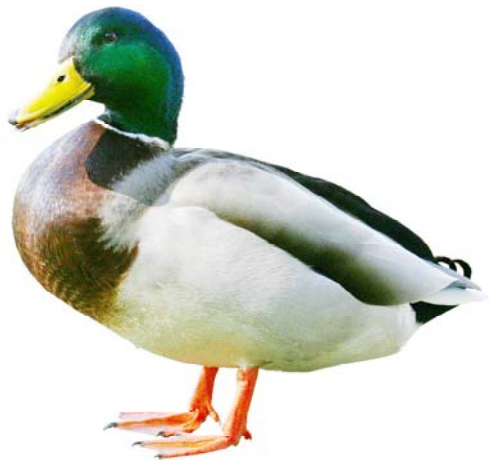
Simon Siewert

Die Ermittlung kosteneffektiver Maßnahmen zur Reduktion von Nährstoffemissionen aus Kläranlagen im Einzugsgebiet der Oder

Schriftenreihe des IÖW 197/10



i | ö | w
INSTITUT FÜR
ÖKOLOGISCHE WIRTSCHAFTSFORSCHUNG

Simon Siewert

Die Ermittlung kosteneffektiver Maßnahmen zur Reduktion von Nährstoffemissionen aus Kläranlagen im Einzugsgebiet der Oder

Schriftenreihe des IÖW 197/10
Berlin, November 2010

ISBN 978-3-940920-00-3

Impressum

Herausgeber:
Institut für ökologische
Wirtschaftsforschung (IÖW)
Potsdamer Straße 105
D-10785 Berlin
Tel. +49 – 30 – 884 594-0
Fax +49 – 30 – 882 54 39
E-mail: mailbox@ioew.de
www.ioew.de

Bei dieser Veröffentlichung handelt es sich um eine Diplomarbeit, die im Studiengang Technischer Umweltschutz an der Technischen Universität Berlin erstellt und durch Prof. Dr. Volkmar Hartje, Malte Grossmann (TU Berlin) und Dr. Jesko Hirschfeld (IÖW) betreut wurde. Sie entstand im Rahmen des vom Bundesministerium für Bildung und Forschung (BMBF), Bonn, geförderten Projektes „IKZM-Oder III - Forschung für ein Integriertes Küstenzonenmanagement in der Odermündung“; Laufzeit: März 2008 - April 2010 (BMBF 03F0475).

In Kooperation mit:
Leibniz-Institut für Ostseeforschung Warnemünde (Gesamtkoordination), Universität Greifswald, Universität Rostock, Hochschule Neubrandenburg, Leibniz-Institut für ökologische Raumentwicklung e.V. (IÖR), Leibniz-Institut für Gewässerökologie und Binnenfischerei Berlin (IGB), Institut für Angewandte Ökologie GmbH (IfAÖ), ARCADIS Consult GmbH, EUCC - Die Küsten-Union Deutschland e.V.

Projektleitung im IÖW:
Dr. Jesko Hirschfeld

Zusammenfassung

In dieser im Rahmen des Projektes „IKZM-Oder III - Forschung für ein Integriertes Küstenzonenmanagement in der Odermündung“ entstandenen Arbeit werden die Ergebnisse einer Kostenwirksamkeitsanalyse von verschiedenen Szenarien zur weitergehenden Reduktion von Nährstoffemissionen aus der Siedlungswasserwirtschaft vorgestellt. Räumlicher Bezug der Analyse ist das Odereinzugsgebiet sowie das Einzugsgebiet der Zuflüsse zum Oderhaff, das sich bereits seit vielen Jahrzehnten in einem eutrophen Zustand befindet. Den Ausgangspunkt der Szenarienberechnungen bildet das Referenzjahr 2015, in dem die relevanten EU-Richtlinien zum Gewässerschutz im Untersuchungsgebiet als umgesetzt angenommen werden. Die Resultate werden als jährliche Grenz- und Vermeidungskosten der jeweiligen Maßnahmen präsentiert. Insgesamt zeigt sich, dass in den untersuchten Abwasserentsorgungsanlagen ein hohes Reduktionspotenzial bezüglich der gewässerbelastenden Phosphor- und Stickstoffemissionen besteht. Beim Ergreifen weitestgehender Maßnahmen lassen sich bis zu 43 Prozent der Phosphor- und bis zu 38 Prozent der Stickstoffemissionen gegenüber dem Referenzjahr 2015 vermeiden. Darüber hinaus ermöglichen die Ergebnisse die Identifizierung der jeweils kosteneffizientesten Lösung in Abhängigkeit verschiedener Reduktionsziele. Demnach lässt sich durch die Verbesserung der Abwasserbehandlungstechnologie beispielsweise eine Reduktion der Phosphoreinträge um 450 Tonnen zu jährlichen Kosten von etwa 7 Millionen Euro herbeiführen. Für eine Stickstoffreduktion um 1500 Tonnen ist mit jährlichen Kosten in Höhe von rund 10 Millionen Euro zu rechnen. Ergänzt werden diese Resultate durch die Gegenüberstellung eines Least-Cost-Szenarios mit einem Grenzwertszenario, die unter Aspekten von Fairness- und Kostenneffizienz verglichen und abschließend im Hinblick auf die gewässerpolitisch günstigste Handlungsalternative diskutiert werden.

Abstract

This publication, which has been produced as a work package in the course of the project “ICZM-Oder – Research for an Integrated Coastal Zone Management in the Odra Estuary”, presents the findings of a cost-effectiveness analysis of different scenarios for further reductions in nutrient emissions from urban water management. The survey area is the catchment area of the Odra River and the catchment area of tributaries to the Odra Estuary, which has been in a eutrophic state for several decades. The starting point for the scenario calculations is 2015, at which point it is assumed the relevant EU directives concerning water pollution control will have been implemented. The results are presented as the annual marginal and avoidance costs for the respective measures. Overall, the results show that there is significant potential for reductions in relation to the phosphorous and nitrogen emissions polluting the examined area. If implemented, the most extensive measures would result in avoiding up to 43 percent of phosphorous emissions, and up to 38 percent of nitrogen emissions, relative to the reference year 2015. In addition, the results facilitate the identification of the most cost effective solution in each case, depending on various reduction goals. Accordingly, improvements in water treatment technology would, for example, lead to a reduction in phosphorous inflows by 450 tonnes at an annual cost of around seven million euros. Similarly, the cost of reducing nitrogen by 1500 tonnes would amount to a cost of around ten million euros. These results are supplemented by a comparison of the least cost scenario with the threshold values scenario, based on fairness and cost efficiency, and subsequently discussed with reference to the most cost effective potential course of action from a water policy perspective.

Der Autor

Dipl. - Ing. Technischer Umweltschutz / Dipl. -Medienberater Simon Siewert war als studentischer Mitarbeiter am Institut für ökologische Wirtschaftsforschung tätig**.** Seine Forschungsschwerpunkte waren Flusseinzugsgebietsmanagement und Küstenzonenmanagement sowie ökologisch-ökonomische Bewertung von Umweltdienstleistungen.
Kontakt: s.siewert@gmx.de
Tel.: +49 – 30 – 445 37 59 ; +49 – 30 – 884 594-0 (IÖW)

Kontakt IÖW

Projektleitung IÖW: Dr. rer. pol. Jesko Hirschfeld, wissenschaftlicher Mitarbeiter im Forschungsfeld Umweltökonomie und Umweltpolitik am Institut für ökologische Wirtschaftsforschung, verantwortlich für das Thema Wasser- und Landmanagement.
Kontakt: jesko.hirschfeld@ioew.de
Tel.: +49 – 30 – 884 594-0

Inhaltsverzeichnis

1 Einführung 15

2 Grundlagen 17

2.1 Das Untersuchungsgebiet 17
2.2 Nährstoffe in der aquatischen Umwelt 21
2.2.1 Die Bedeutung von Nährstoffen in Oberflächengewässern 21
2.2.2 Die Eutrophierung von Oberflächengewässern 22
2.2.3 Die Nährstoffbelastung der Oder 23
2.3 Technische Möglichkeiten der weitergehenden Nährstoffelimination in Kläranlagen 26
2.4 Ökonomische Grundlagen 29
2.4.1 Bewertungsmethoden von Gewässerschutzmaßnahmen 29
2.4.2 Kostenbegriff und Kostenbestimmung 30
2.4.3 Kostenträgerschaft für Gewässerschutzmaßnahmen in grenzüberschreitenden Flussgebieten 32
2.5 Gesetzliche Rahmenbedingungen 36

3 Methode 38

3.1 Datengrundlage 38
3.2 Aufbereitung der Daten 40
3.3 Kostenberechnung 41
3.4 Szenarien 47
3.4.1 Entwicklung des Referenzrahmens 47
3.4.2 Entwicklung des Least-Cost-Szenarios 50
3.4.3 Entwicklung des Grenzwertszenarios 50

4 Ergebnisse 51

4.1 Kläranlagen, Einwohnergleichwerte und Abwassermengen 51
4.2 Referenzrahmen Phosphor 54
4.2.1 Ablaufkonzentrationen und Referenzemissionen für Phosphor 54
4.2.2 Für Maßnahmen zur weiteren Phosphorminimierung geeignete Kläranlagen 55
4.3 Reduktionspotenziale für Phosphor 57
4.4 Kosteneffektivitäten der Phosphorreduktion 62
4.5 Vermeidungskosten der Phosphorreduktion 71
4.6 Referenzrahmen Stickstoff 76
4.6.1 Ablaufkonzentrationen und Referenzemissionen für Stickstoff 76
4.6.2 Für Maßnahmen zur weiteren Stickstoffminimierung geeignete Kläranlagen 77
4.7 Reduktionspotenziale für Stickstoff 80
4.8 Kosteneffektivitäten der Stickstoffreduktion 85
4.9 Vermeidungskosten der Stickstoffreduktion 93
4.10 Kostenvergleich für die Stickstoff- und Phosphorreduktion 98
4.11 Ergebnisse des Grenzwertszenarios 100
4.12 Szenarienvergleich 101

5 Diskussion 104

5.1 Kritische Diskussion der Methodik und Ergebnisvergleich mit anderen Studien 104
5.2 Implikationen für die Gewässerschutzpolitik: Kosteneffizienz und Fairness 107

6 Fazit und Ausblick 111

7 Literaturverzeichnis 113

Abbildungsverzeichnis

Abb. 1: Die internationale Flussgebietseinheit Oder 18
Abb. 2: Landnutzung im Einzugsgebiet der Oder 20
Abb. 3: Anzahl der Kläranlagen in den einzelnen Kläranlagengrößenklassen und Ländern 52
Abb. 4: Anzahl der ausbaufähigen Kläranlagen zur Phosphorreduktion differenziert nach Größenklassen und Techniken 56
Abb. 5: Reduktionspotenziale in Jahrestonnen und deren prozentuale Anteile an der Referenzemission im Jahr 2015 für Phosphor 57
Abb. 6: Prozentuale Anteile der landesspezifischen Reduktionsmenge am gesamten Reduktionspotenzial für Phosphor. 58
Abb. 7: Angenommene Referenz- und Zielemissionen in Jahrestonnen Phosphor differenziert nach Ländern und Größenklassen 60
Abb. 8: Mittlere jährliche Reduktionsmengen in Gramm Phosphor je Einwohnergleichwert differenziert nach Größenklassen und Ländern 61
Abb. 9: Jährliche Grenzkosten unter tausend Euro pro reduziertem Kilogramm Phosphor über den aufsummierten jährlichen Reduktionsmengen der einzelnen Kläranlagen in Tonnen Phosphor 62
Abb. 10: Jährliche Grenzkosten unter 80 Euro pro reduziertem Kilogramm Phosphor über den prozentualen Reduktionsanteilen gegenüber der Referenzemissionsmenge im Jahr 2015 in Prozent 63
Abb. 11: Jährliche Grenzkosten in Euro je reduziertem Kilogramm Phosphor über den Reduktionspotenzialen in Jahrestonnen Phosphor 64
Abb. 12: Boxplots der jährlichen Grenzkosten in Euro pro reduziertem Kilogramm Phosphor nach Ländern 65
Abb. 13: Anzahl der Kläranlagen mit jährlichen Grenzkosten von unter 30 Euro je reduziertem Kilogramm Phosphor aufsummiert nach Ländern 66
Abb. 14: Jährliche Grenzkosten unter hundert Euro pro reduziertem Kilogramm Phosphor über den aufsummierten jährlichen Reduktionsmengen in Tonnen Phosphor differenziert nach Ländern 66
Abb. 15: Boxplots der jährlichen Grenzkosten in Euro je reduziertem Kilogramm Phosphor nach Größenklassen 67
Abb. 16: Jährliche Grenzkosten unter hundert Euro je reduziertem Kilogramm Phosphor über den aufsummierten jährlichen Reduktionsmengen in Tonnen Phosphor nach Größenklassen 68
Abb. 17: Boxplots der jährlichen Grenzkosten in Euro pro reduziertem Kilogramm Phosphor nach Klärtechniken 69
Abb. 18: Jährliche Grenzkosten unter vierhundert Euro je reduziertem Kilogramm Phosphor über den aufsummierten jährlichen Reduktionsmengen in Jahrestonnen differenziert nach Klärtechniken 70
Abb. 19: Aufsummierte jährliche Vermeidungskosten in tausend Euro über den akkumulierten jährlichen Reduktionsmengen der einzelnen Kläranlagen in Tonnen Phosphor 71
Abb. 20: Aufsummierte jährliche Vermeidungskosten in tausend Euro über den prozentualen Reduktionsanteilen gegenüber der Referenzemissionsmenge Phosphor im Jahr 2015 in Prozent 72
Abb. 21: Aufsummierte jährliche Vermeidungskosten unter 4 Mio. Euro über den akkumulierten jährlichen Reduktionsmengen der einzelnen Kläranlagen in Tonnen Phosphor differenziert nach Ländern 73

Abb. 22: Aufsummierte jährliche Vermeidungskosten in tausend Euro über den akkumulierten jährlichen Reduktionsmengen der einzelnen Kläranlagen in Tonnen Phosphor differenziert nach Größenklassen 74
Abb. 23: Aufsummierte jährliche Vermeidungskosten der akkumulierten jährlichen Reduktionsmengen der einzelnen Kläranlagen in Tonnen Phosphor differenziert nach Techniken 75
Abb. 24: Prozentuale Anteile der für Maßnahmen zur weiteren Stickstoffreduktion geeigneten Kläranlagen an der Gesamtzahl der Kläranlagen der Größenklasse 0 und 1 78
Abb. 25: Anzahl der ausbaufähigen und nicht ausbaufähigen Kläranlagen differenziert nach Größenlassen und Techniken zur Stickstoffreduktion 79
Abb. 26: Reduktionspotenziale in Jahrestonnen und deren prozentuale Anteile an der Referenzemission im Jahr 2015 für Stickstoff 80
Abb. 27: Prozentuale Anteile der landesspezifischen Reduktionsmengen am gesamten Reduktionspotenzial für Stickstoff 82
Abb. 28: Angenommene Referenz- und Zielemissionen in Jahrestonnen Stickstoff differenziert nach Ländern und Größenklassen 83
Abb. 29: Mittlere jährliche Reduktionsmengen in Gramm Stickstoff je Einwohnergleichwert differenziert nach Größenklassen und Ländern 84
Abb. 30: Jährliche Kosten unter tausend Euro je reduziertem Kilogramm Stickstoff über den aufsummierten jährlichen Reduktionsmengen der einzelnen Kläranlagen in Tonnen Stickstoff 85
Abb. 31: Jährliche Grenzkosten je reduziertem Kilogramm Stickstoff über den prozentualen Reduktionsanteilen gegenüber der Referenzemissionsmenge im Jahr 2015 86
Abb. 32: Boxplots der jährliche Grenzkosten in Euro pro reduziertem Kilogramm Stickstoff differenziert nach Ländern 87
Abb. 33: Anzahl der Kläranlagen mit jährlichen Kostenwirksamkeiten von unter 30 Euro pro reduziertem Kilogramm Stickstoff differenziert nach Ländern 88
Abb. 34: Jährliche Grenzkosten unter 140 Euro pro reduziertem Kilogramm Stickstoff über den aufsummierten jährlichen Reduktionsmengen in Tonnen Stickstoff differenziert nach Ländern 88
Abb. 35: Boxplots der jährlichen Grenzkosten in Euro pro reduziertem Kilogramm Stickstoff differenziert nach Größenklassen 89
Abb. 36: Jährliche Grenzkosten unter hundert Euro je reduziertem Kilogramm Stickstoff über den aufsummierten jährlichen Reduktionsmengen in Tonnen Stickstoff nach Größenklassen 90
Abb. 37: Boxplots der jährlichen Grenzkosten in Euro pro reduziertem Kilogramm Stickstoff nach Klärtechniken 91
Abb. 38: Jährliche Grenzkosten unter 140 Euro je reduziertem Kilogramm Stickstoff über den aufsummierten jährlichen Reduktionsmengen in Tonnen Stickstoff differenziert nach Klärtechniken 92
Abb. 39: Aufsummierte jährliche Vermeidungskosten in tausend Euro über den akkumulierten jährlichen Reduktionsmengen der einzelnen Kläranlagen in Tonnen Stickstoff 93
Abb. 40: Aufsummierte jährliche Vermeidungskosten in tausend Euro über den prozentualen Reduktionsanteilen gegenüber der Referenzemissionsmenge Stickstoff im Jahr 2015 94
Abb. 41: Aufsummierte jährliche Vermeidungskosten unter 20 Mio. Euro über den akkumulierten jährlichen Reduktionsmengen der einzelnen Kläranlagen in Tonnen Stickstoff differenziert nach Ländern 95

Abb. 42: Aufsummierte jährliche Vermeidungskosten in tausend Euro über den akkumulierten jährlichen Reduktionsmengen der einzelnen Kläranlagen in Tonnen Stickstoff differenziert nach Größenklassen 96
Abb. 43: Aufsummierte jährliche Vermeidungskosten in tausend Euro über den akkumulierten jährlichen Reduktionsmengen der einzelnen Kläranlagen in Tonnen Stickstoff differenziert nach Techniken 97
Abb. 44: Jährliche Grenzkosten unter 200 Euro je reduziertem Kilogramm Stickstoff respektive Phosphor über den prozentualen Reduktionsanteilen gegenüber den jeweiligen Referenzemissionsmengen im Jahr 2015 98
Abb. 45: Aufsummierte jährliche Vermeidungskosten in tausend Euro über den prozentualen Reduktionsanteilen gegenüber der Referenzemissionsmenge für Stickstoff respektive Phosphor im Jahr 2015 99
Abb. 46: Mittleren Kostenwirksamkeiten für die Phosphorreduktion nach Größenklassen der Kläranlagen im Szenarienvergleich 101
Abb. 47: Jährliche Gesamtkosten für die Phosphorreduktion nach Größenklassen der Kläranlagen im Szenarienvergleich 102
Abb. 48: Mittleren Kostenwirksamkeiten für die Stickstoffreduktion nach Größenklassen der Kläranlagen im Szenarienvergleich 102
Abb. 49: Jährliche Gesamtkosten für die Stickstoffreduktion nach Größenklassen der Kläranlagen im Szenarienvergleich 103
Abb. 50: Jahreskosten der Reduktion diffuser N-Immissionen im Odereinzugsgebiet nach Hirschfeld et al. (2010) 106

Tabellenverzeichnis

Tab. 1: Grundlegende Angaben zum internationalen Flussgebiet Oder 19
Tab. 2: Eliminationsleistungen für die Stickstoffreduktion in Kläranlagen 27
Tab. 3: Eliminationsleistungen für die Phosphorelimination in Kläranlagen 28
Tab. 4: Ablaufkonzentrationen für Abwasser aus Kläranlagen in Gemeinden der Größenklassen 0 bis 2 nach EU-Abwasserrichtlinie 37
Tab. 5: Zielvorgaben des nationalen Programms für die kommunale Abwasserbehandlung in Polen für das Jahr 2015 37
Tab. 6: Durchschnittliche Ablaufkonzentrationen für Gesamtstickstoff und -phosphor differenziert nach Kläranlagengrößenklassen und Nährstoffelimination (NE) in polnischen Kläranlagen 40
Tab. 7: Berechnung der jährlichen nährstoffspezifischen Eliminationskosten in DM je Einwohnergleichwert (EGW) 43
Tab. 8: Methoden zur Kostenberechnung und deren Geltungsbereiche für Ertüchtigungsmaßnahmen, Zielparameter und Größenklassen 46
Tab. 9: Annahmen für die Ablaufkonzentrationen in Polen und Tschechien für das Referenzjahr 2015 49
Tab. 10: Annahmen für Anschlussgrade in Polen im Referenzjahr 2015 (vgl. VISCAT S.6) 49
Tab. 11: Ablaufkonzentrationen für Gesamtstickstoff und -phosphor für das Grenzwertszenario 51
Tab. 12: Prozentuale Anteile der Kläranlagenanzahl differenziert nach Ländern und Kläranlagengrößenklassen 52
Tab. 13: Prozentuale Anteile der Einwohnergleichwerte (EGW) an der Gesamtzahl an EGW im Odereinzugsgebiet differenziert nach Ländern und Größenklassen 52

Tab. 14: Gesamtgröße in Quadratkilometern und prozentuale Flächenanteile der Länder am Einzugsgebiet der Oder 53
Tab. 15: Mittlere jährliche Abwassermenge in Kubikmeter je Einwohnergleichwert (EGW) bezogen auf Länder und Größenklassen 53
Tab. 16: Angenommene mittlere Ablaufkonzentrationen der Phosphoremissionen aus Kläranlagen für das Basisjahr 2015 nach Ländern und Größenklassen 54
Tab. 17: Angenommene Emissionsmengen von Phosphor in Jahrestonnen für das Basisjahr 2015 sowie die jeweiligen prozentualen Anteile differenziert nach Ländern und Größenklassen..... 54
Tab. 18: Mittlere jährliche Emissionsmengen in Kilogramm Phosphor je Einwohnergleichwert (EGW) für das Referenzjahr 2015 differenziert nach Ländern und Größenklassen ... 55
Tab. 19: Angenommene Referenzemissionen im Jahr 2015 und die möglichen weitergehenden Reduktionspotenziale in Jahrestonnen Phosphor aufsummiert nach Ländern sowie die Anteile an den landesspezifischen Ausgangsemissionen.... 57
Tab. 20: Angenommene Referenzemissionen im Jahr 2015 und Reduktionspotenziale in Jahrestonnen Phosphor aufsummiert nach Größenklassen sowie die jeweiligen Anteile an der größenklassenspezifischen Ausgangsemission..... 59
Tab. 21: Prozentuale Anteile der Größenklassen am Gesamtreduktionspotenzial für Phosphor ... 59
Tab. 22: Mediane sowie obere und untere Perzentile der Grenzkosten in Euro je reduziertem Kilogramm Phosphor nach Ländern 64
Tab. 23: Mediane sowie obere und untere Perzentile der Grenzkosten in Euro je reduziertem Kilogramm Phosphor nach Größenklassen..... 67
Tab. 24: Mediane sowie obere und untere Perzentile der Grenzkosten in Euro pro reduziertem Kilogramm Phosphor nach Techniken..... 69
Tab. 25: Angenommene mittlere Ablaufkonzentrationen der Stickstoffemissionen aus Kläranlagen für das Basisjahr 2015 nach Ländern und Größenklassen 76
Tab. 26: Angenommene Emissionsmengen von Gesamtstickstoff in Jahrestonnen für das Basisjahr 2015 sowie die jeweiligen prozentualen Anteile differenziert nach Ländern und Größenklassen 76
Tab. 27: Mittlere jährliche Emissionsmengen in Kilogramm Stickstoff je Einwohnergleichwert (EGW) für das Referenzjahr 2015 differenziert nach Ländern und Größenklassen ... 77
Tab. 28: Anzahl der für Maßnahmen zur weiteren Stickstoffreduktion geeigneten Kläranlagen sowie die Gesamtzahl der Kläranlagen der Größenklassen 0 und 1 77
Tab. 29: Angenommene Referenzemissionen im Jahr 2015 und die möglichen weitergehenden Reduktionspotenziale in Jahrestonnen Stickstoff für Kläranlagen der Größenklassen 0 und 1 aufsummiert nach Ländern sowie die landesspezifischen Anteile an den Ausgangsemissionen der Länder 81
Tab. 30: Angenommene Referenzemissionen im Jahr 2015 und die berechneten Reduktionspotenziale in Jahrestonnen Stickstoff aufsummiert nach Größenklassen sowie die jeweiligen Anteile an der größenklassenspezifischen Ausgangsemission..... 82
Tab. 31: Prozentuale Anteile der Größenklassen am Gesamtreduktionspotenzial für Stickstoff 83
Tab. 32: Mediane sowie obere und untere Perzentile der Grenzkosten in Euro je reduziertem Kilogramm Stickstoff nach Ländern..... 86
Tab. 33: Mediane sowie obere und untere Perzentile der Grenzkosten in Euro je reduziertem Kilogramm Stickstoff nach Größenklassen..... 89
Tab. 34: Mediane sowie obere und untere Perzentile der Grenzkosten in Euro je reduziertem Kilogramm Stickstoff nach Techniken..... 91
Tab. 35: Jährliche mittlere Kostenwirksamkeiten, jährliche Gesamtkosten und jährlich reduzierte Phosphormengen bei einer Reduktion um 59 Prozent..... 100

Tab. 36: Jährliche mittlere Kostenwirksamkeiten, jährliche Gesamtkosten und jährlich reduzierte Stickstoffmengen bei einer Reduktion um 36 Prozent 100
Tab. 37: Jahreskosten für die Umsetzung der EU-Abwasserrichtlinie mit 2004 als Basisjahr in Mio. Euro 100
Tab. 38: Vergleich der Kostenwirksamkeiten (€/kg P) der vorliegenden Arbeit mit den Ergebnissen von Interwies et al. (2004) 105
Tab. 39: Reduktionsmengen der Phosphoremissionen aus Kläranlagen im Odereinzugsgebiet in Jahrestonnen nach BSAP sowie die länderspezifischen Anteile 108
Tab. 40: Anwendung von Fairnesskriterien auf die P-Emissionen im Least-Cost-Szenario 109
Tab. 41: Anwendung von Fairnesskriterien auf die P-Emissionen im Grenzwertszenario 110

1 Einführung

Trotz internationaler Bemühungen zum Schutz der Oder und einer messbaren Verbesserung der Gewässerqualität sind die Oderregion sowie die angrenzenden Küstenabschnitte der Ostsee durch hohe Nährstoffeinträge auch heute noch intensiven *Eutrophierungsprozessen*[1] ausgesetzt. Insbesondere die Odermündungsregion (Stettiner Haff) wird nach wie vor als *hypertroph*[2] kategorisiert und ist von intensiven und teilweise toxischen Algenblüten, erhöhten Wassertrübungen, häufigem Sauerstoffmangel und Fischsterben betroffen.[3] Da der Tourismus zu den Hauptwirtschaftsfaktoren der Odermündungsregion zählt, wird die lokale Ökonomie durch die Auswirkungen der Gewässereutrophierung beeinträchtigt (Dorendorf 2007: S.11; Dolch 2004: S.224 ff.). Daher sind weitere Maßnahmen zur Bekämpfung der Eutrophierung im Einzugsgebiet der Oder notwendig.

