt sich (im Unterschied zum Stickstoff), dass die Grenzvermeidungskosten bei Phosphor in Polen und Tschechien

zunächst nahezu parallel verlaufen (Abb. 6). Erst ab nationalen Vermeidungsmengen von mehr als etwa 120 t Phosphoremissionen pro Jahr liegen die polnischen Grenzkosten deutlich unter den tschechischen. Die deutschen Grenzkosten steigen aufgrund der bereits erreichten sehr weitgehenden Reinigungsleistungen schon oberhalb von 10 t extrem an, sodass ein weiterer Ausbau voraussichtlich nicht Teil einer effizienten Gesamtstrategie wäre.

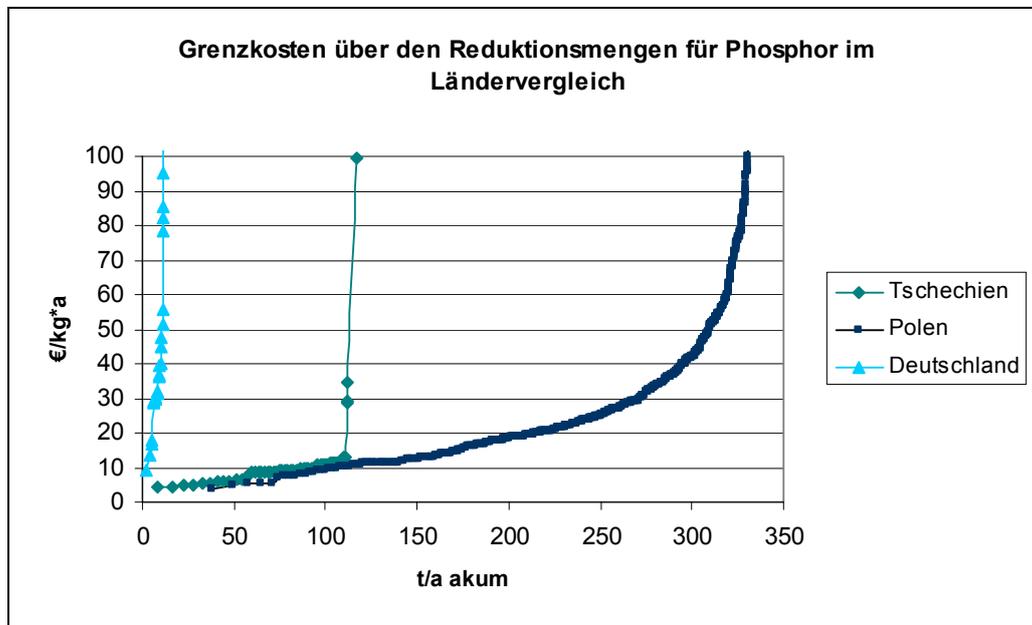


Abb. 6: Grenzkosten der P-Reduktion aus der Siedlungswasserwirtschaft im Ländervergleich (Siewert 2010, in Vorbereitung)

## 5 Diskussion und Schlussfolgerungen

In der Gesamtschau der noch vorläufigen Ergebnisse zur Kosteneffizienz von Maßnahmen zur Reduzierung von Nährstoffeinträgen in die Oder zeigt sich, dass eine effiziente Gesamtstrategie keine einseitige Ausrichtung auf die Landwirtschaft oder die Siedlungswasserwirtschaft und auch nicht auf einzelne Regionen erfordern wird, sondern eine differenzierte Zusammenstellung von Maßnahmen, die sich an den jeweiligen Grenzkosten der Reduzierung der Nährstoffeinträge orientiert.

Welches Grenzkostenniveau durch das Maßnahmenpaket angesprochen wird, ist abhängig von der angestrebten Höhe der Gesamtreduktionen. Eine abschließende Bewertung nach dem Kriterium der Kosteneffizienz wird erst nach der vollständigen Implementierung aller Maßnahmenoptionen und Maßnahmenkosten im MONERIS-Modell möglich sein – die bis zum Ende der Projektlaufzeit im Frühjahr 2010 erreicht werden wird. Was sich zum gegenwärtigen Zeitpunkt jedoch abzeichnet, sind Schwellenwerte der Reduktion von Stickstoff- und Phosphor-Immissionen in die Oder, oberhalb derer nach dem gegenwärtigen Stand der Technik weitere Reduzierungen der Nährstoffimmissionen nur noch zu extrem hohen, politisch und sozial voraussichtlich kaum vertretbaren Kosten zu erreichen wären. Nach dem gegenwärtigen Stand der Berechnungen liegen diese Schwellenwerte für Stickstoff voraussichtlich bei etwa 2.500 t aus der Siedlungswasserwirtschaft und 3.000 bis 5.000 t N-Immissionen aus der Landwirtschaft – insgesamt also 5.500 bis 7.500 t N-Reduktion pro Jahr zu jährlichen Kosten von 38 Mio. € in der Siedlungswasserwirtschaft und 30 bis 60 Mio € in der Landwirtschaft. Für Phosphor liegen diese Werte bei ca. 450 t Phosphor aus der Siedlungswasserwirtschaft (jährliche Kosten von ca. 7 Mio. €), für die Landwirtschaft müssen die Auswirkungen auf die Stoffeinträge noch modelliert werden.