Mit dem von den Anliegerstaaten der Ostsee im November 2007 beschlossenen *Baltic Sea Action Plan (BSAP)* wurden zumindest für die Ostsee weitere, umfangreiche Reduzierungsanforderungen hinsichtlich der Nährstoffeinträge bis zum Jahr 2021 vorgelegt (HELCOM 2007). Für die Reduktion der Nährstofffrachten im Einzugsgebiet der Oder existieren solche international abgestimmten Reduktionsziele hingegen nicht (Internationaler Bewirtschaftungsplanentwurf FGE Oder 2008: S. 38). Ob mit den nationalen Maßnahmenprogrammen der Oder-Anrainerstaaten im Rahmen der *EU-Wasserrahmenrichtline (EU-WRRL)*[4] die Eutrophierungsprobleme bis zum Fristende im Jahr 2015 nachhaltig gelöst werden können, ist wissenschaftlich kaum untersucht. Darüber hinaus deuten die Angaben im Entwurf des Bewirtschaftungsplans darauf hin, dass die Ziele der EU-WRRL nicht fristgerecht erreicht werden können. Bei etwa 24 Prozent der Wasserkörper im Einzugsgebiet der Oder wird davon ausgegangen, dass die Erreichung des guten ökologischen Zustands nicht fristgerecht erfolgt (Internationaler Bewirtschaftungsplanentwurf FGE Oder 2008: S.38). Folglich ist davon auszugehen, dass auch nach dem Ablauf der Umsetzungsfrist zur EU-WRRL im Jahr 2015 weitere Maßnahmen zur Reduktion von Nährstoffeinträgen im Einzugsgebiet der Oder erforderlich sein werden.

Für einen wesentlichen Reduktionsbeitrag hinsichtlich der signifikanten Belastungsquellen für Stickstoff und Phosphor kommen insbesondere Maßnahmen im Bereich der Landwirtschaft und der Siedlungswasserwirtschaft in Betracht (Internationaler Bewirtschaftungsplanentwurf FGE Oder 2008: S.85; Bewirtschaftungsplanentwurf deutscher Teil FGE Oder 2008: S.112). Durch den Ausbau der Abwasseranlagen in den letzten Jahren konnte der Anteil der Punktquellen an der Gesamtfracht bereits deutlich reduziert werden (Bewirtschaftungsplanentwurf deutscher Teil FGE Oder 2008: S.68). Ob auch nach dem derzeit noch anhaltenden Umsetzungsprozess der EU-Richtlinien weitere Eliminationsmaßnahmen in Kläranlagen durchgeführt werden, hängt entschei-

[1] Unter Eutrophierung wird die Anreicherung des Gewässers mit Nährstoffen, insbesondere mit Stickstoff- und Phosphorverbindungen verstanden, die zu einem vermehrten Wachstum von Algen und höheren aquatischen Pflanzen und somit zu einer unerwünschten Beeinträchtigung des biologischen Gleichgewichts und der Qualität des betroffenen Gewässers führt (Vgl. Bick 1993: S.28).

[2] Vgl. Abschnitt 2.2.2

[3] Vgl. Schernewski et al. 2008: S.53f.; Gren et al. 2008: S.9; Dorendorf 2007: S.1; Bewirtschaftungsplanentwurf deutscher Teil FGE Oder 2008: S.34 f., S.68, S.111

[4] Die Wasserrahmenrichtlinie der Europäischen Union (2000/60/EG) wird im Rahmen dieser Arbeit abgekürzt als EU-WRRL bezeichnet.

dend von den zu erwartenden spezifischen Maßnahmenkosten ab. Folglich ist für die Identifizierung zukünftiger Maßnahmen in Kläranlagen insbesondere die Abschätzung der Kosteneffektivität notwendig, bei der die Maßnahmenkosten auf die jeweiligen Reduktionsmengen bezogen werden.[5]

Spezifische Kosten für Maßnahmen in Kläranlagen zur Reduktion von Nährstoffeinträgen wurden bereits in verschiedenen Studien ermittelt (vgl. GREN et al. 1997, COWI 2007, SHOU et al. 2006). Allerdings beziehen sich die genannten Studien ausschließlich auf die Reduktion von Nährstoffeinträgen in die Ostsee. Zudem werden darin Referenzzustände zugrunde gelegt, die dem heutigen technischen Ausbaustand der Kläranlagen in den EU-Beitrittsstaaten Polen und Tschechien nicht entsprechen, da die Umsetzung der *EU-Abwasserrichtlinie*[6] in den bisherigen Studien nicht berücksichtigt wird. Für die ökonomische Analyse einer weitergehenden Nährstoffelimination in Kläranlagen im Odereinzugsgebiet, die an die Umsetzung der EU-Richtlinien angepasst ist, besteht somit weiterer Forschungsbedarf.

Die vorliegende Arbeit untersucht daher explizit die kläranlagenspezifischen Reduktionspotenziale einer weitergehenden Nährstoffvermeidung für den Zeitraum nach der Umsetzung der relevanten EU-Richtlinien in den Ländern des Odereinzugsgebietes. Darüber hinaus werden verschiedene Ausbauszenarien entworfen und einer *Kostenwirksamkeits-Analyse*[7] unterzogen. Das Ziel der Arbeit ist somit die empirische Herleitung von Kostenwirksamkeiten, bei denen die maßnahmenbezogenen Kosten auf die reduzierten Mengen an Stickstoff und Phosphor bezogen werden. Auf dieser Grundlage sind des Weiteren Vermeidungskostenkurven zu erstellen, mit denen sich die jährlichen Gesamtkosten in Abhängigkeit von verschiedenen Reduktionszielen bestimmen lassen. Um schließlich die gewässerpolitisch günstigste Handlungsalternative zu identifizieren, sind zudem die Ergebnisse eines *Least-Cost-Szenarios* und eines *Grenzwertszenarios* unter Aspekten von Fairness- und Kostenneffizienz vergleichend zu diskutieren. Was im Rahmen dieser Arbeit nicht untersucht wird, sind die Kosten für eine weitere Erhöhung der Anschlussgrade der Bevölkerung an die bestehenden Abwasserbehandlungssysteme sowie der Neubau von Anlagen. Zudem wird ausschließlich die Wirkung auf die Reduktion von Stickstoff und Phosphor unmittelbar im Kläranlagenablauf betrachtet. Um die ökologische Wirkung der betrachteten Maßnahmen im Verlauf der Oder zu ermitteln, wäre die Anwendung aufwendiger Verbreitungsmodelle[8] notwendig, was den Rahmen dieser Arbeit sprengen würde.

Die Bearbeitung der erläuterten Fragestellung gliedert sich in die folgenden Abschnitte: In Abschnitt 2 werden zunächst die Merkmale des Untersuchungsgebietes sowie die Bedeutung von Nährstoffen in Fließgewässern beschrieben. Des Weiteren werden die technischen Möglichkeiten zur Nährstoffelimination in Kläranlagen aufgezeigt sowie die ökonomischen Grundlagen und gesetzlichen Rahmenbedingungen erläutert. Im folgenden Methodenteil (Abschnitt 3) wird die verwendete Datengrundlage beschrieben sowie die Aufbereitung der Daten erläutert. Zudem wird das methodische Vorgehen bei der Kostenberechnung und bei der Entwicklung der Szenarien darge-

[5] Vgl. Anhang 3 der EU-WRRL

[6] Die Richtlinie der Europäischen Union über die Behandlung von kommunalem Abwasser (91/271/EGW) wird im Rahmen dieser Arbeit abgekürzt als „EU-Abwasserrichtlinie“ bezeichnet.

[7] Vgl. Abschnitt 2.4.1

[8] Wie z.B. dem *MONERIS-Modell* (MOdelling Nutrient Emissions in RIver Systems) des Leibniz-Instituts für Gewässerökologie und Binnenfischerei Berlin (IGB)

stellt. Im Rahmen des anschließenden Ergebnisteils (Abschnitt 4) werden die Ergebnisse der Szenarien dargestellt und einander gegenübergestellt. In Abschnitt 5 wird die verwendete Methodik einer kritischen Diskussion unterzogen und ein Ergebnisvergleich mit anderen Studien vorgenommen. Zudem werden die Implikationen der untersuchten Szenarien für die Gewässerschutzpolitik in der Oderregion nach Gesichtspunkten der Kosteneffizienz und Fairness diskutiert.

2 Grundlagen

2.1 Das Untersuchungsgebiet

Die Oder ist mit einem mittleren Jahresabflussvolumen von 17,1 Mrd. m^3 der sechstgrößte Zufluss der Ostsee. Die Gesamtfläche des Odereinzugsgebietes beträgt 122 512 km², wovon 87,6 Prozent im Gebiet der Republik Polen, 5,9 Prozent in der Tschechischen Republik und 6,5 Prozent im Gebiet der Bundesrepublik Deutschland liegen. Die Oder entspringt auf einer Höhe von 634 m über NN in den Ostsudeten der Tschechischen Republik und fließt zunächst entlang der Sudeten. Im weiteren Verlauf durchströmt die Oder das polnische Tiefland und mündet nach einer Länge von 855 km ins Stettiner Haff, von wo aus sie über den Peenestrom, Swine und Dievenow in die Ostsee mündet.

Die bedeutendsten Nebenflüsse der Oder sind linksseitig die Oppa, die Glatzer Neiße, die Ohle, die Weistritz, der Katzbach, der Bober und die Lausitzer Neiße sowie rechtsseitig die Ostrawitza, die Olsa, die Klodnitz, die Malapane, die Stober, die Weide, die Bartsch und die Warthe. Letztgenannte ist mit einer Länge von 800 Kilometern der längste Nebenfluss der Oder und umfasst etwa die Hälfte des Odereinzugsgebietes. Über 80 Prozent des Odereinzugsgebietes befinden sich im Tiefland, wodurch ein sehr geringes Gefälle und geringe Fließgeschwindigkeiten für die Oder charakteristisch sind. Aufgrund von geomorphologischen Gegebenheiten wird die Oder unterteilt in Obere Oder (Quellgebiet bis zur Mündung der Glatzer Neiße), Mittlere Oder (bis zur Einmündung der Warthe), Untere Oder (bis Mündung Oderhaff) und Stettiner Haff.[9]

Klimatologisch stellt die Oder eine Trennlinie zwischen dem atlantisch-maritimen Klima Westeuropas und dem Kontinentalklima Osteuropas dar. Da sich der größte Flächenanteil des Einzugsgebietes östlich des Hauptstroms befindet, unterliegt das Klima der Oder vorwiegend kontinentalem Einfluss. Der größte Teil des Flussgebietes weist mittlere Jahresniederschlagssummen von rund 550 mm auf. Entlang der Oder befinden sich diverse schützenswerte Biotope, die den hohen ökologischen Wert der Region ausmachen. Insbesondere die Stromtalbiotope im Bereich der Unteren Oder stellen mit ihren Altarmen und Auen einen der artenreichsten Lebensräume Deutschlands dar.

[9] Vgl. Internationaler Bewirtschaftungsplanentwurf FGE Oder 2008: S.11

Abb. 1: Die internationale Flussgebietseinheit Oder[10]

[10] Quelle: IKSO-Berichte 2005: S.8

Etwa 16 Mio. Menschen leben im Einzugsgebiet der Oder und die durchschnittliche Bevölkerungsdichte beträgt 134 Einwohner pro Quadratkilometer, so dass die Oderregion unter einem starken anthropogenen Einfluss steht. Der überwiegende Teil der Region wird landwirtschaftlich genutzt. Im Bereich der Oberen und Mittleren Oder liegt der Anteil der landwirtschaftlich genutzten Fläche bei etwa 70 Prozent und im Bereich der Unteren Oder bei ca. 58 Prozent. Je nach Bodenbeschaffenheit werden Acker- oder Grünlandwirtschaft betrieben.[11] Im Jahr 2005 waren rund 10 Mio. der insgesamt 16 Mio. Einwohner im Einzugsgebiet der Oder an kommunale Abwasserentsorgungsanlagen angeschlossen, womit der Anschlussgrad bei etwa 61 Prozent lag. Insgesamt existierten 720 kommunale Kläranlagen mit Anschlussgrößen von über 2.000 *Einwohnerwerten (EW)*.[12] Zum Zwecke der öffentlichen Wasserversorgung wurden im Jahr 2005 im gesamten Odereinzugsgebiet etwa 4,85 Mrd. m^3 Wasser entnommen. Der spezifische tägliche Wasserverbrauch der Bevölkerung lag bei 109 Liter pro Person.[13]

Tab. 1: Grundlegende Angaben zum internationalen Flussgebiet Oder[14]

	Polen	Tschechien	Deutschland	Gesamt
Einzugsgebiet (km^2)	107274	7217	8021	122512
Einwohnerzahl (Mio.)	14,08	1,61	0,75	16,44
Besiedlungsdichte (Einwohner / km^2)	131	223	94	134

Die Odermündungsregion rund um das Stettiner Haff zeichnet sich zum einen durch ein besonders hohes naturräumliches Potenzial und zum anderen durch erhebliche sozioökonomische Probleme aus. Es existieren vielfältige Lebensräume, wie Nieder- und Hochmoore, Heidelandschaften, Binnendünen, Feuchtwiesen, Salzgraslandschaften, wasservogelreiche Flachwasserseen und großflächige Waldgebiete. Allerdings leidet die Region unter erheblichen wirtschaftlichen Problemen mit einem starken Gefälle zwischen Ost und West sowie Küste und Hinterland. Im Odermündungsraum leben insgesamt rund 840 000 Einwohner, davon etwa die Hälfte in der Stadt Stettin. Mit einer Bevölkerungsdichte von 59 Einwohnern pro Quadratkilometer ist die Region vergleichsweise dünn besiedelt und weist eine hohe Arbeitslosenquote von etwa 27 Prozent auf. Der sich rasant entwickelnde Tourismus zählt zu den wenigen wirtschaftlichen Hoffnungsträgern in der insgesamt vergleichsweise strukturschwachen Region. Gleichzeitig wird die Mündungsregion massiv durch die starke Eutrophierung belastet, die sowohl für den Naturschutz als auch für die touristische Entwicklung ein Problem darstellt.[15] Insgesamt führt die Nährstoffanreicherung der letzten Jahrzehnte auch heute noch zu den typischen Eutrophierungserscheinungen, wie erhöhtem Algenwachstum, die teilweise mit toxischen Algenblüten, Sauerstoffmangel und sogar Fischsterben einhergehen.[16]

[11] Vgl. Dorendorf 2007: S.9

[12] Der Einwohnerwert (EW) ist die Summe aus der Einwohnerzahl im Einzugsbereich einer Kläranlage und den Einwohnergleichwerten (EGW) der Industrieabwässer. Der EGW dient als Vergleichswert der Wasserinhaltsstoffe von gewerblichem und häuslichem Abwasser. Er entspricht der biologisch abbaubaren Belastung mit einem Sauerstoffbedarf in fünf Tagen (BSB_5) von 60 g Sauerstoff pro Tag (vgl. Höll 2002: S.872f.).

[13] Vgl. Internationaler Bewirtschaftungsplanentwurf FGE Oder 2008: S.47f.

[14] Quelle: Internationaler Bewirtschaftungsplanentwurf FGE Oder 2008: S.45

[15] Vgl. Dorendorf 2007: S.10f.

[16] Vgl. Bewirtschaftungsplanentwurf deutscher Teil FGE Oder 2008: S.111; Schernewski et al. 2008: S. 53 f.

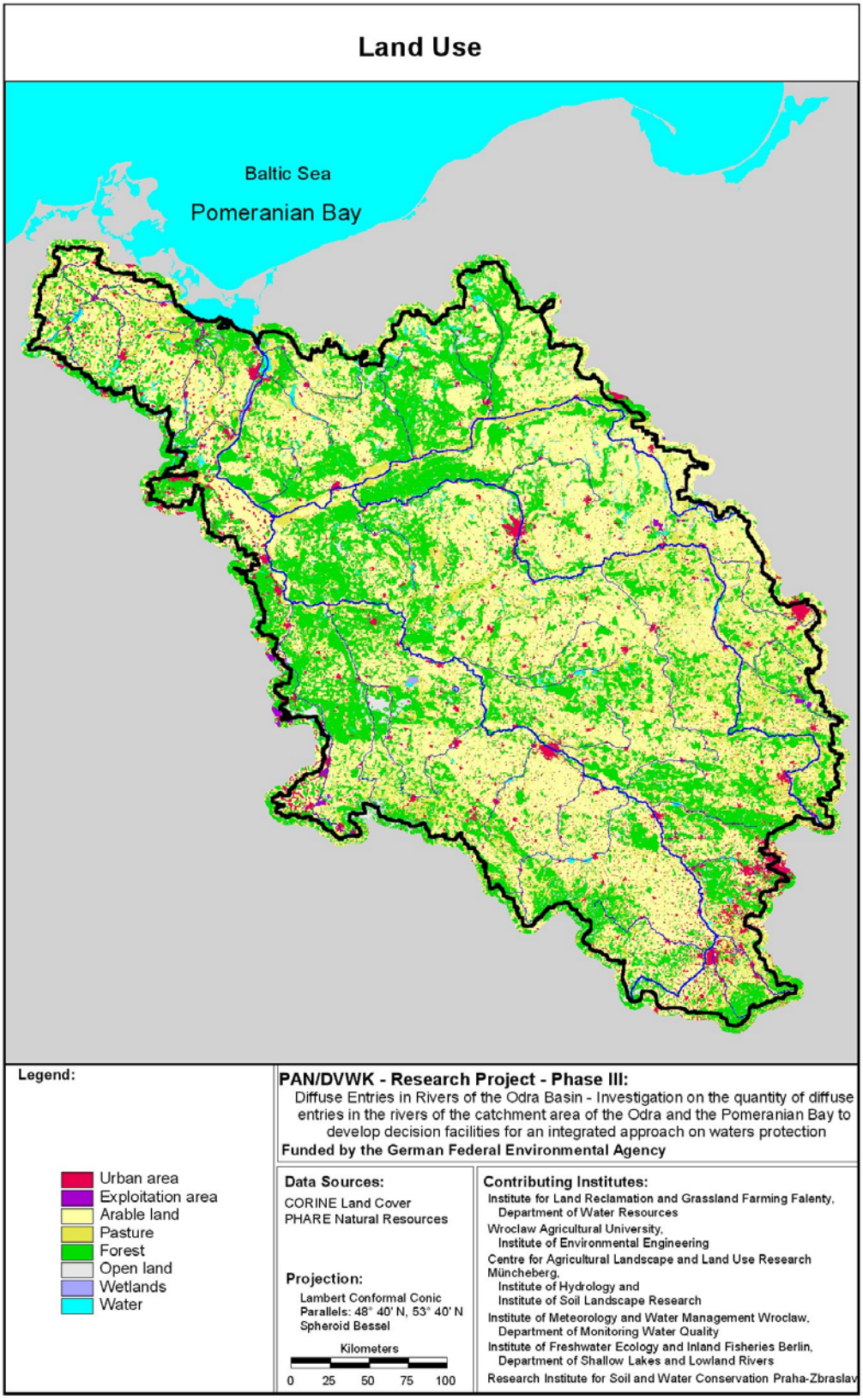


Abb. 2: Landnutzung im Einzugsgebiet der Oder[17]

[17] Quelle: Behrendt et al. 2001: S.23

2.2 Nährstoffe in der aquatischen Umwelt

2.2.1 Die Bedeutung von Nährstoffen in Oberflächengewässern

Unter Nährstoffen in der aquatischen Umwelt werden Substanzen verstanden, die Organismen zur Existenz benötigen und nicht eigenständig synthetisieren können. Daher müssen für den Aufbau von Biomasse Nährstoffe aus der Umgebung aufgenommen werden. Da die Produktion von Körpersubstanz am Anfang jeder Nahrungskette steht, sind alle Lebewesen eines Ökosystems auf die Verfügbarkeit von anorganischen Pflanzennährstoffen angewiesen. Stickstoff und Phosphor zählen zu den sogenannten Makronährelementen, da sie von den Pflanzen in vergleichsweise hohen Mengen benötigt werden. Ist eines der Nährelemente in nicht ausreichender Menge verfügbar, wird es zum limitierenden Faktor und hemmt die Primärproduktion. In Fließgewässern können insbesondere die Nährelemente Stickstoff und Phosphor, aber auch Silizium und einige Spurenelemente als wachstumshemmende Faktoren auftreten.[18]

Das Nährelement Stickstoff wird in Organismen für die Synthese von Aminosäuren und Nukleinsäuren benötigt. Durch den Austausch mit der Atmosphäre kann sich Stickstoff in relativ großen Konzentrationen im Wasser lösen. Da er jedoch überwiegend in elementarer Form als N_2 vorliegt, kann er nur von wenigen Spezialisten, wie Stickstoffbindenden Bakterien und Blaualgen, verwertet werden. Die übrigen Primärproduzenten können Stickstoff in seiner gelösten anorganischen Form in den Verbindungen Nitrat (NO_3^-), und Ammonium (NH_4^+) als Stickstoffquelle nutzen, die den Gewässern über Niederschläge oder über Auswaschung der angrenzenden Böden zugeführt werden. Während Nitrit (NO_2^-) auf viele Organismen toxisch wirkt, kann Ammonium von vielen Organismen direkt verwertet werden. Organische Stickstoffverbindungen, wie Harnstoff ($CO(NH_2)_2$), der als Ausscheidungsprodukt beispielsweise über Kläranlagen in die Gewässer gelangt, werden von Mikroorganismen zu gelöstem, anorganischem Stickstoff zersetzt. In Abhängigkeit des herrschenden Redoxpotentials können die verschiedenen Formen des anorganischen Stickstoffs ineinander umgewandelt werden. In aeroben Bereichen des Wasserkörpers findet Nitrifikation statt. Dabei wird Ammonium von Bakterien als Protonendonator zur CO_2-Reduktion genutzt und über Nitrit zu Nitrat oxidiert. Unter anaeroben Verhältnissen findet Denitrifikation statt, bei der Nitrat von Bakterien zur Oxidation organischen Materials genutzt wird und gasförmig als Lachgas (N_2O) und elementarer Stickstoff (N_2) teilweise in die Atmosphäre diffundiert.[19]

Das Nährelement Phosphor wird von Organismen als wesentlicher Bestandteil der DNA und als einer der Hauptträger der organischen Energieversorgung benötigt. In limnischen Systemen liegt Phosphor fast ausschließlich als Phosphat (PO_4^-) vor, das durch die Verwitterung phosphathaltiger Gesteine in gelöster anorganischer Form vorwiegend als Orthophosphat-Ion in die Gewässer gelangt. Da die Phosphate in der aquatischen Umwelt unmittelbar von Pflanzen und Bakterien aufgenommen werden oder an Tonpartikel, Humusstoffe oder Eisenhydroxid absorbieren, ist die Konzentration des gelösten anorganischen Phosphors in Gewässern stets gering. Daher liegen Phosphate vorwiegend in organischer Form gebunden in Organismen oder als partikuläres organisches Phosphat bestehend aus abgestorbenen Organismen und deren Zersetzungsprodukten vor. Gelangt das durch Zersetzungsprozesse entstehende, gelöste organische Phosphat bis zum Gewäs-

[18] Vgl. Bick 1993: S.8f.

[19] Vgl. Bick 1993: S.138f.

serboden, wird es von Mikroorganismen in anorganisches Phosphat umgewandelt. Dieses bildet mit dreiwertigen Eisen-Ionen unlösliche Verbindungen, die sich am Gewässergrund ablagern. Da die Eisen-Ionen in ihrer dreiwertigen Form nur in aeroben Bereichen vorliegen, ist dieser Vorgang an ein ausreichendes Sauerstoffvorkommen gebunden. Bei sauerstoffarmen Verhältnissen im Sediment lösen sich die Eisenphosphate und gelangen durch Bioturbation, d.h. das Aufwühlen von Sedimentschichten durch Bodenorganismen, zurück in die Wassersäule. Somit kann es vor allem bei Sauerstoffarmut durch die erhöhte Primärproduktion in den Sommermonaten zu einer erheblichen Freisetzung von Phosphat in Oberflächengewässern kommen. Dennoch ist Phosphor in der Regel der limitierende Faktor für die Primärproduktion in Oberflächengewässern. Obwohl in Meeren überwiegend Stickstoff limitierend auf die Biomasseproduktion wirkt, kann es im Bereich von Flussmündungen durch den ausreichenden Eintrag von Stickstoffverbindungen zu einer P-Limitierung kommen. Neben den Nährstoffen können sich aber auch abiotische Faktoren, wie Licht und Temperatur, limitierend auf das Pflanzenwachstum auswirken.[20]

Durch anthropogene Nährstoffeinträge aus Atmosphäre, Niederschlag, diffusen Oberflächen- und Grundwassereinträgen herrscht jedoch in vielen Oberflächengewässern statt einer Nährstofflimitierung ein Überangebot an Nährstoffen. Neben anorganischen Nährstoffen, die vorwiegend aus landwirtschaftlichen Düngemitteln stammen, gelangen organische und anorganische Verbindungen aus Kläranlagen in Flüsse und Seen, was die Eutrophierung vieler Oberflächengewässer zur Folge hat.

2.2.2 Die Eutrophierung von Oberflächengewässern

Die Trophie ist in der Limnologie ein Maß für die Intensität der Primärproduktion in Gewässern. Gewässer mit geringer Primärproduktion werden als oligotroph bezeichnet, höhere Intensitäten der Primärproduktion werden mit mesotroph, eutroph und schließlich hypertroph angegeben. Unter Eutrophierung versteht man die Steigerung der pflanzlichen Primärproduktion durch eine Zunahme der Nährstoffkonzentration oder eine erhöhte Nutzbarkeit der Nährstoffe. Ein Beispiel für natürliche Eutrophierung ist die Verlandung von Seen, bei der mehr organische Substanz gebildet wird als von den Organismen abgebaut werden kann. Im Allgemeinen wird unter Eutrophierung jedoch eine anthropogene Erhöhung des Nährstoffgehaltes eines Gewässers verstanden.[21] Für Fließgewässer ist die Zufuhr von Phosphat der primäre Auslöser für Eutrophierung, da es in den meisten Fällen den Minimumfaktor darstellt.[22] Typische Eintragspfade für Phosphat sind häusliche und industrielle Abwässer, die geklärt oder ungeklärt über Punktquellen in die Gewässer gelangen. Zu weiteren Phosphateinträgen kommt es durch die Erosion gedüngter Ackerflächen, durch Silo- und Viehwirtschaft sowie durch Niederschläge. Im Jahr 2007 lag der Anteil der diffusen Einträge aus der Landwirtschaft in Deutschland bei durchschnittlich 55 Prozent. Der Phosphateintrag aus kommunalen Kläranlagen machte 31 Prozent aus.[23] Da bspw. in zweistufigen, mechanisch-biologischen Kläranlagen nur etwa 30 Prozent der Phosphoranteile zurückgehalten werden, gelangen teilweise noch beträchtliche P-Mengen über den Kläranlagenauslauf in die Gewässer.[24]

[20] Vgl. ebd. S.140f.

[21] Vgl. Bick 1993: S.28

[22] Vgl. ebd. S.143

[23] Vgl. Barjenbruch 2007: S.12

[24] Vgl. Bick 1993: S.140

Die erhöhte Phosphatkonzentration führt bei gleichzeitigem Überschuss an weiteren elementaren Nährstoffen, wie Stickstoff, zu einer gesteigerten Produktion von Biomasse. Durch die Sedimentation der abgestorbenen Biomasse werden am Gewässergrund größere Mengen an organischer Substanz angereichert, deren mikrobieller Abbau zu einer übermäßigen Sauerstoffzehrung führt. Bei sehr geringen Sauerstoffkonzentrationen kommt es schließlich zu der bereits beschriebenen Phosphatfreisetzung aus dem Sediment, was verstärkend auf die Eutrophierungsprozesse des Gewässers wirkt.[25] Da Seen abgeschlossene Systeme darstellen, sind sie im Vergleich zu Fließgewässern in der Regel eutrophierungsgefährdeter. In Flüssen können die eingetragenen Nährstoffe aufgrund der kurzen Verweilzeiten des Wassers schneller abtransportiert werden. Die Nährstofffrachten in Fließgewässern steigen mit zunehmendem Abstand zur Quellregion aufgrund des größer werdenden Einzugsgebietes an, so dass die Eutrophierungsgefahr im Unterlauf und der Mündungsregion am höchsten ist.[26] Zudem treten Eutrophierungserscheinungen im Allgemeinen erst weit unterhalb der Nährstoffeinleitung auf, da die Eutrophierungsneigung eines Flusses stark von den Fließgeschwindigkeiten und den Lichtverhältnissen abhängig ist. So kann eine ausreichende Beschattung das Algenwachstum und somit die Eutrophierung genauso wirksam eindämmen wie ein erhöhter Sauerstoffeintrag durch entsprechende Verwirbellungen im Oberlauf des Flusses. Die Eutrophierungsgefahr steigt besonders in langsam fließenden Flussabschnitten, wie in Stauseen, Altarmen oder Ästuaren. Gelangen die Nährstoffe über die Fließgewässer in die Meere, so sind auch die angrenzenden Küstenregionen von Eutrophierungserscheinungen betroffen. Vor allem für die flachen Regionen der Schelfmeere, wie Nord- und Ostsee, stellt die Eutrophierung ein großes Problem dar. So beeinträchtigt die Bildung von teilweise toxischen Algenteppichen in den Sommermonaten das Ökosystem und den Tourismus.[27]

2.2.3 Die Nährstoffbelastung der Oder

Obwohl die Gewässerbelastung der Oder durch umfangreiche Investitionen in den Ausbau und Neubau von Kläranlagen in den vergangenen Jahren erheblich reduziert werden konnte, geht laut Entwurf des Internationalen Bewirtschaftungsplans der Oder (2008) auch heute noch eine signifikante Belastung von den rund 598 Mio. m^3 Abwasser aus, die jährlich aus kommunalen Kläranlagen in die Oberflächengewässer der Oderregion emittiert werden. Dabei sind die emittierten Nährstoffe Stickstoff und Phosphor von besonderer Relevanz für die Eutrophierungserscheinungen, die insbesondere in den Sommermonaten in Teilen des Stettiner Haffs auftreten. Neben den punktuellen Eintragsquellen von Nährstoffen aus Kläranlagen, zählt der diffuse Eintrag von Düngemitteln aus der Landwirtschaft zu den Haupteintragsquellen von anorganischen Nährstoffen.[28] Während die Phosphoreinträge durch Erosion vorrangig in Gebieten mit intensiver landwirtschaftlicher Nutzung in die Oder gelangen, erfolgt der diffuse Stickstoffeintrag vornehmlich über das Grundwasser und Dränagen.[29]

[25] Vgl. ebd. S.139 f.

[26] Vgl. Bick 1993: S.160

[27] Vgl. Dorendorf 2007: S.5

[28] Vgl. ebd. S.8 f.

[29] Vgl. Internationaler Bewirtschaftungsplanentwurf FGE Oder 2008: S.132

Die jährlichen Nährstofffrachten, die aus den kommunalen Kläranlagen mit Anschlussgrößen von über 10.000 Einwohnerwerten in die Oberflächengewässer des Einzugsgebietes der Oder emittiert werden, betragen für *Gesamtstickstoff*[30] rund 1.961 Tonnen und für *Gesamtphosphor*[31] etwa 124 Tonnen, wobei die Eintragsfrachten aus dem Einzugsgebiet der Warthe nicht berücksichtigt sind.[32] Aufgrund der fehlenden Angaben aus dem Einzugsgebiet der Warthe kann davon ausgegangen werden, dass die Gesamtnährstofffrachten noch deutlich über den genannten Werten liegen. Nach Behrendt et al. (2001) lagen die jährlichen Gesamtemissionen von Stickstoff im Einzugsgebiet der Oder im Zeitraum von 1993 bis 1997 bei 124 260 Tonnen. Die Hauptquellen der Stickstoffeinträge waren mit einem Anteil von 36,4 Prozent Punktquellen, gefolgt von 27,1 Prozent aus dem Grundwasser sowie 26 Prozent durch Oberflächenabfluss. Die Anteile der einzelnen Länder an der Stickstoffemission beliefen sich für Polen auf 85 Prozent, für Tschechien auf 11,3 Prozent und für Deutschland auf 3,7 Prozent. Im selben Zeitraum wurde für die jährlichen Gesamtemissionen von Phosphor ein Wert von 12 840 Tonnen ermittelt. Bei den Eintragsquellen für Phosphor dominierten die Punktquellen, die einen Anteil von 62,1 Prozent an der Gesamtemission ausmachten. Die Anteile der Erosion lagen bei 11,8 Prozent und der Eintrag aus dem Grundwasser bei 9,1 Prozent. Atmosphärischer Niederschlag und Oberflächenabfluss machten hingegen nur 5 Prozent an den Phosphoremissionen aus. Auch für Phosphor war der polnische Anteil an der Gesamtemission mit 89,4 Prozent mit Abstand am größten (Behrendt et al. 2001: S.2).

Die Belastung der Oder durch Nährstoffemissionen ist regional beträchtlich. So wurde bei Probenahmen im Zeitraum von 1997 bis 2000 vor allem eine hohe Phosphatbelastung der Oder festgestellt. Dabei wurden im Oberlauf im Allgemeinen höhere Konzentrationen als im Mittel- und Unterlauf festgestellt, was insbesondere auf die intensivere landwirtschaftliche Nutzung der Region zurückgeführt wurde. Die Nährstoffgehalte waren im Mai und Juni in der Regel niedriger als im November, was mit der unterschiedlichen biologischen Aktivität sowie mit dem unterschiedlichen erosionsbedingten Nährstoffeintrag begründet wird (Knöchel et al. 2002: S.32).

Auch im Entwurf des internationalen Bewirtschaftungsplans der Oder (2008) wird die Gewässerqualität einer Bewertung unterzogen. Demnach wird der ökologische Zustand der Fließgewässer im tschechischen Teil des Odereinzugsgebietes bei etwa der Hälfte der *Wasserkörper*[33] als „gut“ bewertet.[34] Die andere Hälfte wurde der Kategorie „mäßig“ zugeteilt, wobei die Parameter Gesamtphosphor sowie die organische Belastung maßgeblich zu der ungünstigen Bewertung beitrugen. Die Mehrzahl der Fließgewässer im deutschen Odereinzugsgebiet ist in einem unbefriedigenden oder sogar in einem schlechten Zustand, wofür die Nährstoffbelastungen aus diffusen Quellen und Punktquellen neben weiteren Faktoren hauptverantwortlich sind. Auch der ökologische Zustand des Stettiner Haffs ist demnach aufgrund der sehr hohen Phytoplanktonkonzentration unbe-

[30] Gesamtstickstoff ist die Summe aus Kjeldahl-Stickstoff (organischer Stickstoff + NH_3) Nitrat-Stickstoff und Nitrit-Stickstoff.

[31] Als Gesamtphosphor wird die Summe aus gelöstem Phosphor (ortho- und Polyphosphate) und partikulärem Phosphor verstanden (vgl. Höll 2002: S.412).

[32] Vgl. Internationaler Bewirtschaftungsplanentwurf FGE Oder 2008: S.18

[33] Ein Wasserkörper im Sinne der EU-WRRL bildet die kleinste Bewirtschaftungseinheit im Oberflächengewässer. Ein Wasserkörper ist ein einheitlicher und bedeutender Abschnitt eines Oberflächengewässers, z.B. ein See, ein Speicherbecken oder ein sonstiges Fließgewässer (vgl. Bewirtschaftungsplanentwurf deutscher Teil FGE Oder 2008: S.25).

[34] Nach EU-WRRL erfolgt die Bewertung des ökologischen Zustandes von Oberflächengewässern in den fünf Klassen „sehr gut“, „gut“, „mäßig", „unbefriedigend" und „schlecht", wobei das Ziel für alle natürlichen Wasserkörper mindestens der „gute“ Zustand ist (vgl. Internationaler Bewirtschaftungsplanentwurf FGE Oder 2008: S.27).

friedigend. Ursachen hierfür sind die hohen Nährstoffeinträge aus der Oder und eine starke Verschlickung des Gewässergrundes.[35] Der ökologische Zustand der Fließgewässer im polnischen Odereinzugsgebiet wurde im Entwurf des internationalen Bewirtschaftungsplans der Oder hingegen nicht bewertet. Aufgrund der intensiven landwirtschaftlichen Nutzung und der hohen Anzahl an Kläranlagen im polnischen Teil des Einzugsgebietes kann aber davon ausgegangen werden, dass auch hier eine erhebliche Nährstoffbelastung aus diffusen Quellen und Punktquellen vorliegt.

[35] Vgl. Internationaler Bewirtschaftungsplanentwurf FGE Oder 2008: S.27 f.

2.3 Technische Möglichkeiten der weitergehenden Nährstoffelimination in Kläranlagen

Im Fokus dieser Arbeit steht die Eliminationsleistung von kommunalen Kläranlagen mit Anschlussgrößen von über 2000 Einwohnerwerten hinsichtlich der Parameter Gesamtphosphor und -stickstoff. Daher werden im Folgenden die technischen Möglichkeiten einer weitergehenden Nährstoffelimination beschrieben, die für den großtechnischen Betrieb zur Verfügung stehen. Unter dem Begriff der *weitergehenden Nährstoffelimination* wird dabei die Durchführung von Maßnahmen verstanden, die über die Anforderungen der EU-Abwasserrichtlinie hinsichtlich der einzelnen Größenklassen hinausgeht.[36] Dabei werden ausschließlich Verfahren betrachtet, die technisch weit entwickelt sind und für die bereits allgemeine Daten zu Wirkungsgraden sowie Methoden zur Kostenberechnung vorliegen, so dass im weiteren Verlauf der Arbeit den einzelnen Reinigungsleistungen die entsprechenden Kosten der jeweiligen Technik zugewiesen werden können. Da sich die Kosten für die betriebliche Optimierung von Kanalnetz und Kläranlagen nur schwer auf allgemeingültiger Basis bestimmen lassen, sind diese bei der folgenden Darstellung von Möglichkeiten zur weitergehenden Nährstoffelimination ausgenommen.

Die Leistungsfähigkeit der betrachteten Verfahren variiert in einem weiten Bereich.[37] Um für die weiteren Berechnungen dennoch den Kosten für die verwendeten Eliminationsverfahren bestimmte Reduktionsmengen an Stickstoff und Phosphor zuordnen zu können, werden für die einzelnen Verfahren bestimmte Reinigungsleistungen angenommen, die auf Angaben aus der einschlägigen Fachliteratur beruhen. Zunächst werden die Verfahren der weitergehenden Stickstoffelimination in Kläranlagen vorgestellt.

Eine effektive Methode zur Reduktion der Stickstofffrachten in der kommunalen Abwasserreinigung ist das biologische Belebungsverfahren, bei dem das Abwasser in sogenannten Belebungsbecken mit Klärschlamm gemischt wird und die biologischen Prozesse der Nitrifikation und Denitrifikation durchläuft. Dabei wird der reduzierte Stickstoff des Rohabwassers unter aeroben Bedingungen zunächst zu Nitrit bzw. Nitrat oxidiert (Nitrifikation), um anschließend anaerob zu gasförmigem, elementarem Stickstoff reduziert zu werden (Denitrifikation).[38] Da die biologischen Prozesse zum Stickstoffabbau entweder gut oder gar nicht funktionieren, kann der Wirkungsgrad der biologischen Reinigungsstufe kaum optimiert werden. Eine effektive Variante der weitergehenden Minimierung von Stickstoffkonzentration durch das bestehende biologische Belebungsverfahren ist jedoch durch die räumliche Erweiterung der Belebungsbecken möglich.[39] Nach Bäumer (1998) ist durch die Erweiterung eine Reduktionsleistung um weitere 12 mg/l gegenüber einer Normalauslegung der Belebungsbecken möglich. Als erreichbarer Zielwert für den Einsatz dieses Verfahrens kann eine Ablaufkonzentration von 10 mg/l Gesamtstickstoff angenommen werden.

Für die Gewährleistung von Ablaufwerten von unter 10 mg/l Gesamtstickstoff ist die bauliche Anpassung der Belebungsbecken nicht ausreichend, stattdessen müssen der Reinigungsstufe zu-

[36] Vgl. Abschnitt 2.5

[37] Vgl. Lecher et al. 2001: S.967

[38] Vgl. ebd. S. 956 f., S. 964 f.

[39] Vgl. Bäumer 1998: S.14

sätzliche Verfahren nachgeschaltet werden.[40] Ein bewährtes Verfahren zur weitergehenden Stickstoffelimination in Kläranlagen ist die Restdenitrifikation im nachgeschalteten Biofilter. Dabei erfolgt eine Kombination aus Filtration und biologischem Abbau in einem Biofilmreaktor mit einem Festbett aus feinkörnigem Trägermaterial. Aufgrund von Substratmangel im vorgereinigten Abwasser ist dabei die Zugabe von externen, leicht abbaubaren Kohlenstoffquellen, wie Methanol, für den Prozess der Denitrifikation erforderlich.[41] Durch den Einsatz der Biofiltration mit nachgeschalteter Denitrifikation lässt sich eine Reduktionsleistung um weitere 5 mg/l und eine mittlere Ablaufkonzentration von 6 mg/l erbringen.[42] Die Eliminationsleistungen der betrachteten Verfahren zur Stickstoffreduktion in Kläranlagen sind in Tab. 2 zusammengefasst.

Tab. 2: Eliminationsleistungen für die Stickstoffreduktion in Kläranlagen
Erläuterung: ΔN_{ges} steht für die maximal erreichbare Veränderung des Ablaufwertes und $N_{ges\ min.}$ steht für die erreichbaren mittleren Ablaufkonzentrationen.

Klärtechnik	ΔN_{ges} [mg/l]	$N_{ges\ min.}$ [mg/l]	Quelle
Erweitertes Belebungsbecken	- 12	10	Bäumer (1998)
Biofiltration mit nachgeschalteter Restdenitrifikation	- 5	6	ATV (1998), Barjenbruch (2007)

Ein Standardverfahren zur Elimination von Phosphor aus dem Abwasser ist die Simultanfällung. Bei dem chemischen Fällungsverfahren ist die Zugabe eines Fällmittels – zumeist Eisensulfat, Eisenchlorid oder ein Aluminiumsalz – notwendig, was innerhalb der biologischen Stufe vorgenommen wird. Die Fällungsreaktion erfolgt hierbei simultan mit den biologischen Reinigungsprozessen im Belebungsbecken. Die ausgefällten Metallphosphate werden im Nachklärbecken gemeinsam mit dem Belebtschlamm aus dem Abwasser abgeschieden und entfernt.[43] Die Eliminationsleistung der Simultanfällung lässt sich durch einen entsprechend hohen Einsatz des Fällungsmittels nahezu beliebig erhöhen.[44]

Während durch die Simultanfällung Ablaufkonzentrationen von 0,8 mg/l einhaltbar sind, können sehr niedrige Ablaufwerte im Bereich unter 0,5 mg/l Gesamtphosphor betriebsstabil nur in nachgeschalteten Reinigungsstufen erreicht werden. Dabei ist die Flockungsfiltration, mit deutschlandweit etwa 180 Anlagen, das Verfahren mit der häufigsten Anwendung.

Bei der Flockungsfiltration erfolgt die Abtrennung der zuvor mit einem Fällmittel ausgefällten Flocken in einem nachgeschalteten Abwasserraumfilter, wobei die Flockenbildung durch die auftretenden Mischvorgänge bei der Durchströmung des Filterbettes gefördert wird. Bei einer zu hohen Phosphatkonzentration im Abwasser wird eine häufige Spülung des Filters notwendig, wodurch das Verfahren unwirtschaftlich wird. Daher ist für einen wirtschaftlichen Betrieb der Flockungsfiltration der vorherige Einsatz der Simultanfällung notwendig.[45] Barjenbruch (2007) wertete die Leis-

[40] Vgl. ebd. S.11

[41] Vgl. Barjenbruch 2007: S.8

[42] Vgl. ATV 1998: S. S.1335 f.; Barjenbruch 2007: S.11 f.

[43] Vgl. Lecher et al. 2001: S.964

[44] Vgl. ebd. S.937

[45] Vgl. ebd. S.964

tungsdaten von 60 Filteranlagen aus. Dabei wurden hohe Wirkungsgrade bei mittleren Ablaufwerten von 0,3 mg/l ermittelt. Nach ATV-Fachausschuss kann im Hinblick auf die Reduktion der Ablaufwerte durch den Einsatz der Flockungsfiltration von einer Reinigungsleitung um 0,6 mg/l Gesamtstickstoff ausgegangen werden (vgl. Tab. 3).[46]

Noch höhere Anforderungen an die Ablaufkonzentration für Phosphor im µg/l-Bereich sind nur durch den Einsatz des Membranverfahrens zu erreichen. Allerdings sind in Deutschland bislang nur wenige solcher Anlagen großtechnisch in Betrieb.[47] Dennoch hat sich das Membranverfahren in den letzen Jahren auch in größeren Anlagen immer mehr zu einer konkurrenzfähigen Abwasserreinigungstechnologie entwickelt. Durch die Entwicklung *getauchter Ultrafiltrationsmenbranen* konnte die Wirtschaftlichkeit der Membrantechnik gegenüber der klassischen *Cross-Flow-Membranen* zudem deutlich verbessert werden, womit die Membrantechnik seit einigen Jahren auch für die Behandlung großer Wassermengen in der kommunalen Abwasserreinigung wirtschaftlich einsetzbar ist.[48] Das Prinzip der Membranfiltration beruht auf einer hydrostatischen Druckdifferenz zwischen den beiden Seiten einer mikroporösen Membran, die mit Porenweiten von etwa 0,2 µm eine physikalische Barriere zwischen dem Rohabwasser und dem Filtrat darstellt. Beim Durchtritt des Abwassers durch die Membran werden die im Abwasser enthaltenen partikulären Substanzen zurückgehalten. Die Membrantechnik kann grundsätzlich an verschiedenen Stellen einer Kläranlage eingesetzt werden. Für die weiteren Betrachtungen wird von einer nachgeschalteten Mikrofiltration ausgegangen, da sich diese Variante zum Zwecke einer weitergehenden Phosphorelimination bewährt hat. Dabei erfolgt die Zugabe von Fällmitteln im Ablauf der Nachklärung mit einer anschließenden Phosphatentfernung im Membranfilter.[49] Grundsätzlich kann die Phosphorkonzentration im Ablauf von Kläranlagen durch den Einsatz der Mikrofiltration und einer entsprechenden Fällmitteldosierung so weit gesenkt werden, dass das gereinigte Abwasser mit Werten von etwa 0,05 mg/l praktisch nicht mehr zur Gewässereutrophierung beiträgt.[50] Zudem kann die Reinigungsleistung mit dem Einsatz der Membrantechnik gegenüber der Simultanfällung und der Flockungsfiltration um weitere 0,25 mg/l erhöht werden.[51] In Tab. 3 sind die Eliminationsleistungen der betrachteten Verfahren zur Phosphorreduktion in kommunalen Kläranlagen zusammengefasst.

Tab. 3: Eliminationsleistungen für die Phosphorelimination in Kläranlagen
Erläuterung: ΔP_{ges} steht für die maximal erreichbare Veränderung des Ablaufwertes und $P_{ges\ min.}$ steht für die erreichbaren mittleren Ablaufkonzentrationen.

Klärtechnik	ΔP_{ges} [mg/l]	$P_{ges\ min.}$ [mg/l]	Quelle
Simultanfällung	-	0,8	ATV-Fachausschuss (1998), Bäumer (1998)
Flockungsfiltration	- 0,6	0,3	ATV-Fachausschuss (1998), Barjenbruch (2007)
Membranfiltration	- 0,25	0,05	Barjenbruch (2007)

[46] Vgl. ATV 1998: S.1335 f.

[47] Vgl. Barjenbruch 2007: S.13; Gnirss 2008: S.15

[48] Vgl. Günthert et al. 2009: S. 204 f.

[49] Vgl. Günthert et al. 2009: S.209 f.

[50] Vgl. Barjenbruch 2007: S.13

[51] Vgl. Gnirss 2008: S.12

2.4 Ökonomische Grundlagen

2.4.1 Bewertungsmethoden von Gewässerschutzmaßnahmen

Als ökonomische Bewertungsmethode von Gewässerschutzmaßnahmen in Deutschland wird in der Praxis vorwiegend die *dynamische Kostenvergleichsrechnung (KVR)* der Länderarbeitsgemeinschaft Wasser (LAWA) verwendet.[52] Dabei werden die Vor- und Nachteile von Maßnahmen untersucht und vergleichend bewertet, so dass den Entscheidungsträgern die Grundlage für eine rationale Entscheidung gegeben wird. Darüber hinaus werden zur Bewertung wasserwirtschaftlicher Maßnahmen im wissenschaftlichen Bereich auch die vergleichsweise aufwendigen *Kosten-Nutzen-Untersuchungen*, wie die *Kosten-Nutzenanalyse* oder die *Kosten-Wirksamkeitsanalyse* eingesetzt, deren wichtigste Elemente im Folgenden kurz dargestellt und hinsichtlich ihrer Anwendbarkeit für die gegebene Fragestellung untersucht werden.