Maßnahmen in der Landwirtschaft sind nach den bisher vorliegenden Ergebnissen in vielen Fällen zunächst die kostengünstigsten. Mit zunehmenden Reduktionszielen werden jedoch zusätzlich auch weitergehende Maßnahmen im Bezug auf die Siedlungswasserwirtschaft zu ergreifen sein.

Hinsichtlich der räumlichen Verteilung der Maßnahmen im Rahmen einer kosteneffizienten Gesamtstrategie wäre die Hauptlast der Maßnahmen von Polen zu tragen. Dies ist zum einen den relativen Flächenanteilen am Oder-Einzugsgebiet geschuldet, zum anderen den unterschiedlichen Ausbaugraden der Reinigungsstufen in der Siedlungswasserwirtschaft. Bei den Maßnahmen in der Landwirtschaft wird im deutschen Teil des Einzugsgebietes ein im Verhältnis zum Flächenanteil überproportionaler Anteil zu tragen sein – dies aufgrund der vergleichsweise hohen Nährstoffintensität bei der Bewirtschaftung der Flächen.

Generell ist jedoch die Frage zu stellen, ob die Optimierung einer Gesamtstrategie tatsächlich allein an den Grenzkosten in Euro orientiert werden kann. Aus sozialer Perspektive (relative Einkommen und Kaufkraftparitäten) ist ein Euro in Polen relativ mehr wert als einer in Deutschland. Was aus gesamteuropäischer Sicht oberflächlich als optimal erscheinen mag, kann sich im trilateralen Dialog zwischen Polen, Tschechien und Deutschland durchaus gut begründet anders gewichtet darstellen. Neben dem jeweiligen Beitrag zur Nährstoffbelastung sollte daher in jedem Fall sowohl die Leistungsfähigkeit der Staatshaushalte als auch der privaten Haushalte in den drei Ländern berücksichtigt werden, wenn über eine „faire“ Aufteilung der Kosten der Reduzierung der Nährstoffeinträge in die Oder entschieden wird. Es lässt sich vor diesem Hintergrund gut rechtfertigen, zur Verminderung der Nährstoffbelastung der Ostsee auch Mittel aus gesamteuropäischen Etats einzusetzen – wie dies ja auch bereits geschieht. Ein mit dem Management der Flusseinzugsgebiete verknüpftes Integriertes Küstenzonenmanagement ist eine Gemeinschaftsaufgabe, die auch einer gemeinsamen Finanzierung bedarf. Dabei sollte aus Anreizgründen durchaus der relative Problembeitrag mit in Betracht gezogen werden. Ohne die Berücksichtigung der relativen finanziellen Leistungsfähigkeit werden notwendige Maßnahmen jedoch politisch kaum durchsetzbar sein.