Die *Kosten-Nutzenanalyse* ist ein wirtschaftswissenschaftliches Bewertungsverfahren, dem der Ansatz zu Grunde liegt, dass die bewerteten Maßnahmen nur dann realisiert werden sollten, wenn die damit verbundenen Nutzen die anfallenden Kosten übersteigen. Sofern bei einem gegebenen Budget zwischen mehreren Maßnahmen zu wählen ist, sollten die Maßnahmen durchgeführt werden, bei denen die Summe der Nutzen maximiert wird. Die Anwendung von Kosten-Nutzenanalysen setzt jedoch voraus, dass die verschiedenen Dimensionen der Nutzen, d.h. die Umweltentlastungen, die mit der Umsetzung einer Maßnahme einhergehen, auf eine Dimension reduziert werden: auf Geldbeträge. Grundlage der Bewertung sind tatsächliche oder angenommene Preise von Umweltleistungen, wie etwa der Gewässerreinigung. Die Monetarisierung des Nutzens ist in der Praxis jedoch mit erheblichen Problemen behaftet, da oftmals auch immaterielle Größen, wie beispielsweise psychosoziale Folgen von Umweltzerstörungen in Geldeinheiten ausgedrückt werden müssen. Daraus resultiert, dass bei den Ergebnissen von Kosten-Nutzenanalysen im Bereich des Gewässerschutzes mit großen Unsicherheiten zu rechnen ist. Zudem stellen Kosten-Nutzenanalysen vergleichsweise hohe Anforderungen an die Verfügbarkeit und die Qualität der Datengrundlage, die für die Bewertung der Nutzen einzelner Maßnahmen im Bereich des Gewässerschutzes verwendet wird. Aufgrund der hohen Anforderungen und des hohen Aufwands bei der Durchführung von Kosten-Nutzenanalysen bildet dieser Analyseansatz die absolute Ausnahme bei der Beurteilung von Umweltmaßnahmen.[53]

Hingegen ist die *Kosten-Wirksamkeitsanalyse* methodisch deutlich einfacher zu handhaben und lässt sich mit wesentlich geringerem Aufwand durchführen, da die Bewertung von Maßnahmeneffekten nicht über deren Monetarisierung erfolgen muss. Das Bewertungsverfahren ist insbesondere in den Ingenieurwissenschaften verbreitetet und dient zur Auswahl von Maßnahmen, mit denen ein vorgegebenes Umweltziel möglichst kosteneffizient erreicht werden kann. Anders ausgedrückt ermöglicht es die Kosten-Wirksamkeitsanalyse, dass mit einem vorgegebenen Budget die maximale Verbesserung eines Umweltziels erreicht wird oder alternativ, dass das gegebene Umweltziel mit minimalem Mitteleinsatz realisiert wird. Somit setzen Kosten-Wirksamkeitsanalysen die Festsetzung von exogenen Umweltzielen voraus. Die Festlegung solcher Zielvorgaben kann sich aus öko-

[52] Länderarbeitsgemeinschaft Wasser (LAWA) (2005): *Leitlinien zur Durchführung dynamischer Kostenvergleichsrechnungen*

[53] Vgl. Hecht, Karl 2000: S.10 f.

logischen Notwendigkeiten ableiten, aus denen nationale Gesetzgebungen oder internationale Abkommen entwickelt werden. Ein Beispiel einer Zielvorgabe wäre die Festsetzung von Emissionsgrenzwerten für kommunale Kläranlagen zum Schutz von Gewässern vor Verunreinigung. In diesem Fall lassen sich anhand von Kosten-Wirksamkeitsanalysen diejenigen Ausbaumaßnahmen von Kläranlagen identifizieren, mit denen die geforderten Grenzwerte zu minimalen Kosten eingehalten werden. Dabei werden die Kosten für die Durchführung von Gewässerschutzmaßnahmen in Beziehung zu der erreichbaren Umweltentlastung gesetzt. Durch die Verwendung von physikalischen Bezugsgrößen vermeidet die Kosten-Wirksamkeitsanalyse die mit einer Monetarisierung von Maßnahmeneffekten verbundenen Probleme.[54]

Diese Vorgehensweise bietet sich auch für die Bearbeitung der Fragestellung der vorliegenden Arbeit an. Denn im Falle von vermiedenen Nährstoffeinträgen in Gewässer können die erzielten physikalischen Effekte als Mengenangaben der erreichten Nährstoffreduktion dargestellt werden. Somit ergibt sich die Kosten-Wirksamkeitsrelation in Euro pro Kilogramm reduzierter Stickstoff oder Phosphor. Auch wenn ein immissionsorientiertes Umweltziel vorgegeben wird, kann mit Hilfe der Kosten-Wirksamkeitsanalyse die kosteneffizienteste Maßnahmenkombination ermittelt werden. Das in der EU-WRRL formulierte Umweltziel „Herstellung eines guten ökologischen Zustands von Gewässern“ ließe sich somit durch einen minimalen Mitteleinsatz erreichen. Aus der Normierung von Kosten-Wirksamkeitsrelationen in Euro pro Kilogramm reduzierter Stickstoff oder Phosphor ergibt sich in diesem Fall zudem eine unmittelbare Vergleichbarkeit von Maßnahmen aus unterschiedlichen Wirkungsbereichen, sofern diese zur Erreichung desselben Umweltziels dienen. Maßnahmen zur Ertüchtigung von Kläranlagen können beispielsweise unmittelbar mit Maßnahmen in der Landwirtschaft in Beziehung gesetzt werden, da in beiden Fällen die Reduktion von Nährstoffeinträgen zur Herstellung eines guten ökologischen Zustands von Gewässern angestrebt wird. Zuvor ist allerdings mit Hilfe von Nährstoffbilanzmodellen[55] zu ermitteln, wie hoch die Gesamtmenge an reduzierten Nährstofffrachten ausfallen muss, um das angestrebte Umweltziel zu gewährleisten. Als Ergebnis der Kosten-Wirksamkeitsanalyse können abschließend die verschiedenen Maßnahmen in einem Nutzwert-Kostendiagramm zusammengeführt werden.

2.4.2 Kostenbegriff und Kostenbestimmung

Da bei der dargestellten Bewertung von gewässerschützenden Maßnahmen den Kosten eine zentrale Bedeutung zukommt, werden im Folgenden die Probleme und Unsicherheiten erläutert, die häufig mit der Abschätzung, Abgrenzung und Zuordnung von Kosten einhergehen. Bei Kosten-Nutzenuntersuchungen handelt es sich stets um eine vergleichende Analyse von Handlungsalternativen, die in der Regel in Form von Szenarien dargestellt und bewertet werden. Somit werden die verschiedenen Maßnahmen im Hinblick auf ihre zukünftige Durchführung und den damit verbundenen Auswirkungen auf den Gewässerschutz beurteilt. Die Abschätzung und Beurteilung zukünftiger Entwicklungen auf der Grundlage von Szenarien ist jedoch stets mit Unsicherheiten behaftet. Für die Kostenebene liegt die Schwierigkeit vor allem in der Abschätzung der künftigen Konjunktur- und Preisentwicklungen sowie des verfahrenstechnischen Fortschritts.[56] Allgemein ist bei der Kos-

[54] Vgl. Böhm et al. 2002: S.19 f.

[55] Als Beispiel kann das am Leibniz-Institut für Gewässerökologie und Binnenfischerei (IGB) entwickelte Modell MONERIS genannt werden, das sich als szenariofähiges Modell zur Nährstoffbilanzierung in Flusseinzugsgebieten für die Identifikation von Bewirtschaftungsoptionen etabliert hat.

[56] Vgl. Böhm et al. 2002: S.24 f.

tenermittlung zwischen den einmalig anfallenden Investitionskosten und den fortlaufend aufzubringenden Betriebskosten zu unterschieden. Dabei sind die folgenden Kostenarten zu berücksichtigen: Investitionskosten (Planungs-, Informations- und Anschaffungskosten, Kosten für den Grunderwerb etc.), Betriebskosten (Arbeits-, Wartungs-, Material- und Messkosten etc.) sowie Reinvestitionskosten.

Da die Kosten für Ausbaumaßnahmen in Kläranlagen meist in verschiedenen Zeiträumen anfallen, muss für die Kostenvergleichbarkeit eine Diskontierung erfolgen. Im Bereich der Wasserwirtschaft sind dazu vor allem zwei Ansätze der Kostenvergleichsrechnung gebräuchlich: die *Projektkostenbarwert-* und die *Jahreskostenmethode*. Mit dem Projektkostenbarwert werden die Betriebs- und Investitionskosten der gesamten Projektlaufzeit auf die Gegenwart bezogen. Die in der Zukunft anfallenden Kosten werden mit einem einheitlichen Zinssatz abdiskontiert. Hingegen werden beim Jahreskostenansatz die anfallenden Gesamtkosten mit Hilfe der Annuitätenmethode gleichmäßig auf die einzelnen Jahre der Projektlaufzeit verteilt. Dabei sind statt der Anfangsinvestitionen die jährlichen Abschreibungssätze zu berücksichtigen. Die Jahreskostenmethode ermöglicht eine übersichtliche und verständliche Darstellung der Kosten als Rechengröße, die den unmittelbaren Vergleich zwischen Alternativen zulässt. Was dieser Ansatz hingegen nicht leistet, ist die Angabe der tatsächlichen, im Zeitablauf anfallenden Kosten. Um die direkte Vergleichbarkeit der Kosten zu gewährleisten, müssen in beiden Berechnungsverfahren Annahmen getroffen werden, die innerhalb des jeweiligen Kostenvergleichs einheitlich zu wählen sind. Diese umfassen den verwendeten Zinssatz[57], den Abschreibungszeitraum sowie die künftigen Preisentwicklungen.[58]

Um auch zwischen verschiedenen Bearbeitungsgebieten Kostenvergleiche zu ermöglichen, sind nach Möglichkeit international abgestimmte Berechnungsmethoden zu verwenden. Darüber hinaus sollte im Rahmen einer Sensitivitätsanalyse abschließend untersucht werden, wie stark sich die berechneten Kosten durch die geringfügige Veränderung einer Variablen, wie etwa des Zinssatzes, verändern. Sofern das Ergebnis dadurch starken Veränderungen unterworfen ist, muss davon ausgegangen werden, dass die Aussagekraft der Untersuchung begrenzt ist.[59]

Wenn die Umsetzung einer Maßnahme zur Erfüllung mehrerer Ziele dient, ist die eindeutige Zuweisung der mit der Maßnahme verbundenen Kosten nicht möglich. Beispielweise wird durch den Bau einer Belebungsstufe in kommunalen Kläranlagen neben Stickstoff auch Phosphor aus dem Abwasser eliminiert, so dass die Kosten der Maßnahme nicht eindeutig einem der beiden reduzierten Nährstoffe zuzuordnen sind. Für dieses Problem existieren in der Betriebswirtschaftslehre jedoch keine standardisierten Methoden, so dass die Kosten in der Regel zu einhundert Prozent der jeweilig betrachteten Maßnahmenwirkung zugewiesen werden.[60]

Aufgrund der Vielzahl möglicher technischer Maßnahmen im Gewässerschutz, muss bei der Kostenabschätzung auf vereinfachende Annahmen sowie auf Durchschnittswerte zurückgegriffen werden. Eine zusätzliche Schwierigkeit bei der Kostenabschätzung im Rahmen von Szenarien ergibt sich aus den Unsicherheiten im Hinblick auf den zu erwartenden technischen Fortschritt. Da solche

[57] Der für abwasserwirtschaftliche Vorhaben übliche Zinssatz liegt bei 3% (Vgl. Sander 2003: S.189)

[58] Vgl. Interwies et al. 2004: S.53 f.

[59] Vgl. Sander 2003: S.192

[60] Vgl. Böhm et al. 2002: S.25 f.

Entwicklungen im Allgemeinen schlecht abzuschätzen sind, beruhen die Kostenangaben oftmals auf der Basis heutiger technischer Standards. Insbesondere bei vergleichsweise jungen Umwelttechnologien ist jedoch davon auszugehen, dass sich im Zuge der Umstellung von einer Einzel- hin zu einer Massenanfertigung teilweise erhebliche Kostendegressionseffekte einstellen. Werden solche Entwicklungen nicht in die Kostenabschätzung miteinbezogen, besteht die Gefahr, dass die Kosten künftiger Gewässerschutzmaßnahmen insgesamt zu hoch eingeschätzt werden. Ein weiteres wesentliches Kriterium bei der Kostenbestimmung von Gewässerschutzmaßnahmen ist die Qualität der verfügbaren Daten. So können Verzerrungen der verwendeten Datengrundlage ggf. dazu führen, dass die Kosten für die Durchführung der Maßnahmen über- oder unterschätz werden. Daher sollte bei der Ergebnisbewertung solcher Kostenberechnungen stets auf die Mängel der verwendeten Daten sowie die möglicherweise daraus resultierenden Kostenabweichungen hingewiesen werden.[61]

2.4.3 Kostenträgerschaft für Gewässerschutzmaßnahmen in grenzüberschreitenden Flussgebieten

Wenn mit Hilfe der beschriebenen Methode kostenwirksame Maßnahmen im Gewässerschutz identifiziert worden sind, schließt sich die Frage an, wer die mit der Maßnahmenumsetzung verbundenen Kosten zu tragen hat. Grundsätzlich ist zu klären, ob es eine öffentliche oder eine individuelle Kostenträgerschaft geben wird. Da die individuelle Kostenträgerschaft mit erhöhten Abwassergebühren einhergeht, ist in diesem Fall mit einer geringen Akzeptanz der Maßnahmen in der Bevölkerung zu rechnen. Bei einer öffentlichen Kostenträgerschaft kann ggf. eine Teilfinanzierung über Fördermittel der Europäischen Union erfolgen.[62]

Wenn die Kosten von staatlicher Seite getragen werden und die geplanten Gewässerschutzmaßnahmen in grenzüberschreitenden Flussgebieten durchgeführt werden, ergibt sich jedoch aus der Entscheidung über die Kostenträgerschaft oftmals ein Konfliktpotential zwischen den beteiligten Anliegerstaaten. Denn grundsätzlich muss davon ausgegangen werden, dass das Investitionsbudget, das für gewässerrelevante Maßnahmen in den beteiligten Staaten zur Verfügung steht, begrenzt ist. Bei einer angestrebten Kostenwirksamkeit wird verlangt, dass die vorhandenen finanziellen Mittel so eingesetzt werden, dass mit einem möglichst geringen Mitteleinsatz ein möglichst großer Beitrag zum Gewässerschutz geleistet wird. Zwischenstaatliche Konflikte können insbesondere dann auftreten, wenn in einem Anliegerstaat über finanzielle Mittel verfügt werden kann, die in einem anderen Anliegerstaat besonders kostenwirksam eingesetzt werden könnten. Allgemein ist das Konfliktpotential höher, wenn Nutzen und Kosten von Maßnahmen in einem Flussgebiet räumlich auseinanderfallen, d.h. wenn Gewässerschutzmaßnahmen beim Oberlieger dem Unterlieger nutzen oder umgekehrt.[63]

Um strategisches Verhalten der Anliegerländer zu begrenzen, sollten solche Konflikte flussgebietsübergreifend angegangen werden. Dabei besteht die Schwierigkeit zunächst darin, sich über die Methoden und Bewertungsverfahren zu einigen, mit denen die kostenwirksamsten Maßnahmen identifiziert werden sollen. Ohne eine wechselseitige finanzielle Beteiligung an den Kosten besteht

[61] Vgl. Böhm et al. 2002: S.26 f.

[62] Vgl. Dietrich, Schumann 2006: S.412 f.

[63] Vgl. Hecht, Werbeck 2006: S.228

ein Interesse, die Modelle und Bewertungsverfahren in der Form zu nutzen, dass dem jeweils anderen Land die kostenwirksamsten Maßnahmen zugewiesen werden. Bei einer wechselseitigen finanziellen Beteiligung besteht für das Land, in dem die Maßnahmenprogramme umgesetzt werden sollen, ein gewisser Anreiz, die Kosten tendenziell höher anzusetzen, wohingegen das an der Kofinanzierung beteiligte Land stärker daran interessiert ist, niedrigere Kosten auszuweisen.[64] Als möglichen Lösungsansatz für den beschriebenen Konflikt könnten die Zahlungen des Geberlandes vom Zielerreichungsgrad im Empfängerland abhängig gemacht werden. Dabei sollten schrittweise verschiedene Zwischenziele vereinbart und realisiert werden. Bei Maßnahmen zur Emissionsminderung an Punktquellen lässt sich dies durch das geldgebende Land verhältnismäßig einfach und kostengünstig überprüfen, wohingegen der Erfolg von Maßnahmen zur Reduktion diffuser Gewässerbelastungen deutlich schwieriger nachzuprüfen ist.[65]

Weder in der EU-WRRL noch im deutschen Wasserhaushaltsgesetz lassen sich Regelungen dazu finden, wie für solche Fälle die Kosten auf die beteiligten Staaten aufzuteilen sind.[66] Dennoch gibt es Beispiele, bei denen trotz der beschriebenen Oberlieger-Unterlieger-Problematik eine zwischenstaatliche Einigung erzielt werden konnte. Ein Beispiel ist das *Übereinkommen zum Schutz des Rheins gegen Verunreinigung durch Chloride*, das im Jahr 1976 mit dem Ziel abgeschlossen wurde, den Gehalt von Chlorid-Ionen im Wasser des Rheins an der deutsch-niederländischen Grenze von über 300 mg/l auf maximal 200 mg/l zu reduzieren. Die Reduktionsmaßnahmen betrafen ein Kalibergwerk in Frankreich, das als Hauptverursacher der erhöhten Salzkonzentration ausgemacht wurde. Trotz erheblicher Verzögerungen bei der Umsetzung des Übereinkommens - erst 1985 wurden die Maßnahmen durchgeführt - dient es als Vorbild für grenzüberschreitende Kooperationen im Bereich des Gewässerschutzes. Die Besonderheit bei der internationalen Einigung besteht darin, dass die Kosten für die Reduktionsmaßnahmen weder alleinig vom Verursacher (Frankreich) noch vom Nutznießer (Niederlande) getragen wurden, sondern unter den vier Anliegerstaaten aufgeteilt wurden. Die Vertragsparteien des Übereinkommens leisteten einen pauschalen Beitrag zu den Gesamtkosten, die wie folgt aufgeteilt wurden: Frankreich und die Bundesrepublik Deutschland trugen jeweils 30 Prozent, die Niederlande 34 Prozent und die Schweiz 6 Prozent der Kosten. Die Niederlande übernahmen als größter Nutznießer der Gewässerschutzmaßnahmen auch den Hauptanteil der Gesamtkosten. Das besondere des Übereinkommens ist aber, dass sich auch Frankreich und Deutschland maßgeblich an den Kosten beteiligten, obwohl die Landwirtschaft der beiden Länder nicht von den negativen Auswirkungen der hohen Salzkonzentration im Flusswasser betroffen war und somit von den Maßnahmen nicht direkt profitierte. Die Schweiz, als eigentlich unbeteiligter Oberlieger, beteiligte sich in der Hoffnung, bei nachfolgenden zwischenstaatlichen Interessenskonflikten von ihrer Solidarität beim Rheinabkommen profitieren zu können.[67]

Trotz der erfolgreichen Kooperation in dem geschilderten Beispiel, scheitern zwischenstaatliche Finanztransfers bei ungleichgewichtigen wasserpolitischen Situationen zwischen Ober- und Unterlieger oftmals an der Fairnesswahrnehmung der beteiligten Staaten. Sofern bei einem Anliegerstaat

[64] Vgl. ebd. S. 230

[65] Vgl. ebd. S. 232 f.

[66] Vgl. ebd. S. 228

[67] Vgl. Barrett 1994: S.12 ff.

innenpolitisch das *Verursacherprinzip*[68] für die Ressourcennutzung maßgebend ist, haben grenzüberschreitende Zahlungen für die Umsetzung von Gewässerschutzmaßnahmen im Verursacherland nur eine geringe Umsetzungschance.[69] Daher ist es von übergeordneter Bedeutung, dass die Kooperation von allen beteiligten Staaten als fair wahrgenommen wird. So stellte Klaphake (2005) bei der Auswertung von 22 Fallstudien zu Kooperationen an internationalen Flussgebieten fest, dass Fairness-Aspekte bei sämtlichen Vereinbarungen eine wichtige Rolle spielten. Demnach ist für die Entscheidungsträger offenbar weniger die Optimierung eines aus ihrer Sicht mitunter abstrakten ökonomischen Gesamtnutzens relevant, sondern ein unter Aspekten der Gerechtigkeit und der politischen Kommunizierbarkeit angemessenes Verhandlungsergebnis. Dabei wollen die an Wasserverhandlungen beteiligten Staaten nicht nur eigene Verluste ausschließen, sondern auch einer aus ihrer Sicht ungerechten Verteilung des Nettonutzens nicht zustimmen. Zudem ist für Verhandlungen bei grenzüberschreitenden Flussgebietskooperationen die Kommunizierbarkeit ökonomischer Kooperationsvorteile relevant, die in erheblichem Maße von deren Messbarkeit und Quantifizierbarkeit abhängt. So kommt einem abstrakten volkswirtschaftlichen Nutzen aus dem Schutz oder der Wiederherstellung von Süßwasserökosystemen in bilateralen Verhandlungen nicht die gleiche Bedeutung zu wie ökonomischen Gewinnen aus der Stromerzeugung oder aus einer gesteigerten touristischen Nutzbarkeit.[70] Doch auch wenn die Fairnesswahrnehmung ein wichtiger Bestandteil bei Kooperationen im grenzüberschreitenden Flussgebietsmanagement darstellt, ist sie nur eine Determinante eines komplexen zwischenstaatlichen Einigungsprozesses. Trotz der großen Anzahl an Studien ist der Forschungsstand zur internationalen Zusammenarbeit an Flüssen jedoch noch zu gering, um daraus allgemeingültige Aussagen über die Erfolgskriterien solcher Kooperationen ableiten zu können.[71]

Auch für die Aufteilung von Maßnahmenkosten auf einzelne Anliegerstaaten gibt es keine grundsätzlichen Regeln. Anhaltspunkte für eine Einigung könnte aber eine Veröffentlichung von Klauer et al. (2007) liefern, in der Kriterien für die Unverhältnismäßigkeit von Maßnahmenkosten im Sinne der EU-WRRL diskutiert werden. Als geeignetes Entscheidungskriterium führen Klauer et al. bspw. den Anteil der haushaltswirksamen Kosten eines Maßnahmenprogramms am Bruttoinlandsprodukt (BIP) des betroffenen Staates an. Übersteigt dieser Anteil den Durchschnitt der Anteile der anderen an den Gewässerschutzmaßnahmen beteiligten Staaten um einen bestimmten Prozentsatz, sind die Kosten für den betroffenen Staat als unverhältnismäßig hoch anzusehen. Dieser Ansatz ist nach Einschätzung der Autoren als Entscheidungskriterium geeignet, da das BIP eine relativ objektive Größe ist, für deren Bestimmung in der Europäischen Union gemeinsame Standards existieren. Der Anteil der Maßnahmenkosten am gesamten öffentlichen Investitionsbudget eines Anliegerstaates wird hingegen als ungeeignetes Kriterium bewertet, da das staatliche Budget eine politisch willkürlich determinierte Größe ist, die nicht als Maßstab eines objektiven Entscheidungskriteriums dienen kann.[72] Als weitere Entscheidungshilfe wird in der Fachliteratur ein Ansatz diskutiert, nachdem das Verhältnis zwischen der durchschnittlichen Wasserrechnung und dem durchschnittlich verfügbarem Haushaltseinkommen für die einzelnen Gemeinden eines Einzugsgebietes als In-

[68] Das Verursacherprinzip ist ein Grundsatz der Umweltpolitik, nachdem derjenige die Vermeidungs- und Beseitigungskosten von Umweltbelastenden zu tragen hat, der diese verursacht (vgl. Gabler 2002: S.454).

[69] Vgl. Klaphake 2005: S.37

[70] Vgl. Klaphake 2005: S.40

[71] Vgl. ebd. S.32

[72] Vgl. Klauer et al. 2007: S.37 ff.

dikator für die Verhältnismäßigkeit von Maßnahmenkosten verwendet wird. Als Richtwert könnten dabei die Grenzwerte der OECD und der EU dienen, nach denen die Wasserkosten nicht zwei Prozent des verfügbaren Haushaltseinkommens überschreiten sollten.[73]

Wenn ein Staat durch die notwendigen Maßnahmen zum Gewässerschutz unverhältnismäßig stark belastet wird und nicht in der Lage ist, die Finanzierung vollständig aufzubringen, besteht im Zuge einer Liberalisierung des Wassermarktes zudem die Möglichkeit von Kooperationen unter Einbeziehung von privaten Unternehmen. So sind in Deutschland auf kommunaler Ebene seit längerer Zeit verschiedene Kooperationsformen etabliert, die den gemeinsamen Betrieb von Anlagen in Verbänden ermöglichen. Auch in anderen europäischen Ländern haben Reformen in den vergangenen Jahren dazu geführt, dass sich die rechtlichen Möglichkeiten für die unterschiedlichen Formen des *Public-Private-Partnership*[74] verbessert haben. Dabei sind die Möglichkeiten zur Privatisierung von Aufgaben im Bereich der Wasserver- und Entsorgung abgestuft. Während bspw. in England und Wales bereits Ende der achtziger Jahre die Vollprivatisierung der Wasserunternehmen erfolgt ist, herrschen z.B. in Frankreich Pacht- und Betreibermodelle vor, bei denen die wasserwirtschaftlichen Ver- und Entsorgungsanlagen in öffentlicher Hand verbleiben, während der private Partner für die Bewirtschaftung der Anlagen verantwortlich ist, diese instand hält und die Abwassergebühren und Abgaben einzieht. In Deutschland bestehen diverse Möglichkeiten, private Unternehmen in die Aufgabenerfüllung einzubinden. Ein verbreitetes Modell ist z.B. die sogenannte *Private Sector Participation,* bei der ein Unternehmen zu unterschiedlichen Anteilen dem Staat und einem privaten Partner gehört. Die Verantwortung für die Versorgung verbleibt dabei in der Regel bei den Gemeinden.[75]

[73] Vgl. ebd. S.11

[74] Als Public-Private-Partnership (PPP) wird die Zusammenarbeit von privaten und öffentlichen Trägern bei der Erstellung und beim Betrieb von Einrichtungen der Infrastruktur verstanden (vgl. Gabler 2002: S.340).

[75] Schönbäck et al. 2003: S. 472

2.5 Gesetzliche Rahmenbedingungen

Im Folgenden werden die gesetzlichen Rahmenbedingungen vorgestellt, die für die Entwicklung des Baselineszenarios in Abschnitt 3.4.1 von Relevanz sein werden. Sie umfassen ausschließlich die gesetzlichen Anforderungen an die Abwasserbehandlung, bei denen davon ausgegangen werden kann, dass sie bis zum gewählten Referenzjahr 2015 in den betroffenen Anliegerstaaten Polen, Deutschland und Tschechien umgesetzt werden. Neben den für 2015 zu erwartenden Anschlussgraden sind dabei die Ablaufkonzentrationen von Gesamtphosphor und -stickstoff aus Kläranlagen die zentralen Faktoren für die Entwicklung des Baselineszenarios. Für beide Faktoren sind sowohl die Anforderungen der EU-Abwasserrichtlinie als auch die EU-WRRL von Bedeutung.

In der EU-WRRL ist für die gesamte Flussgebietseinheit Oder, der die drei Länder Deutschland, Polen und Tschechien angehören, die Erstellung eines gemeinschaftlichen internationalen Bewirtschaftungsplans vorgeschrieben. Dabei ist davon auszugehen, dass im Rahmen des Bewirtschaftungsplans auch Maßnahmen zur Erhöhung der Anschlussgrade für Kläranlagen angestrebt werden.[76] Der Bewirtschaftungsplan und die damit einhergehenden Maßnahmenprogramme sind allerdings erst bis Dezember 2009 aufzustellen. Fristende für die Umsetzung der darin genannten Maßnahmen ist 2012 und bis 2015 müssen die geplanten Bewirtschaftungsziele erreicht sein. Allerdings kann die Frist zur Erreichung des guten Zustands der Oberflächen- und Grundwasserkörper zweimal um je sechs Jahre verlängert werden und endet damit spätestens im Dezember 2027.[77] Zum Zeitpunkt der Fertigstellung dieser Arbeit war der Bewirtschaftungsplan noch nicht veröffentlicht. Darüber hinaus besteht bezüglich möglicher Frist- oder Zielveränderungen der EU-WRRL erhebliche Unsicherheit, so dass die entsprechenden Maßnahmen zur Umsetzung der EU-WRRL im Bereich der Siedlungswasserwirtschaft für das Baselineszenario im Jahr 2015 im Rahmen dieser Arbeit nicht berücksichtigt werden können.[78]

Zudem handelt es sich bei der EU-WRRL um einen *immissionsorientierten*[79] Ansatz zur Verbesserung der Gewässerqualität, dessen zentrales Ziel die Gewährleistung eines „guten ökologischen Zustandes“ der Oberflächengewässer bis zum Jahr 2015 ist. Daher wird in der EU-WRRL ohnehin auf die Vorgabe von kläranlagenbezogenen Emissionswerten für die Nährstoffparameter Stickstoff und Phosphor verzichtet, die als Anhaltspunkt für die Entwicklung des Baselineszenarios im Rahmen dieser Arbeit herangezogen werden könnten. Hingegen ist davon auszugehen, dass die gesetzlichen Vorgaben der EU-Abwasserrichtlinie im gesamten Odereinzugsgebiet bis zum Jahr 2015 vollständig erfüllt sein werden. Somit können die zentralen Annahmen für die Entwicklung des Baselineszenarios in Abschnitt 3.4.1 aus den folgenden Anforderungen der Kommunalabwasserrichtlinie abgeleitet werden.

---

[76] Vgl. Internationaler Bewirtschaftungsplanentwurf FGE Oder 2008: S.64; Bewirtschaftungsplan-entwurf deutscher Teil FGE Oder 2008: S.85

[77] Vgl. Internationaler Bewirtschaftungsplanentwurf FGE Oder 2008: S.36

[78] Die Gefährdungsabschätzung für die Oder hat ergeben, dass bei über 47% der insgesamt 2527 Wasserkörper eine Zielerreichung als unwahrscheinlich angesehen wird, bei weiteren 28% ist sie unklar. Als besonders gefährdet werden dabei die Teilgebiete Untere Oder (61% unwahrscheinlich) und Stettiner Haff (69% unwahrscheinlich) angesehen (Vgl. Dorendorf 2007: S.9).

[79] Unter Immission wird die für ein bestimmtes Fließgewässereinzugsgebiet an einer Messstation (Bezugsquerschnitt) beobachtete Stofffracht verstanden. Die Immission gibt eine tatsächlich beobachtete Stofffracht (Nettofracht) in einem Gewässer wieder. Diese ergibt sich aus dem stattfindenden Stoffeintrag (Emission) abzüglich der Stoffmenge, die bei Retentions- und Verlustprozessen zurückgehalten wird (vgl. Holz 2004: S.4).

In der EU-Abwasserrichtlinie wird nach Artikel 3, Absatz 1 gefordert, alle Gemeinden ab 2.000 Einwohnerwerten (Größenklasse 2) mit einem Anschluss an eine Abwasserbehandlungsanlage auszustatten.[80] Weiterhin werden in Abhängigkeit von der Ausbaugröße der Kläranlagen Mindestanforderungen an die Ablaufkonzentrationen des behandelten Abwassers gestellt. Da das gesamte Einzugsgebiet der Oder als empfindliches Gebiet ausgewiesen ist, gelten für die Ablaufwerte für Gesamtstickstoff und -phosphor die in Tab. 4 aufgeführten erhöhten Anforderungen. Für Kläranlagen in Gemeinden der Größenklasse 2 sind hingegen keine Grenzwerte vorgesehen. Stattdessen wird für diese Abwasserbehandlungsanlagen nach Artikel 2, Absatz 8 die biologische Abwasserbehandlung gefordert.

Tab. 4: Ablaufkonzentrationen für Abwasser aus Kläranlagen in Gemeinden der Größenklassen 0 bis 2 nach EU-Abwasserrichtlinie[81]

Gemeinden-Größenklasse	Einwohnerwerte	Gesamtstickstoff [mg/l]	Gesamtphosphor [mg/l]
2	<2.000	-	-
1	10.000-100.000	15	2
0	>100.000	10	1

Alternativ zur Einhaltung der Ablaufkonzentrationen aus Tab. 4 kann nach Artikel 5, Abschnitt 4 eine Eliminationsleistung von mindestens 75 Prozent erbracht werden. In Deutschland und Polen hat man sich für die Variante "Nachweis der Konformität über die Reinigungsleistung von 75 Prozent" entschieden, d.h. alle Anlagen zusammen müssen eine Reinigungsleistung von 75 Prozent bezüglich der Parameter Gesamtstickstoff und -phosphor erbringen. Somit können bei einzelnen Anlagen Überschreitungen der in Tab. 4 aufgeführten Ablaufkonzentrationen stattfinden, ohne dass die Konformität mit der EU-Abwasserrichtlinie gefährdet ist. Während in Deutschland die Anforderungen der EU-Abwasserrichtlinie bereits weitgehend erfüllt sind, ist deren Umsetzung aufgrund von Übergangsfristen im Zuge des EU-Beitritts in Polen erst bis zum Jahr 2015 und in Tschechien bis zum Jahr 2010 vorgesehen.[82]

Tab. 5: Zielvorgaben des nationalen Programms für die kommunale Abwasserbehandlung in Polen für das Jahr 2015[83]

Gemeinden-Größenklasse	Einwohnerwerte	Anschlussgrad [%]	Reinigungsstufe der Kläranlagen
2	2000 - 15000	80	biologisch
1	15000 - 100000	90	Nährstoffelimination
0	> 100000	98	Nährstoffelimination

[80] In der Kommunalabwasserrichtlinie (91/271/EGW) Artikel 2, Absatz 4 werden Gemeinden definiert als “Gebiet, in welchem Besiedlung und/oder wirtschaftliche Aktivitäten ausreichend konzentriert sind für eine Sammlung von kommunalem Abwasser und einer Weiterleitung zu einer kommunalen Abwasserbehandlungsanlage oder einer Einleitungsstelle.“

[81] Bei den Konzentrationswerten für Gesamtstickstoff und Gesamtphosphor handelt es sich um jährliche Durchschnittswerte. (vgl. 91/271/EWG, Tab. 2, Anhang 1)

[82] Vgl. Panasiuk et al. 2003: S.6; Bewirtschaftungsplanentwurf deutscher Teil FGE Oder 2008: S.80; Homeyer, Klaphake 2001: S.3

[83] Quelle: Panasiuk et al. 2003: S. 6

In der Republik Polen werden die Anforderungen der EU-Abwasserrichtlinie mit dem nationalen Maßnahmenprogramm „*Krajowy Program Oczyszczania Ścieków Komunalnych* “ auf Grundlage der 75-Prozent-Regelung umgesetzt.[84] Aus der Anwendung dieser Regelung ergeben sich neben einer gesonderten Einteilung in Gemeindegrößenklassen auch spezifische Anschlussgrade für polnische Gemeinden, die in Tab. 5 aufgeführt sind. Demnach wird für Kläranlagen in Gemeinden der Größenklasse 2 (2.000-15.000 Einwohnerwerte) eine biologische Reinigungsstufe angestrebt. Zudem sieht das polnische Maßnahmenprogramm für Gemeinden dieser Größenklasse einen Anschlussgrad von 80 Prozent vor. In Gemeinden der Größenklasse 1 (15.000-100.000 Einwohnerwerte) und der Größenklasse 0 (über 100.000 Einwohnerwerte) ist eine dritte Reinigungsstufe zur Nährstoffelimination bei einem Anschlussgrad von 90 Prozent respektive 98 Prozent zu erbringen.

Auch für die Tschechische Republik ist nicht davon auszugehen, dass bis zum Jahr 2010 sämtliche Gemeinden ab 2.000 Einwohnerwerten mit einem Anschluss an eine Abwasserbehandlungsanlage ausgestattet werden. Denn im Anhang V, Abschnitt 7 b der EU-Beitrittsakte heißt es, dass abweichend von der EU-Abwasserrichtlinie die Anforderungen an die Kanalisationen bis 2010 nicht gelten. Es sind jedoch folgende Zwischenziele einzuhalten: Bei Gemeinden mit mehr als 10.000 Einwohnerwerten stellt die Tschechische Republik sicher, dass spätestens bis zum Tag des Beitritts für 18 Gemeinden und bis 2006 für 36 weitere Gemeinden ein Anschluss an die Abwasserbehandlungsanlage gewährleistet wird.[85]

3 Methode

3.1 Datengrundlage

In diesem Abschnitt wird dargestellt, welche Datengrundlage für die Kostenberechnungen der vorliegenden Arbeit zur Verfügung steht. Dabei wird zunächst auf Anforderungen, Herkunft, Erfassungsjahr sowie Beschaffenheit der Daten eingegangen.

Für die durchzuführenden Berechnungen sowie für die weiterführende Verwendung der Ergebnisse im Hinblick auf die zu erwartenden ökologischen Auswirkungen der betrachteten Eliminationsmaßnahmen müssen die verwendeten Daten die folgenden Anforderungen erfüllen: Um die jeweilige Kläranlage dem Einzugsgebiet der Oder zuordnen zu können, ist es unabdingbar, dass die geografischen Koordinaten des Standortes gegeben sind. Zudem müssen Angaben zu *Einwohnergleichwerten (EGW)*[86], jährlichen Abwassermengen und Nährstofffrachten bzw. Ablaufkonzentrationen der Parameter Gesamtstickstoff und -phosphor vorhanden sein. Weitere Kriterien bei der Datenbeschaffung sind Aktualität und Vollständigkeit.

---

[84] Vgl. Panasiuk et al. 2003: S.6

[85] Vgl. EU-Erweiterung, 2004, Übergangsfristen, Wirtschaftskammer Österreich <http://www.arge28.at/docs/pdf/%F6sterreich_uebergangsfristen_2004.pdf>) sowie: <http://www.europarl.europa.eu/enlargement_new/treaty/doc_de/aa00032de03.doc> (Abruf am 10.02.2009).

[86] Der Einwohnergleichwert (EGW) dient als Vergleichswert der Wasserinhaltsstoffe von gewerblichem und häuslichem Abwasser. Er entspricht der biologisch abbaubaren Belastung mit einem Sauerstoffbedarf in fünf Tagen (BSB_5) von 60 g Sauerstoff pro Tag (vgl. Höll 2002: S.872f.).

Insbesondere für polnische und tschechische Kläranlagen ist es jedoch schwierig an entsprechende Daten zu gelangen. Auch nach mehrfacher Anfrage konnten die verantwortlichen polnischen Ämter nicht die benötigten Daten zur Verfügung stellen. Daher wurde schließlich auf die im Internet verfügbaren Daten des *Central Statistical Office of Poland* zurückgegriffen, die am ehesten den genannten Anforderungen entsprechen. Die tschechischen Daten wurden vom *Leibniz-Institut für Gewässerökologie und Binnenfischerei Berlin (IGB)* zur Verfügung gestellt. Als Quelle der Daten über deutsche Kläranlagen ist das *Sächsische Landesamt für Umwelt, Landwirtschaft und Geologie,* das *Landesamt für Umwelt, Naturschutz und Geologie Mecklenburg-Vorpommern* sowie das *Landesumweltamt Brandenburg* zu nennen. Allerdings liegen insbesondere die polnischen Daten lediglich auf Gemeindeebene vor. Sofern sich mehrere Kläranlagen in einer Gemeinde befinden, existieren die Daten daher nur als summarische Werte. Im Hinblick auf die getroffenen Annahmen zur Kostenberechnung wird dies aber entsprechend berücksichtigt. Da die Abwasserbehandlung in den Gemeinden in der überwiegenden Fallzahl über eine einzige zentrale Kläranlage erfolgt, wird für die weiteren Berechnungen in dieser Arbeit vereinfachend abstrahiert, dass die summarischen Werte auf Gemeindeebene in etwa den kläranlagenspezifischen Werten entsprechen. Der Begriff der Größenklassen bezieht sich daher im Folgenden gleichermaßen auf Kläranlagen und Gemeinden (vgl. Abschnitt 3.4.1).

Aufgrund der unterschiedlichen Datenquellen sowie der besonderen Anforderungen an die Daten war es nicht möglich, die Daten aus einem einheitlichen Erfassungsjahr zu beschaffen. Daher werden für den deutschen Teil des Odereinzugsgebietes Daten aus dem Jahr 2007 verwendet, während die polnischen Daten aus dem Jahr 2005 und die tschechischen Daten aus dem Jahr 2002 stammen. Allerdings werden sämtliche Daten für das Baselineszenario im Jahr 2015 auf Grundlage der rechtlichen Anforderungen auf einen einheitlichen Stand gebracht (vgl. Abschnitt 3.4.1), so dass die unterschiedlichen Erfassungsjahre der Ausgangsdaten nicht als ausschlaggebend für die weitere Kostenberechnung anzusehen sind.

Für Gemeinden mit Einwohnerwerten von unter 2000 werden die erforderlichen Daten von den einschlägigen Institutionen nicht oder nur teilweise zur Verfügung gestellt, so dass diese Größenklasse für die Kostenberechnung im Rahmen dieser Arbeit nicht berücksichtigt werden kann. Laut Entwurf des internationalen Bewirtschaftungsplans der Oder sind aber nur Kläranlagen mit Anschlussgrößen von über 2000 Einwohnerwerten als signifikante punktförmige Verunreinigungsquellen anzusehen, so dass die notwendigen Berechnungen auch ohne die fehlenden Daten kleinerer Kläranlagen durchgeführt werden können.[87] Insgesamt geht aus den verfügbaren Daten der drei Länder nicht unmittelbar hervor, welche Klärtechnik in der jeweiligen Kläranlage zum Zeitpunkt der Datenerfassung eingesetzt wurde. Zumindest die polnischen Daten enthalten aber Angaben darüber, ob die Abwässer zum Zeitpunkt der Datenerfassung einer mechanischen, biologischen oder weitergehenden Behandlung unterzogen wurden. Auch die Anzahl der angeschlossenen Einwohner ist nur für den polnischen Teil der Kläranlagen angegeben. Die Anzahl der Einwohnergleichwerte ist hingegen für sämtliche Kläranlagen der betrachteten Länder gegeben.

[87] Vgl. Internationaler Bewirtschaftungsplanentwurf FGE Oder 2008: S.18

3.2 Aufbereitung der Daten

Um mit der gegebenen Datengrundlage die erforderlichen Berechnungen durchführen zu können und die Aussagekraft der Ergebnisse zu erhöhen, müssen die Daten zunächst entsprechend aufbereitet werden. Dafür sind mehrere Arbeitsschritte, wie die Eliminierung von Fehlern, die Interpolation und die Ergänzung fehlender oder unplausibler Daten, erforderlich.

Die beim *Central Statistical Office of Poland*[88] verfügbaren Daten polnischer Kläranlagen waren für einige Werte nicht konsistent, so dass diese an einigen Stellen durch plausible Daten ergänzt werden mussten. Dies gilt zum einen für die Einwohnergleichwerte (EGW), die in insgesamt 72 Fällen unterhalb der angegebenen Anzahl der angeschlossenen Einwohner lagen. Um diese Daten durch realistische Werte zu ergänzen, wurde auf Grundlage von sieben definierten Größenklassen und dem mittleren Verhältnis von EGW und angeschlossenen Einwohnern die folgende Funktion hergeleitet, die den Verlauf der EGW über der Anzahl angeschlossener Einwohner annähernd abbildet.

EGW = 2,5086 x - 1417,2 (X= Anzahl angeschlossener Anwohner)

Sofern die EGW im ursprünglichen Datensatz kleiner war als die jeweilige Anzahl angeschlossener Einwohner, wurden die EGW mit Hilfe der oben stehenden Formel berechnet und ersetzt.

Darüber hinaus wurden die in den polnischen Ausgangsdaten teilweise fehlenden Ablauffrachten oder -konzentrationen für Gesamtstickstoff und -phosphor ergänzt. Dazu wurden die Kläranlagen erneut in Gruppen geordnet, die sowohl nach Größenklassen als auch nach der Reinigungstechnik einer weitergehenden Nährstoffelimination differenziert wurden. Für die sieben zuvor definierten Größenklassen wurde also weiter unterschieden ob in der Kläranlage der jeweiligen Gemeinde eine weitergehende Abwasserbehandlung gegeben ist oder nicht. Somit entstanden insgesamt 14 Untergruppen. Mit Hilfe einer Pivot-Tab. wurden innerhalb dieser Untergruppen die durchschnittlichen Ablauffrachten und -konzentrationen für Gesamtstickstoff und -phosphor berechnet (vgl. Tab. 6). Anschließend wurden fehlende oder unplausibel niedrige Ablaufkonzentrationen im ursprünglichen Datensatz durch die innerhalb der einzelnen Gruppen gemittelten Werte ergänzt bzw. ersetzt.

Tab. 6: Durchschnittliche Ablaufkonzentrationen für Gesamtstickstoff und -phosphor differenziert nach Kläranlagengrößenklassen und Nährstoffelimination (NE) in polnischen Kläranlagen

		N-Ablaufwerte		P-Ablaufwerte	
Kläranlagen-Größenklasse	Einwohnergleichwerte	ohne NE	mit NE	ohne NE	mit NE
0	<1.000	24,1	22,7	5,5	4,6
1	1.000 - 2.000	23,5	23,3	4,5	4,2
2	2.000 - 5.000	29,0	23,0	4,4	4,0
3	5.000 - 10.000	26,0	25,3	4,1	3,9
4	10.000 - 100.000	30,6	26,1	3,7	2,8
5	10.000 - 50.000	47,8	25,0	5,0	2,0
6	>100.000	32,6	19,7	4,1	2,1

[88] Vgl. <www.stat.gov.pl> (Abruf am 03.08.2009)

3.3 Kostenberechnung

Allgemein ist festzustellen, dass die mit dem Ausbau und dem Betrieb von Abwasserbehandlungsanlagen zur Nährstoffelimination verbundenen Kosten in der Praxis von einer Vielzahl von Einflussfaktoren abhängig sind und somit innerhalb eines weiten Spektrums variieren. Zu den kostenbeeinflussenden Faktoren zählen neben Planungsgesichtspunkten (Grad und Größe der Reinigungsstufe, Lebensdauer der Anlagenteile, Bevölkerungs- und Industriestruktur etc.) die Abwasserbeschaffenheit (Art, Menge und deren Schwankungen im Kläranlagenzulauf, Leistungen der einzelnen Anlagenteile etc.), die örtlichen Randbedingungen (Platzverhältnisse, Baugrundverhältnisse, Misch/Trennsystem etc.) sowie die Preise (Grunderwerb, Marktpreise, Zinsentwicklung, Arbeitskosten, konjunkturelle Entwicklung etc.). Die Berücksichtigung sämtlicher kostenbeeinflussender Faktoren würde daher den Umfang dieser Arbeit überschreiten. Um die Anzahl der Einflussfaktoren für die Kostenberechnung einzuschränken, wird zunächst die folgende vereinfachende Annahmen getroffen: Es werden nur die Kosten für den Ausbau von Kläranlagen betrachtet, die im Referenzjahr 2015 bereits bestehen. Weder die Kostenbetrachtung für den Neubau von Kläranlagen noch für die Erhöhung der Anschlussgrade über den Referenzzustand des Baselineszenarios hinaus sind Teil dieser Arbeit.

Zur Identifizierung von geeigneten Kostenberechnungsmethoden wurde zunächst die einschlägige Literatur ausgewertet (GREN et al. 1997, GRÜNEBAUM 1993, BÖHM et al. 2002, GÜNTHERT & REICHERTER 2001, HMULF 2002, INTERWIES et al. 2004, COWI 2007). Demnach liegen diverse Ansätze zur Kostenberechnung für Bau, Ausbau und Betrieb von Kläranlagen zum Zwecke der Nährstoffelimination vor. Allerdings beruht die Mehrzahl dieser Methoden auf der Annahme, dass die entsprechenden Kläranlagen noch nicht über eine dritte Reinigungsstufe zur Nährstoffelimination verfügen. Da für das Baselineszenario im Jahr 2015 im Rahmen dieser Arbeit aber davon ausgegangen wird, dass die Kläranlagen in Gemeinden der Größenklasse 0 und 1 bereits mit einer dritten Reinigungsstufe ausgestattet sind, entspricht ein Großteil der verfügbaren Berechnungsmethoden nicht den notwendigen Anforderungen.

Eine Methode, die ausdrücklich die Mehrkostenberechnung einer Reduktion der Ablaufkonzentrationen für Stickstoff und Phosphor bei bereits bestehender dritter Reinigungsstufe zulässt, ist die im Auftrag des Ministeriums für Umwelt, Raumordnung und Landwirtschaft des Landes Nordrhein-Westfalens entwickelte Methode nach BÄUMER (1998). Allerdings können auch in dieser Methode die genannten kostenbeeinflussenden Faktoren nur teilweise berücksichtigt werden. Daher wird als Ausgangsvariante der Methode ein repräsentativ erscheinender Fall gewählt, bei dem einige Einflussfaktoren als fix betrachtet und andere variiert werden können.

Folgende Annahmen werden als Ausgangspunkt der Kostenberechnung nach Bäumer (1998) getroffen: Um der Prädominanz größerer Kläranlagen Rechnung zu tragen, wird als Ausgangspunkt von einer Kläranlage mit einer Anschlussgröße von 100.000 Einwohnergleichwerten ausgegangen, die aber mit Hilfe der Exponentialfunktionen (vgl. Funktionen 1-3) auf sämtliche Anschlussgrößen von mehr als 10.000 EGW variiert werden kann. Des Weiteren wird von einer neu zu errichtenden Reinigungstechnik ausgegangen, so dass Möglichkeiten einer betrieblichen Optimierung zum Zwecke der Nährstoffreduktion nicht betrachtet werden. Als Bestandteile der Abwasserbehandlung in der Ausgangsvariante werden Rechen, Sandfang, Vorklärbecken, Belebungsbecken mit vorgeschalteter Denitrifikation und Simultanfällung sowie Nachklärbecken festgelegt. Als Ertüchtigungsmaßnahmen dieser Ausgangsvariante werden die Erweiterung des Belebungsbeckens, die Biofiltration mit nachgeschalteter Denitrifikation sowie die Flockungsfiltration betrachtet.

Für die Kostenermittlung der genannten Ertüchtigungsmaßnahmen werden die folgenden Annahmen getroffen: Für den Flockungsfilter sowie für den Filter zur Restdenitrifikation wird gleichermaßen von Investitionskosten in Höhe von 13,5 Euro pro Quadratmeter Filterfläche ausgegangen. Als Lohnkosten wird ein mittlerer Stundenlohn von 20 Euro angenommen. Energiekosten werden mit 0,1 Euro pro Kilowattstunde und die Kosten für das Flockungsmittel mit 225 Euro/Mg beziffert. Der Zinssatz wird einheitlich auf 7 Prozent festgelegt. Als Abschreibungszeiträume werden 17,5 Jahre für die Filterverfahren und 25 Jahre für die Bautechnik sowie 12,5 Jahre für die M+E Technik der Belebungsverfahren angenommen. Die Kosten werden als Jahreskosten in DM für das Jahr 1997 berechnet. Wie später erläutert wird, werden die Kosten anschließend unter Verwendung von Preisindizes auf das Baselineszenario im Jahr 2015 hochgerechnet.

Die variierbaren Einflussfaktoren der Methode nach Bäumer umfassen die Zielwerte der Ablaufkonzentrationen für Gesamtstickstoff und -phosphor sowie die Anzahl der Einwohnergleichwerte als Parameter für die Anschlussgröße der jeweiligen Kläranlage. Da in der vorliegenden Arbeit die maximale Elimination für N_{ges} und P_{ges} bei minimalem Kostenaufwand zu bestimmen ist, wird von maximal erreichbaren Eliminationsraten ausgegangen (vgl. Tab. 2 und Tab. 3).