## Literatur

- Behrendt, H., R. Dannowski, D. Deumlich, F. Doležal, I. Kajewski, M. Kornmilch, R. Korol, E. Mašková, W. Mioduszewski, J. Steidl, M. Strońska & M. Tippi (2005): Nutrient Emissions. In: Behrendt, H. & R. Dannowski (Eds.) (2005): Nutrients and Heavy Metals in the Odra River System. Weißensee Verlag, Berlin, S. 53–101.
- BMVEL/UBA (2002): Ammoniak-Emissionsinventar der deutschen Landwirtschaft und Minderungsszenarien bis zum Jahre 2010. Forschungsbericht 299 42 245/02.
- Dehnhardt, A., J. Hirschfeld, U. Petschow, D. Drünkler, G. Nischwitz, A. Jordan & A. Ebell (2006): Sozioökonomie. In: Dietrich, J. & A. Schumann (Hrsg.): Werkzeuge für das integrierte Flussgebietsmanagement. Ergebnisse der Fallstudie Werra. Weißensee Verlag, Berlin, S. 147–186.
- Elofsson, K. (1999): Cost effective reductions in the agricultural load of nitrogen to the Baltic Sea. Licentiate Thesis, Stockholm University.
- Elofsson, K. (2000): Cost efficient reductions of stochastic nutrient loads to the Baltic Sea. Working Paper Series 2000:6, Sveriges lantbruksuniversitet, Institutionen för ekonomi, Uppsala.
- Eurostat (2003): Agricultural Statistics – quarterly bulletin 4/2003. EU Commission, Brussels.
- Gren, I.-M., Y. Jonzon & M. Linqvist (2008): Cost of nutrient reductions to the Baltic Sea – Technical report. Working Paper Series 2008:1, Uppsala.
- Grossmann, M. & M. Venohr (2009): Handbuch Cost efficiency analysis CEA. Dokumentation der Cost Efficiency Analysis (CEA) oder Cost Benefit Calculation (CBC), Stand 11/2009 (unveröffentlichtes Arbeitspapier von TU Berlin und IGB).
- Hirschfeld, J., H. Behrendt, J. Edler, H. Janssen, R. Knippschild & S. Czarnecka-Zawada (2009): Transformationsprozesse im Einzugsgebiet der Oder – Szenarien 2020. IKZM-Oder Berichte 56.
- Industrieverband Agrar (IVA) (2008): Wichtige Zahlen Düngemittel 2007-2008. IVA, Frankfurt am Main.

- Mewes, M. (2006): Die volkswirtschaftlichen Kosten einer Stoffausträge in die Ostsee minimierenden Landnutzung. Shaker, Aachen.
- Osterburg, B. (2002): Rechnerische Abschätzung der Wirkungen möglicher politischer Maßnahmen auf die Ammoniakemissionen aus der Landwirtschaft in Deutschland im Jahr 2010. Studie im Auftrag des BMVEL. ([www.umweltbundesamt.de/luft/downloads/luftreinhaltestrategien/NECAnhang2.pdf](http://www.umweltbundesamt.de/luft/downloads/luftreinhaltestrategien/NECAnhang2.pdf), 9/2009)
- Schernewski, G., H. Behrendt & T. Neumann (2008): An integrated river basin-coast-sea modelling scenario for nitrogen management in coastal waters. *Journal of Coastal Conservation* 12: 53–66.
- Schou, J., N. Sune, T. Lundhede, L. Martinsen & B. Hasler (2006): Modelling cost-efficient reductions of nutrient loads to the Baltic Sea. Concept, data and cost functions for the cost minimisation model. NERI Technical Report No. 592, 2006.
- Siewert, S. (2010, in Vorbereitung): Die Ermittlung kosteneffektiver Maßnahmen zur Reduktion von Nährstoffemissionen aus Kläranlagen im Einzugsgebiet der Oder. Schriftenreihe des IÖW, Berlin.
- Thüringer Ministerium für Landwirtschaft, Naturschutz und Umwelt (TMLNU) (2003): Die Eingriffsregelung in Thüringen. Kostendateien für Ersatzmaßnahmen ([www.thueringen.de/imperia/md/content/tmlnu/104.pdf](http://www.thueringen.de/imperia/md/content/tmlnu/104.pdf), 9/2009)

## Danksagung

Diese Arbeit wäre nicht möglich gewesen ohne den intensiven Austausch mit Horst Behrendt, seine Vorarbeiten und zahllosen konstruktiven Hinweise – eine Zusammenarbeit, die durch seinen plötzlichen Tod im Dezember 2008 ein jähes Ende fand. Dank an die KollegInnen vom IGB dafür, dass sie die von ihm geknüpften Fäden aufgenommen haben und in seinem Geiste weitertragen. Dank außerdem für die Mitarbeit von Katarzyna Klein, Jan Timmermann und Philipp Schaeqner. Die Arbeit ist im Rahmen des Projektes “Forschung für ein Integriertes Küstenzonenmanagement in der Odermündungsregion (IKZM-Oder)” III entstanden und wurde vom Bundesministerium für Bildung und Forschung (BMBF 03F0475) gefördert.

## Adresse

Dr. Jesko Hirschfeld  
Institut für ökologische Wirtschaftsforschung (IÖW)  
Potsdamer Str. 105  
10965 Berlin, Germany

[jesko.hirschfeld@ioew.de](mailto:jesko.hirschfeld@ioew.de)