Die kläranlagenbezogenen Investitions- und Betriebskosten der einzelnen Ertüchtigungsmaßnahmen werden in den folgenden Schritten unter Verwendung der entsprechenden Parameter aus Tab. 7 ermittelt:

1.) Festlegung der Nährstoffparameter

2.) Ermittlung der Mehrkosten für die Erweiterung des Belebungsbeckens

a) Multiplikation der Korrekturfaktoren mit den Grundkosten der Ausgangsvariante

b) Subtraktion der Grundkosten vom Zwischenergebnis aus Schritt a)

3.) Ermittlung der Mehrkosten bei einer Erweiterung um nachgeschaltete Stufen durch Aufsummierung der ausgewählten parameterspezifischen Mehrkosten

4.) Aufsummierung der Mehrkosten aus den Schritten 2 und 3

5.) Skalierung der Kosten in Abhängigkeit der Anschlussgröße mit Hilfe der Korrekturfaktoren x, y und z unter Verwendung der Exponentialfunktionen 1 bis 3

Funktion 1: $x = 70{,}795 * EGW^{-0{,}37}$

Funktion 2: $y = 16 * EGW^{-0{,}2408}$

Funktion 3: $z = 3{,}548 * EGW^{-0{,}11}$

6.) Ermittlung der gesamten Jahreskosten pro Einwohnergleichwert durch Multiplikation der Korrekturfaktoren x, y oder z mit der jeweiligen in Schritt 4 gebildeten Mehrkostensumme.

Tab. 7: Berechnung der jährlichen nährstoffspezifischen Eliminationskosten in DM je Einwohnergleichwert (EGW)[89]

	Kostenart	Personalkosten	Instandhaltungskosten	Energiekosten	Stoffkosten	Reststoffentsorgung	Kapitalkosten	Jahreskosten	Investitionskosten
	Zielwerte für Nährstoff-parameter	[DM/(EGW*a]	[DM/(EGW *a]	[DM/(EGW *a]	[DM/(EGW *a]	[DM/(EGW *a]	[DM/(EGW *a]	[DM/(EGW *a]	[DM/ EGW]
		Grundkosten der Ausgangsvariante							
		-	1,08	6,07	1,06	5,39	13,12	26,73	101,10
		Korrekturfaktoren der Grundkosten für erweitertes Belebungsbecken							
Erweitertes Belebungsbecken	3 mg/l NH_4-N	-	1,06	1,05	1,03	0,99	1,09	1,06	1,09
Erweitertes Belebungsbecken	6 mg/l NO_3-N	-	1,07	1,08	1,04	0,98	1,15	1,08	1,12
		Mehrkosten für nachgeschaltete Stufen							
Nachdenitrifikation im Biofilter	4 mg/l NO_3-N	1,02	0,92	0,82	1.0	0,59	4,65	9,01	46,09
Flockungsfiltration	0,3 mg/l P	0,85	0,92	0,82	1,04	1,02	4,65	9,30	46,09
Korrekturfaktoren Anschlussgröße		x	y	z	-	-	y	-	y

Aus der Abhängigkeit der Kosten von der Anschlussgröße der jeweiligen Kläranlage resultiert, dass die Investitionskosten einer Kläranlage mit der Anschlussgröße 10.000 EGW im Vergleich mit einer Kläranlage der Anschlussgröße 100.000 EGW einwohnerwert-spezifisch um etwa 75 Prozent erhöht sind. Bei einer Anlage mit 500.000 EGW werden einwohnerwertspezifisch etwa 30 Prozent niedrigere Investitionskosten angenommen. Die kleinste wählbare Höhe an EGW ist auf 10.000 begrenzt. Daher kann die Methode nach Bäumer ausschließlich für den Ausbau von Kläranlagen in Gemeinden der Größenklassen 0 und 1 angewendet werden.

Um die Kostenberechnung auch für Kläranlagen der Größenklasse 2 zu ermöglichen und auch neuere Eliminationsverfahren berücksichtigen zu können, wird die Methode nach Bäumer (1998) durch weitere Methoden nach Günthert, Reicherter (2001) und Böhm et al. (2002) ergänzt. Dadurch können mit der Membranfiltration und der Simultanfällung zwei weitere Methoden zur P-

[89] nach Bäumer (1998)

Elimination in die Kostenberechnung integriert werden. Zwar wurde die Simultanfällung bereits in der Methode nach Bäumer berücksichtigt, allerdings lediglich als Bestandteil der Ausgangsvariante. Da aber bei Kläranlagen der Größenklasse 2 laut EU-Abwasserrichtlinie keine Simultanfällung vorgeschrieben wird, ist es für die Ermittlung einer kostenminimalen P-Elimination essentiell, die Simultanfällung als ein weiteres kosteneffizientes Reduktionsverfahren in die Berechnungen mit einzubeziehen.

Die wesentlichen Einflussgrößen für die Kosten der Simultanfällung sind die laufenden Betriebskosten, die sich hautsächlich aus den Arbeitskosten sowie den Fällmittelkosten zusammensetzen. Die Kostenberechnung der P-Elimination durch den Einsatz der Simultanfällung erfolgt nach Günthert und Reicherter (2001). Demnach werden die Investitionskosten pro Einwohnergleichwert für die Simultanfällung wie folgt berechnet:

$$\text{Investitionskosten pro EGW} = 36649{,}4 * \text{EGW}^{-0{,}9248}$$

Für die Berechnung der Jahreskosten je eliminiertem Kilogramm Phosphor werden die folgenden Annahmen getroffen: Die angenommene Nutzungsdauer beträgt 15 Jahre. Die spezifischen Kosten für das Fällmittel Eisen III Chlorid werden auf 3,25 Euro je eliminiertem Kilogramm Phosphor festgesetzt und als jährliche Arbeitskosten pro Anlage werden 3285 Euro angenommen. Daraus ergibt sich die folgende Formel:

$$x = (36649{,}4 * \text{EGW}^{-0{,}9248}) * a+b/\text{EGW})/c+d$$

x = Jahreskosten je eliminiertem Kilogramm Phosphor in Euro

a = Faktor Jahreskosten

b = Jährliche Arbeitskosten pro Anlage in Euro

c = Jährlich eliminierte Menge Phosphor in Kilogramm je Einwohnergleichwert

d = Spezifische Kosten je eliminiertem Kilogramm Phosphor für das Fällmittel Eisen III Chlorid

Für den Einsatz der Membranfiltration als vergleichsweise neue Technik der Abwasserbehandlung ist es deutlich schwieriger, allgemeingültige Berechnungsmethoden anzugeben. Dies liegt zum einen daran, dass die Membranfiltration in der Praxis noch kaum großtechnisch in Betrieb ist und zum anderen, dass die Höhe der Kosten einzelfallspezifisch von der Art des Abwassers abhängt.[90] Für den Einsatz der technisch am weitesten entwickelten sogenannten getauchten Ultrafiltrationsmembranen liegen derzeit noch keine Kostenangaben vor, die über die Betrachtung von Einzelfällen hinausgehen. Daher wird die folgende Kostenberechnung auf Grundlage des klassischen *Cross-Flow-Verfahrens* durchgeführt (vgl. Abschnitt 26).

Die Haupteinflussgrößen für die Kosten der Membranfiltration sind die laufenden Betriebskosten sowie die Lebensdauer der Membran. Die Lebensdauer ist wiederum abhängig von diversen Faktoren, wie Abwasserzusammensetzung, Membranmaterial, Art der Reinigungsmittel und der An-

[90] Vgl. Barjenbruch 2007: S.13; Interwies et al. 2004: S.117

zahl der Reinigungen. Den größten Anteil der Energiekosten machen die Kosten für die Belüftung aus, die im Wesentlichen von der Schmutzfracht des Abwassers abhängen.[91] Die Kostenberechnung der P-Elimination durch den Einsatz der Membranfiltration setzt sich zusammen aus Ansätzen nach Franke (2003), Günthert & Reicherter (2001) und Böhm et al. (2002). Nach Franke (2003) werden die Investitionskosten für die Errichtung einer Membranfiltration wie folgt berechnet:

Investitionskosten pro Quadratmeter Filterfläche = 730,45 – 61,973 * Ln(a) €/m²

Für die Berechnung der Jahreskosten je eliminiertes Kilogramm Phosphor werden die folgenden Annahmen getroffen: Für die Filtergeschwindigkeit wird von 20 l/m²*h ausgegangen. Als Energiebedarf wird ein, aus den Angaben von Interwies et al. (2004) berechneter Mittelwert von 0,48 kWh/m³ angenommen. Die Nutzungsdauer der Membranstufe wird auf fünf Jahre festgelegt und bei den Energiekosten wird von 0,1 €/kWh ausgegangen. Da es sich bei der Membranfiltration um eine relativ neue Technik handelt, wird bis zum Referenzjahr 2015 von einer Kostendegression um 25 Prozent ausgegangen.[92] Somit lassen sich die Jahreskosten wie folgt berechnen:

X = ((730,45 - 61,973 ∗ LN(A/B) ∗C∗D)/(E+F)) ∗G)/ H

a = Anlagengröße in Quadratmetern Filterfläche

X = Jahreskosten je eliminiertem Kilogramm Phosphor in Euro

A = Durchfluss in Kubikmetern pro Stunden

B = Filtergeschwindigkeit in Kubikmetern pro Quadratmeter Filterfläche und Stunde

C = Faktor Kostendegression bis 2015

D = Faktor Jahreskosten

E = Jahresdurchfluss in Kubikmetern pro Quadratmeter

F = Energiekosten in Euro pro Kubikmeter behandeltes Abwasser

G = Jahresabwassermenge in Kubikmetern

H = Eliminierte Phosphormenge in Kilogramm

Wie bereits in Abschnitt 1 dargelegt wurde, ist das Ziel der vorliegenden Arbeit die Berechnung von Kostenwirksamkeiten für Ertüchtigungsmaßnahmen von Kläranlagen in der gesamten Flussgebietseinheit Oder für das Referenzjahr 2015. Da für die Kostenberechnung jedoch ausschließlich deutsche Methoden angewendet wurden, liegen die berechneten Grenzkosten bislang ausschließlich für das Kostenniveau in Deutschland vor. Zudem schwanken die Kosten je nach verwendeter Methode zwischen den Preisständen der Jahre 1998 (Bäumer), 2001 (Günthert & Reicherter) und

[91] Vgl. Interwies et al. 2004: S.117

[92] Vgl. Sartorius et al. 2008: S.8; Pinnekamp & Friedrich 2003: S.91; Günthert et al. 2009: S.205

2003 (Franke). Daher werden die Daten im Folgenden sowohl an den Preisstand der einzelnen Länder als auch an die Kosten im Jahr 2015 angeglichen.

Dies erfolgt unter Verwendung des deutschen Preisindex für Kläranlagen sowie der harmonisierten Verbraucherpreisindizes der drei Länder Deutschland, Polen und Tschechien. Da die Indexberechnung für Kläranlagen durch das statistische Bundesamt im Jahr 2003 eingestellt wurde, liegt der kläranlagenspezifische Preisindex nur bis zum Jahr 2002 vor. Daher werden die berechneten Grenzkosten zunächst einheitlich mit dem deutschen Preisindex für Kläranlagen auf das Jahr 2002 hochgerechnet. Anschließend erfolgt die länderspezifische Angleichung. Dazu werden die für das Jahr 2002 berechneten Kosten mit Hilfe von länderspezifischen Faktoren des international tätigen Ingenieurbüros E.C. Harris (2008)[93] auf das Preisniveau von Polen und Tschechien angeglichen. Im nächsten Schritt werden die angeglichenen Grenzkosten der Länder Deutschland, Polen und Tschechien vom Jahr 2002 unter Verwendung der harmonisierten Verbraucherpreisindizes auf das Preisniveau von 2015 hochgerechnet. Da die harmonisierten Verbraucherpreisindizes der einzelnen Länder nur bis zum Jahr 2007 vorliegen, werden diese mit Hilfe einer Trendfunktion auf das Jahr 2015 hochgerechnet. Für Deutschland wird der Trend des Zeitraums 1998 bis 2007 zu Grunde gelegt. Für Polen und Tschechien wird der Trend auf Basis des Zeitraums 2004 bis 2007 berechnet, da im Zuge des EU-Beitritts die harmonisierten Verbraucherpreisindizes von Polen und Tschechien vor 2004 gegenüber dem deutschen Verbraucherpreisindex noch sehr unterschiedlich verlaufen.

Als Ergebnis der Kostenberechnung liegen nun die Grenzkosten der einzelnen Ertüchtigungsmaßnahmen für Kläranlagen der Länder Polen, Tschechien und Deutschland im Referenzjahr 2015 vor. In Tab. 8 sind die hier verwendeten Kostenberechnungsmethoden sowie deren Geltungsbereiche im Hinblick auf die einzelnen Ertüchtigungsmaßnahmen, Zielparameter und Größenklassen noch einmal zusammengefasst.

Tab. 8: Methoden zur Kostenberechnung und deren Geltungsbereiche für Ertüchtigungsmaßnahmen, Zielparameter und Größenklassen

Methode	Ertüchtigungsmaßnahme	Zielparameter	Größenklasse
Günthert & Reicherter (2001)	Simultanfällung	P_{ges}	0,1 und 2
Bäumer (1998)	Flockungsfiltration	P_{ges}	0 und 1
Günthert & Reicherter (2001), Böhm et al. (2002), Franke (2003)	Membranfiltration	P_{ges}	0,1 und 2
Bäumer (1998)	Erweitertes Belebungsbecken	N_{ges}	0 und 1
Bäumer (1998)	Biofiltration mit nachgeschalteter Restdenitrifikation	N_{ges}	0 und 1

Wie aus Tab. 8 hervorgeht, werden die Grenzkosten für die Stickstoffelimination im Rahmen der vorliegenden Arbeit ausschließlich mit der Methode nach Bäumer (1998) bestimmt. Diese Methode besitzt jedoch ausschließlich für Kläranlagen mit Anschlussgrößen von über 10.000 EGW Gültigkeit, so dass die Kostenberechnung für die Stickstoffelimination in dieser Arbeit nur für Kläranlagen der Größenklasse 0 und 1 erfolgt. Vor dem Hintergrund der vergleichsweise deutlich höheren spezifischen Kosten einer weitergehenden Stickstoffelimination in Kläranlagen mit Anschlussgrößen

[93] <www.echarris.com> (Aufgerufen am 16. Februar 2009)

unter 10.000 EGW, erscheint dieses Vorgehen für die Ermittlung der kostenminimalen Reduktionsverfahren aber durchaus gerechtfertigt.[94] Zumal der Verringerung der Gesamtfrachten an Stickstoff durch den Ausbau von Kläranlagen in Deutschland im Vergleich zur Landwirtschaft insgesamt wenig Potenzial zugesprochen wird.[95]

Insgesamt erfolgt die Kostenberechnung nur für Kläranlagen, bei denen die Ablaufkonzentrationen für N_{ges} oder P_{ges} des Referenzjahres 2015 durch den Einsatz der in Tab. 2 und Tab. 3 aufgeführten Eliminationsverfahren weiter gesenkt werden können. Dabei werden die Verfahren für N_{ges} und P_{ges} getrennt voneinander betrachtet, so dass die kläranlagenspezifische Kostenberechnung für Ertüchtigungsmaßnahmen je nach Ablaufkonzentration des Referenzjahres 2015 entweder sowohl für die Stickstoffreduktion als auch für die Phosphorreduktion oder nur für einen der Parameter vorgenommen wird. Sofern die Ablaufkonzentration des Referenzjahres 2015 durch die betrachteten Verfahren nicht unterschritten werden können, erfolgt kein Ausbau. Folglich werden in diesem Fall auch keine Kosten berechnet.

3.4 Szenarien

3.4.1 Entwicklung des Referenzrahmens

Für die Ermittlung von Kosteneffektivitäten der einzelnen Ertüchtigungsmaßnahmen in Kläranlagen im Einzugsgebiet der Oder ist es notwendig, ein Baselineszenario anzunehmen, das als Referenzzustand für die weiteren Berechnungen dienen kann. Da sich die Kosten einer bestimmten Maßnahme für die Berechnung der Kosteneffektivitäten immer auf die reduzierte Menge an Stickstoff oder Phosphor beziehen, werden für das Baselineszenario bestimmte Ausgangsablaufwerte für N_{ges} und P_{ges} sowie bestimmte Abwassermengen angenommen. Denn nur auf der Grundlage von kläranlagen-spezifischen Ausgangsablaufwerten und Abwassermengen können die Mengen an Stickstoff und Phosphor berechnet werden, die durch den Einsatz von Ertüchtigungsmaßnahmen reduziert werden. Als Referenzjahr und Ausgangspunkt für die Ausbaumaßnahmen in Abwasseranlagen und den damit verbundenen Kosten wird das Jahr 2015 gewählt. Der Grund dafür liegt darin, dass die relevanten gesetzlichen Vorgaben der EU in den Ländern Polen, Deutschland und Tschechien teilweise erst bis zum Jahr 2015 umzusetzen sind (vgl. Abschnitt 2.5). Aus den gesetzlichen Anforderungen für das Referenzjahr ergibt sich auch ein Großteil der im Rahmen dieser Arbeit getroffenen Annahmen hinsichtlich der Anschlussgrade sowie der Ablaufkonzentrationen für Gesamtstickstoff und -phosphor.

Wie im Abschnitt 3.1 bereits erwähnt wurde, liegen die polnischen Daten nicht differenziert nach Kläranlagen, sondern lediglich auf Gemeindeebene vor. In der überwiegenden Fallzahl werden die anfallenden Abwässer in den Gemeinden jedoch über eine einzige zentrale Kläranlage behandelt. Doch auch für Gemeinden mit mehreren Kläranlagen wird für die folgenden Berechnungen angenommen, dass die anfallenden Abwässer zum Großteil über eine zentrale Kläranlage behandelt werden und nur vergleichsweise geringe Abwasseranteile in den übrigen, kleineren Kläranlagen anfallen. Daher wird im Rahmen dieser Arbeit vereinfachend davon ausgegangen, dass die summarischen Werte auf Gemeindeebene in etwa den kläranlagenspezifischen Werten entsprechen.

[94] Vgl. Böhm et al. 2002: S.32

[95] Vgl. Interwies et al. 2004: S.112

Für alle drei Länder stellt sich zudem die Frage, wie die einzelnen Kläranlagen den verschiedenen Größenklassen der Gemeinden zugeordnet werden können. Dabei sei zunächst darauf hingewiesen, dass die Einteilung der Kläranlagen nach Größenklassen in dieser Arbeit – abweichend von der deutschen Klassifikation – in die Größenklassen 0,1 und 2 im Sinne der EU-Abwasserrichtlinie erfolgt. Zudem sind in diesem Zusammenhang die Anschlussgrade der Bevölkerung in Gemeinden von Bedeutung, die für das Baselineszenario angenommen werden. Wie in Abschnitt 2.5 bereits ausgeführt wurde, ist davon auszugehen, dass die Anschlussgrade in den Gemeinden mit EGW von über 2000 im gesamten Odereinzugsgebiet durchweg zwischen 80 und 100 Prozent liegen werden. Daher wird vereinfachend angenommen, dass die Größenklassen der Gemeinden in etwa den Größenklassen der Kläranlagen entsprechen. Diese Annahme ist für die Entwicklung des Baselineszenarios dahingehend von Relevanz, dass die nach der EU-Abwasserrichtlinie gesetzlich geforderten Ablaufwerte für die Größenklassen der einzelnen Gemeinden nach derselben Einteilung auch für die Grenzwerte der einzelnen Kläranlagengrößenklassen übernommen werden (vgl. Tab. 9).

Zudem wird im Hinblick auf die Bevölkerungsentwicklung in der Flussgebietseinheit Oder vereinfachend davon ausgegangen, dass die Bevölkerungszahlen der Städte und Ortschaften, die sich im Zeitraum zwischen der Datenerfassung und dem Baselineszenario im Jahr 2015 einstellt, weitgehend konstant bleiben. Daraus folgt, dass auch die Anschlussgrade für das Baselineszenario konstant bleiben.

Wie in Abschnitt 2.5 bereits erläutert wurde, ist für das Jahr 2015 insbesondere die EU-Abwasserrichtlinie relevant, die aufgrund der 75-Prozent-Regelung für die einzelnen Anrainerstaaten teilweise unterschiedlich umgesetzt wird. Daher werden die weiteren Annahmen für das Baselineszenario im Folgenden nach Ländern differenziert dargestellt. Da die Anforderungen der EU-Abwasserrichtlinie in Deutschland bereits weitgehend umgesetzt sind, wird davon ausgegangen, dass sich die von den Landesumweltämtern stammenden Messwerte der Ablaufkonzentrationen deutscher Kläranlagen aus dem Jahr 2005 bis zum Referenzjahr 2015 nicht wesentlich ändern werden und somit als Referenzwerte für das Baselineszenario verwendet werden können. Auch im Hinblick auf die Anschlussgrade können die gegebenen Ausgangswerte für das Baselineszenario verwendet werden, da sich diese aufgrund der verstreuten Siedlungen und der geringen Bevölkerungsdichte in der Region bis zum Jahr 2015 kaum erhöhen werden.[96]

Für Tschechien und Polen ist davon auszugehen, dass die Ablaufkonzentrationen der Datengrundlage im Zuge der Umsetzung der EU-Abwasserrichtlinie bis zum Referenzjahr noch deutliche Veränderungen erfahren werden. Um für das Baselineszenario dennoch einen Ausgangspunkt zu haben, wurden daher für tschechische und polnische Kläranlagen die Ablaufwerte angenommen, die nach EU-Abwasserrichtlinie für Länder gelten, die eine Konformität mit der EU-Abwasserrichtlinie über den Einzelnachweis der Ablaufwerte erbringen (vgl. Tab. 4). Für Kläranlagen in Gemeinden der Größenklasse 2 sind in der Kommunalabwasserrichtlinie jedoch keine Ablaufkonzentrationen bezüglich Stickstoff und Phosphor vorgeschrieben. Stattdessen wird der Einsatz der biologischen Reinigungsstufe verlangt (vgl. Abschnitt 2.5). Um für diese Größenklasse dennoch konkrete Ablaufwerte für das Baselineszenario zu erhalten, wird aus den verfügbaren Daten von Kläranlagen in Gemeinden der Größenklasse 2, die bereits mit einer biologischen Reinigungsstufe ausgestattet sind, der Median ermittelt. Für die Phosphorkonzentration wird der aufgerundete Median von 5 mg/l

[96] Vgl. Bewirtschaftungsplan-entwurf deutscher Teil FGE Oder 2008: S.85

und für die Stickstoffkonzentration der aufgerundete Median von 30 mg/l als Ablaufkonzentration des Baselineszenarios für Kläranlagen in Gemeinden der Größenklasse 2 verwendet. Insgesamt ergeben sich daraus für Tschechien und Polen die in Tab. 9 aufgeführten Ablaufkonzentrationen für Gesamtstickstoff und -phosphor, die für das Baselineszenario im Referenzjahr 2015 angenommen werden. Die angenommenen Ablaufkonzentrationen aus Tab. 9 gelten allerdings nur, wenn die im Datensatz vorliegenden Messwerte oberhalb dieser Werte liegen. Sofern die Messwerte die aufgeführten Anforderungen unterschreiten, bilden die Messwerte die Grundlage des Baselineszenarios.

Tab. 9: Annahmen für die Ablaufkonzentrationen in Polen und Tschechien für das Referenzjahr 2015

Größenklassen der Kläranlagen	Gesamtstickstoff [mg/l]	Gesamtphosphor [mg/l]
2	30	5
1	15	2
0	10	1

Für Tschechien werden die Anschlussgrade und Abwassermengen für das Baselineszenario gegenüber den Ausgangsdaten des IGB nicht verändert, da aufgrund von Zwischenzielen aus der EU-Beitrittsakte keine genauen Zielwerte für die prozentualen Anschlussgrade vorgegeben werden. Zudem enthält die verfügbare Datengrundlage des IGB weder Angaben über Bevölkerungszahlen der einzelnen Ortschaften noch über die derzeitige Anzahl der angeschlossenen Einwohner, so dass deren Erhöhung bis zum Jahr 2015 ohnehin nicht berechnet werden kann (vgl. Abschnitt 3.1).

Für Polen sind die verfügbaren Daten und die gesetzlichen Zielwerte wesentlich detaillierter, so dass hier die notwendigen Angleichungen der Daten an das Baselineszenario durchgeführt werden können. Wie im Abschnitt 2.5 bereits dargestellt wurde, erfolgt in Polen im Zuge der Umsetzung der EU-Abwasserrichtlinie eine Erhöhung der Anschlussgrade (vgl. Tab. 10), womit auch eine Zunahme der Einwohnergleichwerte sowie der Abwassermengen verbunden ist.

Tab. 10: Annahmen für Anschlussgrade in Polen im Referenzjahr 2015 (vgl. VISCAT S.6)

Größenklassen der Gemeinden	EGW	Anschlussgrad [%]
2	2000 - 15000	80
1	15000 - 100000	90
0	> 100000	98

Da der Anschlussgrad polnischer Kläranlagen in Gemeinden der Größenklasse 0 im Jahr 2005 bei lediglich 84 Prozent lag, werden die für das Baselineszenario angenommenen Einwohnergleichwerte gegenüber den Ausgangsdaten aus dem Jahr 2005 bei einigen polnischen Kläranlagen in Gemeinden der Größenklasse 0 deutlich erhöht. Denn aufgrund der Gesetzgebung ist für diese Größenklasse von einer weiteren Erhöhung der Anschlussgrade bis auf 98 Prozent im Referenzjahr 2015 auszugehen (vgl. Tab. 10). Dies hat zur Folge, dass im Jahr 2015 gegenüber dem Jahr 2005 die Abwässer von etwa 1,46 Mio. zusätzlichen Einwohnergleichwerten in polnischen Kläranlagen behandelt werden. Auch die Abwassermenge von insgesamt sechs polnischen Klärwerken in Gemeinden der Größenklasse 0 wurde aufgrund der erhöhten Anschlussgrade für das Baselineszenario entsprechend angeglichen. Dadurch erhöht sich die angenommene jährliche Abwassermenge in polnischen Kläranlagen für das Jahr 2015 insgesamt um rund 202,6 Mio. Kubikmeter. Da die für 2015 geforderten Anschlussgrade für Kläranlagen der Größenklasse 1 und 2 zum Zeitpunkt der Datenerfassung im Jahr 2005 bereits erreicht wurden, wird die Datengrundlage für das Baselineszenario in diesen Größenklassen nicht verändert.

3.4.2 Entwicklung des Least-Cost-Szenarios

Wie aus dem Abschnitt 2.3 hervorgeht, ist für die Phosphor- und Stickstoffelimination grundsätzlich der Einsatz mehrerer Verfahren zur Abwasserbehandlung denkbar. Im Rahmen des *Least-Cost-Szenarios* soll jedoch eine Auswahl von Maßnahmen getroffen werden, so dass als Ergebnis für jede ausbaufähige Kläranlage die vergleichsweise kostenwirksamste Ausbauvariante vorliegt. Als Ergebnis kann somit die jeweils marginale Kostenänderung dargestellt werden, d.h. die Kosten für jedes zusätzlich eliminierte Kilogramm Nährstoff. Daher erfolgt die Auswahl der einzelnen Eliminationsverfahren nicht primär auf der Grundlage technischer Gesichtspunkte sondern vor Allem nach dem Kriterium der Kosteneffektivität. Die Auswahl der kosteneffektivsten Variante zur Nährstoffreduktion im Einzugsgebiet der Oder wird im Folgenden als Least-Cost-Szenario bezeichnet.

Um die Kosteneffektivitäten der einzelnen Eliminationsmaßnahmen miteinander vergleichen zu können, muss aber zunächst das Reduktionspotenzial bestimmt werden, dass durch den Einsatz des jeweiligen Verfahrens in den einzelnen Kläranlagen erzielt werden kann. Die Berechnung von Reduktionspotenzialen erfolgt über das Produkt der Abwassermenge und der Differenz der Ablaufkonzentrationen. Wenn beispielsweise die Ablaufkonzentration für Phosphor von 2 mg/l auf 0,8 mg/l reduziert wird und die Kläranlage im Referenzjahr 2015 eine jährliche Abwassermenge von 4.291.000 Kubikmetern aufweist, ergibt sich daraus ein jährliches Reduktionspotenzial von 5150 Kilogramm Phosphor. Auf Grundlage der Reduktionspotenziale können nun, unter Verwendung der beschriebenen Kostenmethode, die Grenzkosten der einzelnen Ertüchtigungsmaßnahmen berechnet werden.

Sofern für einzelne Kläranlagen die Grenzkosten mehrerer Reduktionsmaßnahmen für Phosphor bzw. Stickstoff bestimmt wurden, erfolgt in einem nächsten Schritt die Auswahl der Ertüchtigungsmaßname, die sich zu den vergleichsweise geringsten Grenzkosten realisieren lässt. Dabei wird die Auswahl unabhängig davon getroffen, wie hoch die jährliche Reduktionsmenge an Phosphor oder Stickstoff ist, die durch den Einsatz des jeweiligen Verfahrens erzielt werden kann. Einziges Auswahlkriterium für die Maßnahmen ist die Kosteneffektivität. Somit liegt als Ergebnis für jede Kläranlage die jeweils kosteneffektivste Ertüchtigungsmaßnahme hinsichtlich der Phosphor- und Stickstoffelimination vor. Abschließend können diejenigen Kläranlagen mit den günstigsten Kosteneffektivitäten ausgewählt und für eine weitere Ertüchtigung über den Ausbaustand des Referenzjahres 2015 hinaus vorgeschlagen und als Least-Cost-Szenario umgesetzt werden.

Für die Ergebnisdarstellung werden die Grenzkosten, Jahreskosten und Reduktionsmengen zunächst aufsteigend nach der Kosteneffektivität sortiert. Anschließend werden die Jahreskosten und Reduktionsmengen akkumuliert und als Vermeidungskostenkurve aufsteigend kumuliert dargestellt. Des Weiteren werden die Vermeidungskosten über den jeweiligen Reduktionsanteilen gegenüber der Emissionsmenge im Baselineszenario abgebildet. Somit kann für jedes prozentuale Reduktionsziel die jeweils kosteneffektivste Gesamtreduktion für Phosphor oder Stickstoff ermittelt werden.

3.4.3 Entwicklung des Grenzwertszenarios

Um die Ergebnisse des Least-Cost-Szenarios mit einem alternativen Szenario vergleichen zu können, werden im Rahmen dieser Arbeit auch die Kosten berechnet, die bei einer weiteren Verschärfung der gesetzlichen Grenzwerte für die Ablaufkonzentrationen der Parameter Gesamtstickstoff und -phosphor entstünden. Als Ablaufwerte des Grenzwertszenarios werden die in Tab. 11 aufgeführten größenklassenspezifischen Ablaufkonzentrationen angenommen. Da die Kosten für die klä-

ranlagenspezifische Stickstoffreduktion in Gemeinden der Größenklasse 2 im Least-Cost-Szenario nicht bestimmt werden, wird darauf auch bei der Kostenberechnung für das Grenzwertszenario verzichtet. Somit werden für Kläranlagen in Gemeinden dieser Größenklasse keine Grenzwerte für die Stickstoffemissionen angenommen.

Tab. 11: Ablaufkonzentrationen für Gesamtstickstoff und -phosphor für das Grenzwertszenario

Größenklasse	Gesamtstickstoff [mg/l]	Gesamtphosphor [mg/l]
2	-	2
1	10	1
0	6	0,5

Als Referenzrahmen für die Kostenberechnung des Grenzwertszenarios werden die Werte des Baselineszenarios verwendet. Die Kosten für das Grenzwertszenario werden nur berechnet, wenn die Grenzwerte aus Tab. 11 von den Ablaufkonzentrationen des Baselineszenarios überschritten werden. Sofern durch den Einsatz eines Eliminationsverfahrens die Reduktion von Gesamtstickstoff oder -phosphor über die angenommenen Anforderungen aus Tab. 11 hinaus möglich ist, werden die entstandenen Kosten im Rahmen der Grenzkostenberechnung auch auf die maximal erreichbare Reduktionsmenge bezogen. So werden beispielsweise die Kosten für die Flockungsfiltration einer bestimmten Anlage auf die reduzierte Phosphormenge bezogen, die mit dem minimalen Ablaufwert von 0,3 mg/l erreichbar ist, obwohl in den angenommenen Ablaufkonzentrationen des Grenzwertszenarios lediglich die Einhaltung von 0,5 mg/l Gesamtphosphor verlangt wird. Darüber hinaus wird die Kostenberechnung analog zur Berechnungsmethode des Least-Cost-Szenarios durchgeführt. Als Ergebnis des Grenzwertszenarios liegen die Grenzkosten für sämtliche Kläranlagen in den Gemeinden der entsprechenden Größenklassen vor, bei denen die in Tab. 11 aufgeführten Grenzwerte im Baselineszenario nicht eingehalten werden.

4 Ergebnisse

4.1 Kläranlagen, Einwohnergleichwerte und Abwassermengen

Um eine bessere Vorstellung von der Struktur der Siedlungswasserwirtschaft im Einzugsgebiet der Oder zu erhalten, wird im Folgenden der Referenzrahmen für die relevanten Einflussfaktoren dargestellt. Als Referenzrahmen werden die Werte aufgeführt, die in der vorliegenden Arbeit auf Basis der verwendeten Datengrundlage für das Referenzjahr 2015 als Baselineszenario angenommen werden. Zunächst wird die Verteilung der Kläranlagenanzahl sowie der Einwohnergleichwerte nach Ländern und Größenklassen dargestellt.

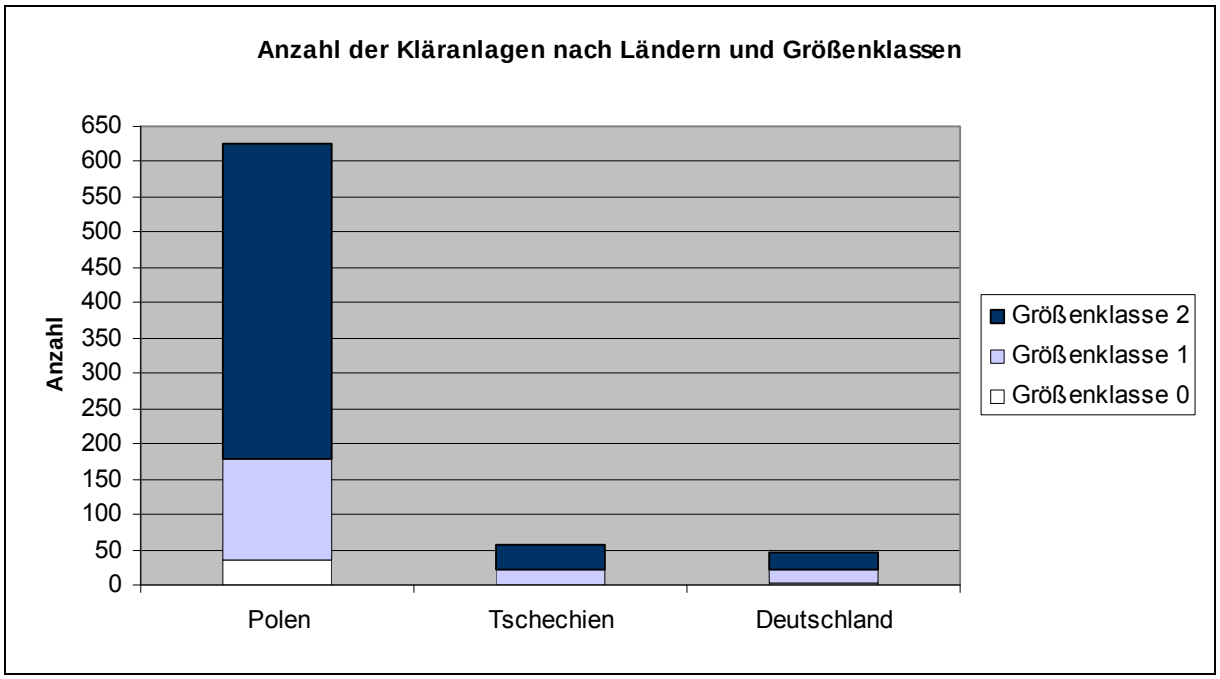


Abb. 3: Anzahl der Kläranlagen in den einzelnen Kläranlagengrößenklassen und Ländern

Tab. 12: Prozentuale Anteile der Kläranlagenanzahl differenziert nach Ländern und Kläranlagengrößenklassen

	Größenklasse 0	Größenklasse 1	Größenklasse 2	***Gesamt***
Tschechien	1,8	35,7	62,5	**7,7**
Deutschland	4,3	45,7	50,0	**6,3**
Polen	5,6	22,8	71,6	**86,0**
Gesamt	**5,2**	**25,3**	**69,5**	

Bei der Verteilung der Kläranlagenanzahl auf die Länder und Größenklassen in Tab. 12 und Abb. 3 zeigt sich, dass sich in Polen 626 der insgesamt 728 Kläranlagen befinden, was einem Anteil von 86 Prozent an sämtlichen im Einzugsgebiet der Oder existierenden Kläranlagen der Größenklassen 0 bis 2 entspricht. Tschechien und Deutschland haben mit 56 respektive 46 Kläranlagen einen vergleichsweise geringen Anteil an der Gesamtzahl. Darüber hinaus wird ersichtlich, dass in allen drei Ländern die Anzahl von Kläranlagen der Größenklasse 2 und 1 überwiegt. Insbesondere in Tschechien und Polen ist der Anteil von Kläranlagen der Größenklasse 2 mit 62,5 Prozent respektive 71,6 Prozent verhältnismäßig groß, während die Anzahl von Kläranlagen der Größenklasse 0 kaum ins Gewicht fällt.

Tab. 13: Prozentuale Anteile der Einwohnergleichwerte (EGW) an der Gesamtzahl an EGW im Odereinzugsgebiet differenziert nach Ländern und Größenklassen

	Größenklasse 0	Größenklasse 1	Größenklasse 2	***Gesamt***
Tschechien	1,4	3,2	0,9	**5,5**
Deutschland	1,2	3,3	0,5	**4,9**
Polen	51,2	27,2	11,2	**89,6**
Gesamt	**53,8**	**33,7**	**12,6**	

Wie Tab. 13 zeigt, ist der Anteil von Einwohnergleichwerten bei Kläranlagen der Größenklasse 2 mit knapp 13 Prozent trotz der großen Anzahl von Anlagen in dieser Größenklasse vergleichsweise gering. Hingegen lassen sich etwa 54 Prozent der Einwohnergleichwerte auf Kläranlagen der Größenklasse 0 vereinen, und das obwohl die Kläranlagen dieser Größenklasse zahlenmäßig mit einem Anteil von knapp über 5 Prozent deutlich unterrepräsentiert sind. Im Ländervergleich ergibt sich ein deutliches Übergewicht von Einwohnergleichwerten in polnischen Kläranlagen, was wiederum in etwa den jeweiligen Flächenanteilen der drei Länder am Einzugsgebiet der Oder entspricht. Bemerkenswert ist noch, dass allein die polnischen Kläranlagen der Größenklasse 0 mit etwa 51 Prozent mehr als die Hälfte der gesamten Einwohnergleichwerte des Einzugsgebietes der Oder auf sich vereinen.

Tab. 14: Gesamtgröße in Quadratkilometern und prozentuale Flächenanteile der Länder am Einzugsgebiet der Oder

	Fläche (km²)	**Anteile (%)**
Tschechien	6453	**5,4**
Deutschland	5587	**4,7**
Polen	106821	**89,9**
Gesamt	**118861**	

Wie der Vergleich von Tab. 13 und Tab. 14 deutlich macht, entsprechen die aufgezeigten Anteile der Einwohnergleichwerte nach Ländern in etwa den Flächenanteilen des jeweiligen Landes am Einzugsgebiet der Oder.

Tab. 15: Mittlere jährliche Abwassermenge in Kubikmeter je Einwohnergleichwert (EGW) bezogen auf Länder und Größenklassen

Mittelwert von m^3/EGW	Größenklasse 0	Größenklasse 1	Größenklasse 2	Gesamt
Tschechien	106	106	85	**93**
Deutschland	31	33	31	**32**
Polen	32	21	22	**22**
Gesamt	**34**	**32**	**27**	**28**

Tab. 15 zeigt, dass die jährliche mittleren Abwassermengen je Einwohnergleichwert in Deutschland mit 32 m^3 pro EGW über den Werten in Polen liegt (22 m^3 pro EGW). Zudem wird ersichtlich, dass die Werte mit zunehmender Größenklasse abnehmen, was dafür spricht, dass der Anteil industrieller Anlagen mit der Größe der Kläranlagen zunimmt. Darüber hinaus wird in Tab. 15 deutlich, dass die mittlere jährliche Abwassermenge je Einwohnergleichwert in Tschechien mit 93 m^3 pro EGW etwa das Vierfache der polnischen und das Dreieinhalbfache der deutschen Werte aufweist. Die Werte dieser Höhe sind kaum damit erklärbar, dass bspw. der Fremdwasseranteil aus industriellen Anlagen in Tschechien höher sein könnte als in den anderen Ländern. Zudem liegt der durchschnittliche Wasserverbrauch pro Kopf im Einzugsgebiet der Oder bei 109 Liter pro Tag[97], was einer Abwassermenge von rund 40 m^3 pro EGW und Jahr entspräche. Während die deutschen und polnischen Daten in dieser Größenordnung liegen, sind die tschechischen Werte mehr als doppelt

[97] Vgl. Internationaler Bewirtschaftungsplanentwurf FGE Oder 2008: S.46

so hoch. Daher kann vermutet werden, dass die Datengrundlage der tschechischen Kläranlagen fehlerhaft ist und nicht die reale Situation widerspiegelt. Dies muss bei der weiteren Ergebnisbetrachtung berücksichtigt werden.

4.2 Referenzrahmen Phosphor

4.2.1 Ablaufkonzentrationen und Referenzemissionen für Phosphor

Tab. 16: Angenommene mittlere Ablaufkonzentrationen der Phosphoremissionen aus Kläranlagen für das Basisjahr 2015 nach Ländern und Größenklassen

Ablaufwerte P mg/l	Größenklasse 0	Größenklasse 1	Größenklasse 2	***Gesamt***
Tschechien	1,0	1,8	3,8	**3,0**
Polen	1,0	1,7	3,5	**2,9**
Deutschland	1,0	0,8	2,7	**1,8**
Gesamt	**1,0**	**1,6**	**3,5**	**2,9**

Wie Tab. 16 zeigt, sind die für das Jahr 2015 angenommenen Konzentrationen der Phosphoremission aus Klärwerken der betrachteten Größenklassen in Deutschland mit durchschnittlich 1,8 mg/l am geringsten und in Tschechien mit 3,0 mg/l am höchsten. Im Vergleich der einzelnen Größenklassen wird deutlich, dass die mittleren Ablaufwerte der Größenklasse 1 in allen drei Ländern unter den geforderten Grenzwerten aus der EU-Abwasserrichtlinie von 2 mg/l liegen. Die höchsten mittleren Phosphorkonzentrationen mit 3,5 mg/l werden in Kläranlagen der Größenklasse 2 emittiert. Tschechische Kläranlagen der Größenklasse 2 weisen mit 3,8 mg/l die höchsten Ablaufwerte für Phosphor auf. Der Grund für die vergleichsweise hohen Ablaufwerte in Kläranlagen der Größenklasse 2 liegt darin, dass in der EU-Abwasserrichtlinie für diese Größenklasse keine Grenzwerte vorgesehen sind.

Tab. 17: Angenommene Emissionsmengen von Phosphor in Jahrestonnen für das Basisjahr 2015 sowie die jeweiligen prozentualen Anteile differenziert nach Ländern und Größenklassen

	Größenklasse 0	Größenklasse 1	Größenklasse 2	***Gesamt***	Anteile in %
Deutschland	7,8	22,4	7,4	**37,6**	3,3
Tschechien	33,6	122,4	56,8	**212,9**	18,9
Polen	495,2	204,4	176,2	**875,8**	77,8
Gesamt	**536,5**	**349,2**	**240,5**	**1126,3**	
Anteile in %	47,6	31,0	21,4		

Wie Tab. 17 zeigt, liegen die im Rahmen dieser Arbeit für das Jahr 2015 angenommenen Gesamtemissionsmengen bei insgesamt 1126,3 Jahrestonnen Phosphor. Trotz vergleichsweise hoher mittlerer Ablaufwerte für Phosphor in Kläranlagen der Größenklasse 2 von 3,5 mg/l gegenüber 1 mg/l in Kläranlagen der Größenklasse 0 (vgl. Tab. 16), beträgt der Emissionsanteil von Kläranlagen der Größenklasse 2 an den Gesamtemissionen von Phosphor lediglich 21,4 Prozent (vgl. Tab. 17). Somit spiegelt sich in diesem Wert der geringe Anteil an Einwohnerwerten (12,6 %) von Kläranlagen der Größenklasse 2 wider (vgl. Tab. 13). Obwohl der zahlenmäßige Anteil von Kläranlagen der Größenklasse 0 bei lediglich 5,2 % liegt und die angenommenen Ablaufwerte in dieser Größenklasse mit durchschnittlich 1,0 mg/l Phosphor die vergleichsweise niedrigsten sind, ist der Anteil

der Größenklasse 0 an den Gesamtemissionen für Phosphor mit 47,6 % der mit Abstand größte. Diese Verteilungen lassen sich mit den entsprechenden Anteilen der Einwohnergleichwerte erklären (vgl. Tab. 13). Um die Referenzemissionen der einzelnen Größenklassen und Länder besser miteinander vergleichen zu können, werden im Folgenden die Emissionsmengen auf die jeweiligen Einwohnergleichwerte bezogen.

Tab. 18: Mittlere jährliche Emissionsmengen in Kilogramm Phosphor je Einwohnergleichwert (EGW) für das Referenzjahr 2015 differenziert nach Ländern und Größenklassen

	Größenklasse 0	Größenklasse 1	Größenklasse 2	***Gesamt***
Tschechien	0,11	0,19	0,32	**0,27**
Deutschland	0,03	0,03	0,08	**0,06**
Polen	0,03	0,03	0,07	**0,06**
Gesamt	**0,03**	**0,05**	**0,09**	**0,08**

Tab. 18 verdeutlicht, dass die mittleren jährlichen Emissionsmengen in Kilogramm Phosphor je Einwohnergleichwert (EGW) in Deutschland und Polen mit jeweils 0,06 kg pro EGW in etwa gleich sind. Beim Vergleich nach Größenklassen zeigt sich eine Zunahme der Emissionsmengen mit zunehmender Größe der Kläranlagen. Dies lässt sich, wie schon bei den einwohnergleichwertbezogenen Abwassermengen in Tab. 15, damit erklären, dass industrielle Abwässer in der Regel deutlich geringere Phosphorkonzentrationen aufweisen als häusliche und dass der Abwasseranteil aus der Industrie bei größeren Kläranlagen im Mittel höher ist als bei kleinen Anlagen. Darüber hinaus wird in Tab. 18 erneut erkennbar, dass offenbar eine Datenschieflage zwischen den tschechischen Werten einerseits und den polnischen und deutschen Werten andererseits existiert. Denn anders lässt sich kaum erklären, dass die tschechischen Emissionsmengen in Bezug auf die Einwohnergleichwerte um mehr als das Dreifache gegenüber den polnischen und deutschen Werten erhöht sind.

4.2.2 Für Maßnahmen zur weiteren Phosphorminimierung geeignete Kläranlagen

In Abschnitt 2.3 wurde erläutert, welche Techniken im Rahmen dieser Arbeit als Ausbaumaßnahmen zur weiteren Phosphorreduktion in Kläranlagen über den Referenzzustand im Jahr 2015 hinaus in Betracht kommen. Wie nun in der folgenden Abb. 4 deutlich wird, können auf Grundlage der in dieser Arbeit getroffenen Annahmen sämtliche 728 Kläranlagen im Einzugsgebiet der Oder mit einer weiteren Phosphorelimination ausgestattet werden.

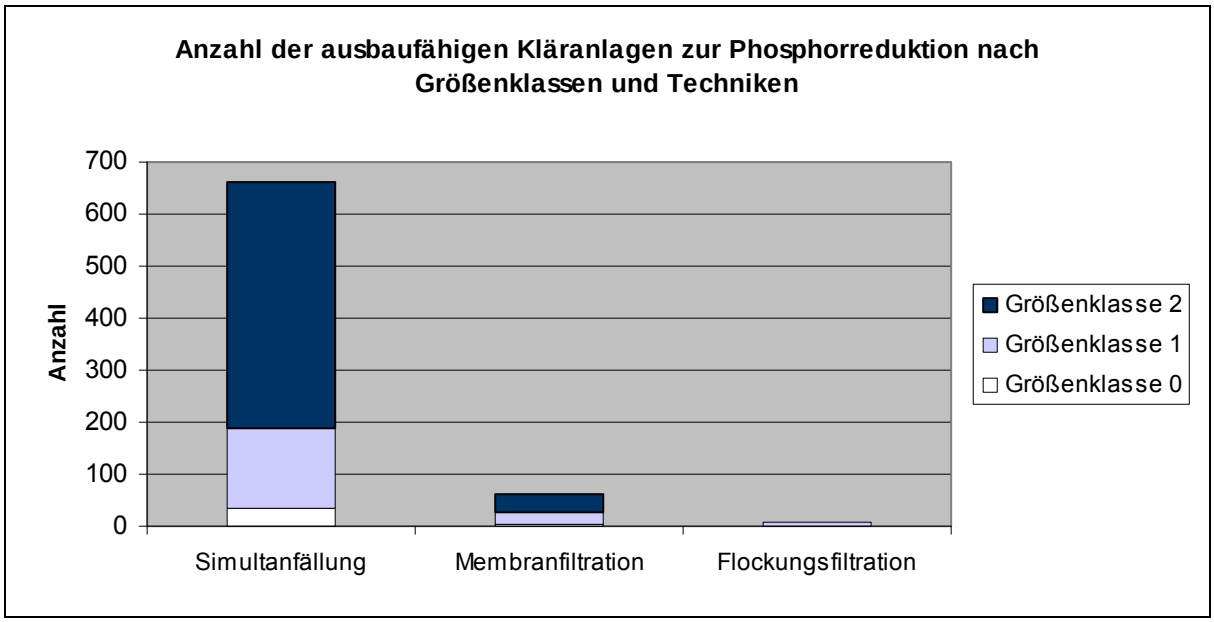


Abb. 4: Anzahl der ausbaufähigen Kläranlagen zur Phosphorreduktion differenziert nach Größenklassen und Techniken

Darüber hinaus wird in Abb. 4 aufgezeigt, bei welcher Anzahl an Kläranlagen die jeweilige Technik als Reduktionsverfahren für Phosphor zum einen geeignet und zum anderen am kosteneffektivsten ist. Dies trifft bei insgesamt 661 Anlagen und somit bei der überwiegenden Anzahl der Kläranlagen auf die Simultanfällung zu. Die Membran- und Flockungsfiltration können hingegen lediglich bei 60 respektive 7 Kläranlagen kosteneffektiv eingesetzt werden. Bei 67 Anlagen liegen die Ablaufwerte für Phosphor im Referenzjahr bei 0,8 mg/l oder darunter, so dass mit der Simultanfällung keine weitere Phosphorreduktion erzielt werden kann. Daraus resultiert, dass die Simultanfällung bei sämtlichen Kläranlagen das kosteneffektivste Verfahren zur Phosphorreduktion darstellt und die Membran- und Flockungsfiltration nur dann zum Einsatz kommen, wenn eine Reduktion der Ablaufwerte unter eine Konzentration von 0,8 mg/l Phosphor angestrebt wird.

4.3 Reduktionspotenziale für Phosphor

Mit den angenommenen Ausbaumaßnahmen für Kläranlagen kann eine Gesamtreduktion der Phosphoremissionen um insgesamt 482 Jahrestonnen erreicht werden, was einer Phosphorminimierung um etwa 43% gegenüber der Referenzemission im Basisjahr 2015 entspricht.

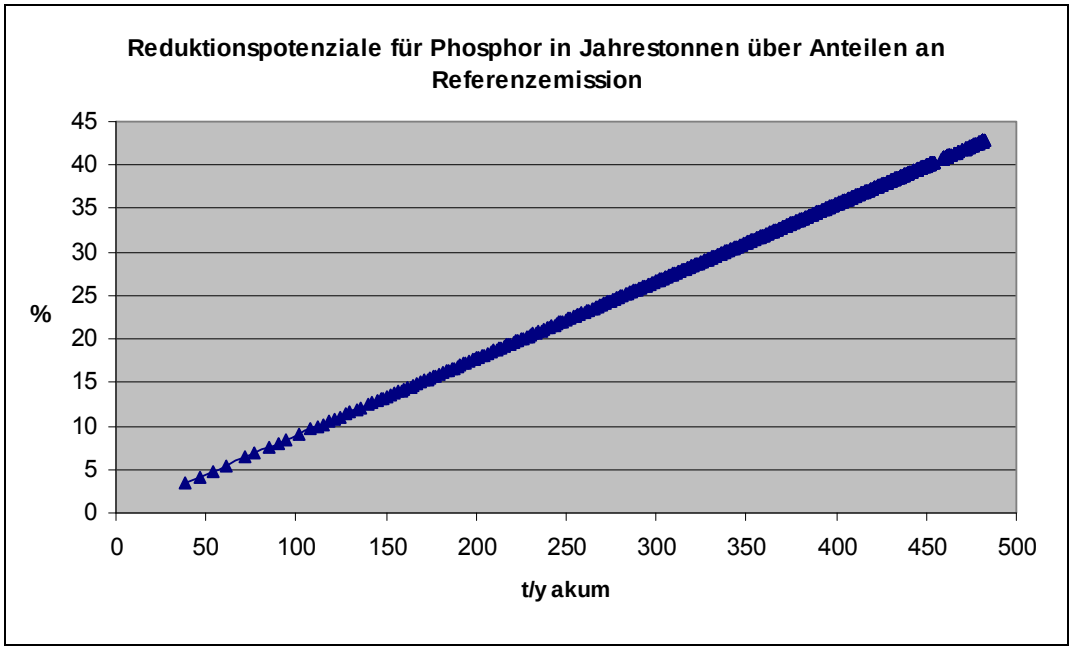


Abb. 5: Reduktionspotenziale in Jahrestonnen und deren prozentuale Anteile an der Referenzemission im Jahr 2015 für Phosphor
Erläuterung: Die Reduktionsmengen der einzelnen Kläranlagen sind ihrer Höhe nach absteigend dargestellt.

In Abb. 5 wird der Zusammenhang zwischen der prozentualen Phosphorminimierung gegenüber dem Referenzzustand im Jahr 2015 und der damit verbundenen Reduktionsmenge in Jahrestonnen Phosphor deutlich. So kann bspw. bestimmt werden, dass bei einer Reduktion von 25 % die jährliche Emissionsmenge von Phosphor gegenüber der Referenzemission im Jahr 2015 um insgesamt etwa 280 Tonnen reduziert wird. Zudem wird in Abb. 5 erkennbar, dass durch den Ausbau der zwölf Kläranlagen mit den größten Reduktionspotenzialen, eine Phosphorreduktion von rund zehn Prozent gegenüber der Referenzemission von 2015 erreicht werden kann. Um die maximal mögliche Reduktionsmenge von 482 Jahrestonnen Phosphor zu realisieren, müsste allerdings ein Ausbau der insgesamt 728 Kläranlagen durchgeführt werden.

Tab. 19: Angenommene Referenzemissionen im Jahr 2015 und die möglichen weitergehenden Reduktionspotenziale in Jahrestonnen Phosphor aufsummiert nach Ländern sowie die Anteile an den landesspezifischen Ausgangsemissionen

	P_{ges}-Emissionen 2015 (t/Jahr)	P_{ges}-Reduktion (t/Jahr)	Anteile (%)
Deutschland	37,6	16,3	43
Tschechien	212,9	116,8	55
Polen	875,8	348,9	40
Gesamt	**1126,3**	**482**	**43**

Wie Tab. 19 zeigt, weisen polnische Kläranlagen mit insgesamt 348,9 Jahrestonnen Phosphor erwartungsgemäß das mit Abstand größte Reduktionspotential auf. Deutsche Kläranlagen würden durch die angenommenen Ausbaumaßnahmen jährlich lediglich 16,3 Tonnen Phosphor weniger emittieren als im Basisjahr 2015. Tschechische Anlagen würden demnach einen Beitrag von 116,8 Jahrestonnen zur Phosphorminimierung leisten. Betrachtet man nun die berechneten Reduktionspotenziale der einzelnen Länder und bestimmt den jeweiligen Anteil an der landesspezifischen Ausgangsemission des Jahres 2015, so zeigt sich, dass tschechische Kläranlagen nach der Realisierung sämtlicher angenommener Ausbaumaßnahmen rund 55 Prozent weniger als im Jahr 2015 emittieren. Deutsche Anlagen reduzieren die Phosphoremissionen um 43 Prozent und in Polen liegt der Anteil an der Ausgangsemission bei rund 40 Prozent (vgl. Tab. 19).

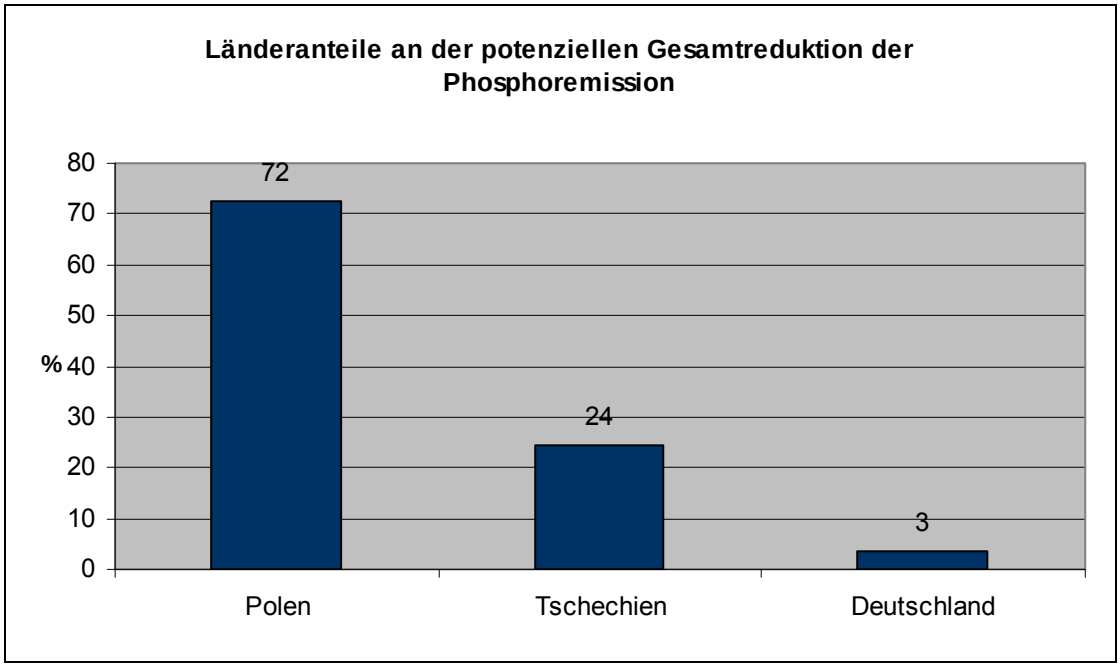


Abb. 6: Prozentuale Anteile der landesspezifischen Reduktionsmenge am gesamten Reduktionspotenzial für Phosphor.

Die jeweiligen Anteile der Länder an der angenommenen Gesamtreduktionsmenge von 482 Jahrestonnen Phosphor stellen sich hingegen anders dar (vgl. Abb. 6). Demnach liegt der polnische Anteil an der angenommenen Gesamtminimierung des Phosphoreintrags bei rund 72 Prozent. Tschechien und Deutschland tragen mit jeweils 24 Prozent bzw. 3 Prozent einen vergleichsweise geringen Anteil. Allerdings muss bei dieser Betrachtung der große Anteil Polens an der Gesamtzahl der Kläranlagen und Einwohnergleichwerten berücksichtigt werden (vgl. Tab. 12 und Tab. 13).

Tab. 20: Angenommene Referenzemissionen im Jahr 2015 und Reduktionspotenziale in Jahrestonnen Phosphor aufsummiert nach Größenklassen sowie die jeweiligen Anteile an der größenklassenspezifischen Ausgangsemission

	P_{ges}-Emissionen 2015 (t/Jahr)	Pges-Reduktion (t/Jahr)	**Anteile (%)**
Größenklasse 0	536,5	108,6	**20,2**
Größenklasse 1	349,2	189,5	**54,3**
Größenklasse 2	240,5	184,0	**76,5**
Gesamt	**1126,3**	**482,0**	**42,8**

Bei der Differenzierung nach Größenklassen in Tab. 20 wird deutlich, dass die angenommenen Reduktionspotenziale für Kläranlagen der Größenklasse 1 und 2 mit Reduktionsmengen von 189,5 bzw. 184 Jahrestonnen Phosphor besonders hoch sind. Aber auch in den Kläranlagen der Größenklasse 0 ließe sich bei einer Umsetzung sämtlicher Ausbaumaßnahmen eine zusätzliche jährliche Reduktion von 108,6 Tonnen Phosphor erzielen. Im Vergleich zur Referenzemission innerhalb der einzelnen Größenklassen ist der Anteil der erreichbaren Reduktionsmengen bei Kläranlagen der Größenklasse 2 mit 76,5 Prozent am höchsten. In Größenklasse 0 lässt sich hingegen nur um weitere 20,2 Prozent gegenüber der Referenzemission im Jahr 2015 reduzieren.

Tab. 21: Prozentuale Anteile der Größenklassen am Gesamtreduktionspotenzial für Phosphor

	Anteile (%)
Größenklasse 0	22,5
Größenklasse 1	39,3
Größenklasse 2	38,2

Bei den Anteilen der Größenklassen am Gesamtreduktionspotenzial für Phosphor in Tab. 21 zeigt sich hingegen eine andere Verteilung. Trotz des verhältnismäßig geringen Anteils von 12,6 Prozent an den gesamten Einwohnergleichwerten (vgl. Tab. 13) und des geringen Anteils von 21,4 Prozent an den Gesamtphosphoremissionen bei Kläranlagen der Größenklasse 2 (vgl. Tab. 17), ist der Anteil dieser Größenklasse an der potenziell erreichbaren Reduktionsmenge mit 38,2 Prozent recht hoch. Ähnliches gilt in eingeschränkter Weise auch für die Kläranlagen der Größenklasse 1, die einen Anteil von 39,3 Prozent an der gesamten, erreichbaren Phosphorreduktion ausmachen. Verhältnismäßig gering ist hingegen der Reduktionsanteil von Kläranlagen der Größenklasse 0. Denn trotz eines Anteils von 47,6 Prozent an der Ausgangsemission im Jahr 2015 (vgl. Tab. 17), liegt der Beitrag dieser Größenklasse zur erreichbaren Reduktionsmenge bei lediglich 22,5 Prozent. Dies kann damit erklärt werden, dass die Grenzwerte der EU-Abwasserrichtlinie für die Größenklasse 0 bereits recht streng sind, so dass hier mit den verfügbaren Techniken der Spielraum für eine zusätzliche Phosphorreduktion beschränkt ist. Dies gilt nicht für die Größenklasse 2, denn hier schreibt die EU-Abwasserrichtlinie keinerlei Grenzwerte vor, so dass die Reduktionspotenziale dementsprechend groß ausfallen.

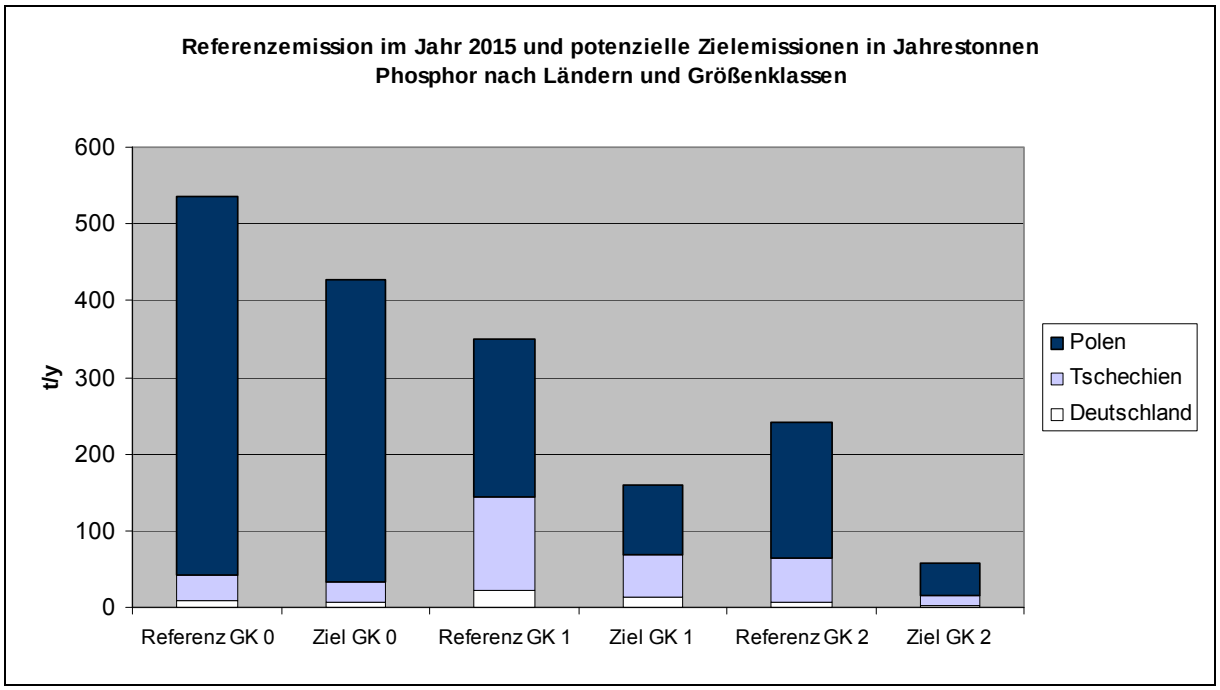


Abb. 7: Angenommene Referenz- und Zielemissionen in Jahrestonnen Phosphor differenziert nach Ländern und Größenklassen
Erläuterung: Die mit „Ziel“ beschrifteten Balken stellen die potenziell erreichbaren Emissionsziele, also die P-Emissionen in Jahrestonnen nach der Umsetzung sämtlicher im Rahmen dieser Arbeit angenommenen Ausbaumaßnahmen zur P-Eliminierung dar. Die mit Referenz beschrifteten Balken stehen für die angenommene Referenzemission im Jahr 2015.

Bei der weiteren Differenzierung der Reduktionspotenziale nach den drei Größenklassen der einzelnen Länder in Abb. 7 wird deutlich, dass insbesondere für tschechische und polnische Kläranlagen der Größenklasse 1 und 2 vergleichsweise hohe Potenziale für eine weitergehende Phosphoreliminierung nach 2015 gegeben sind.

Um die Reduktionspotenziale der einzelnen Größenklassen der drei Länder besser miteinander vergleichen zu können, werden in Abb. 8 die mittleren jährlichen Reduktionsmengen in Gramm Phosphor je Einwohnergleichwert für die einzelnen Größenklassen und Länder dargestellt.

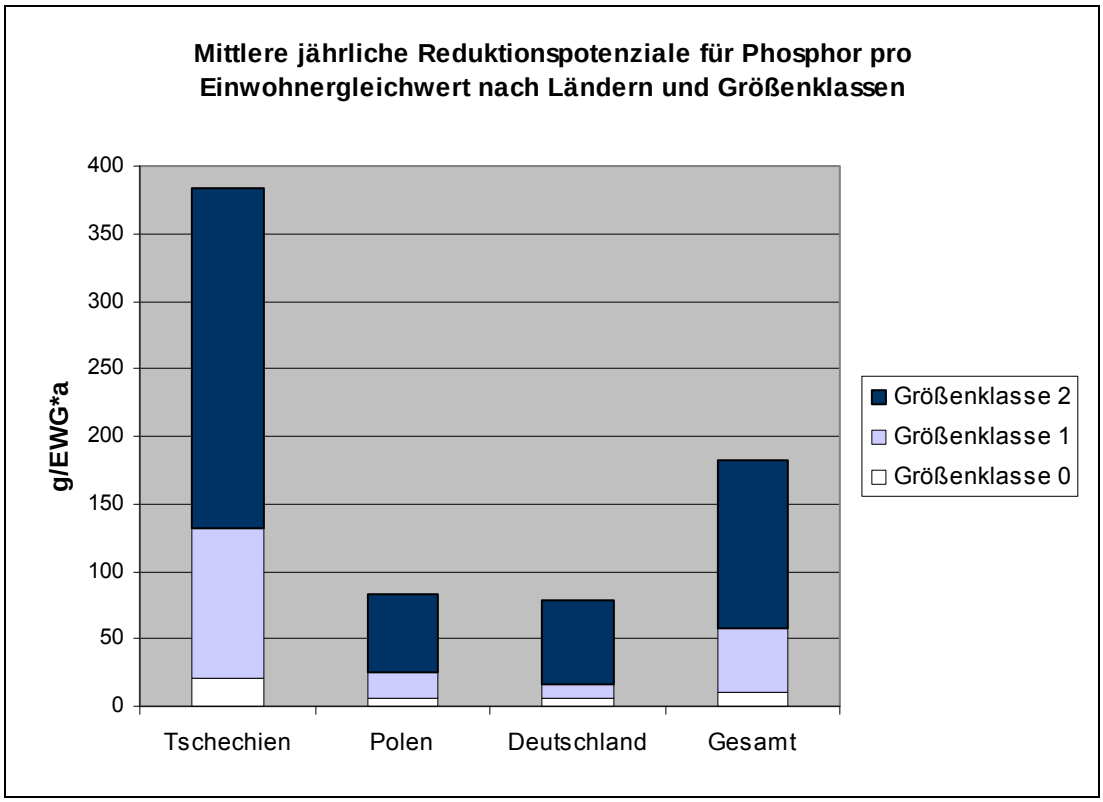


Abb. 8: Mittlere jährliche Reduktionsmengen in Gramm Phosphor je Einwohnergleichwert differenziert nach Größenklassen und Ländern
Erläuterung: Der mit „Gesamt“ beschriftete Balken stellt den Durchschnittswert der drei Länder dar.

Dabei wird deutlich, dass das mittlere jährliche Reduktionspotenzial in Gramm Phosphor pro Einwohnergleichwert bei tschechischen Kläranlagen im Vergleich zu den anderen Ländern mit Abstand am größten ist. Demnach beträgt die mittlere angenommene Emissionsreduktion pro Einwohnergleichwert in Tschechien im Vergleich zu den anderen Ländern mehr als das Fünffache. Die Unterschiede zwischen Deutschland und Polen sind hingegen recht gering. Bei der Differenzierung nach den jeweiligen Größenklassen fällt auf, dass die mittleren Reduktionspotenziale pro Einwohnergleichwert länderübergreifend in Kläranlagen der Größenklasse 2 am größten sind. Insbesondere die tschechischen Kläranlagen der Größenklasse 2, aber auch der Größenklasse 1, weisen somit ein vergleichsweise hohes mittleres Reduktionspotential pro Einwohnergleichwert auf. Die verhältnismäßig hohen einwohnergleichwertbezogenen Reduktionspotenziale der Größenklasse 2 lassen sich, wie schon in Tab. 15, mit dem vergleichsweise hohen Anteil häuslicher Abwässer in dieser Größenklasse erklären. Ein Erklärungsgrund für die überproportional hohen Reduktionspotenziale pro Einwohnergleichwert in Tschechien ist die mit 3,8 mg/l und 1,8 mg/l vergleichsweise hohe Ablaufkonzentration für Phosphor in den Größenklassen 2 und 1 (vgl. Tab. 16). Denn daraus resultiert, dass das Reduktionspotenzial bei tschechischen Kläranlagen bspw. in der Größenklasse 2 im Mittel um 0,3 mg/l höher ist als in Polen und um 1,1 mg/l höher ist als in Deutschland. Ein weiterer entscheidender Grund für die hohen Mittelwerte in Tschechien ist die vergleichsweise hohe Abwassermenge tschechischer Kläranlagen (vgl. Tab. 15). Da die Abwassermengen sowie die Phosphorkonzentrationen im Ablauf tschechischer Kläranlagen im Referenzjahr 2015 vergleichsweise hoch sind, ergeben sich solch hohe Reduktionspotenziale pro Einwohnergleichwert. Ob dieses hohe Reduktionspotenzial auch mit einer günstigen Kosteneffektivität einhergeht, wird im Abschnitt 4.4 zu zeigen sein.

4.4 Kosteneffektivitäten der Phosphorreduktion

Im Folgenden werden zunächst die Grenzkosten für die Phosphorreduktion über den erreichbaren Reduktionsmengen dargestellt, die sich aus der Umsetzung sämtlicher Reduktionsmaßnahmen für Phosphor ergeben (Abb. 9 und Abb. 10). Im Anschluss folgt eine differenzierte Betrachtungsweise, bei der nach Ländern, Größenklassen und Techniken unterschieden wird.

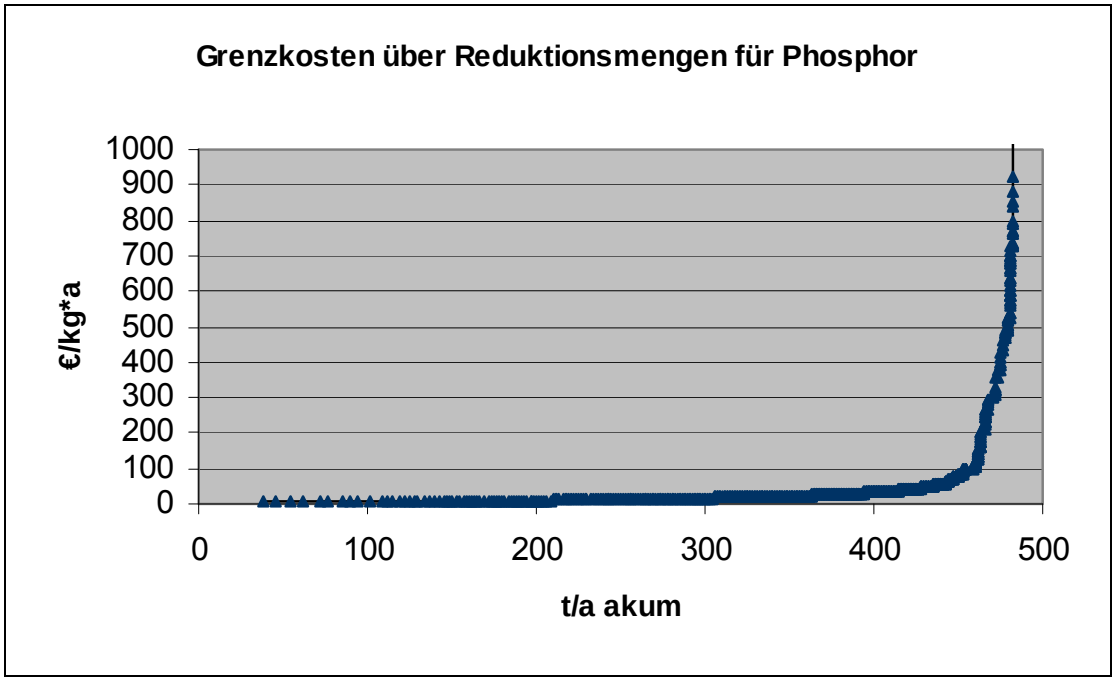


Abb. 9: Jährliche Grenzkosten unter tausend Euro pro reduziertem Kilogramm Phosphor über den aufsummierten jährlichen Reduktionsmengen der einzelnen Kläranlagen in Tonnen Phosphor
Erläuterung: Die dargestellten Kläranlagen sind von links nach rechts nach steigenden Grenzkosten sortiert.

In Abb. 9 kann abgelesen werden, wie hoch die Kosten je reduziertem Kilogramm Phosphor bei einer bestimmten Menge an jährlich verringerten Gesamtemissionen ausfallen. Andersherum wird auch ersichtlich, welche Gesamtreduktion an Phosphor bei einer bestimmten Höhe von Grenzkosten realisierbar ist. Dabei fällt auf, dass die Grenzkosten bis zu einer Reduktionsmenge von etwa 460 Jahrestonnen Phosphor nur leicht aber stetig bis auf etwa 110 €/kg*a ansteigen. Darüber hinaus nehmen die Kosten gegenüber den erreichbaren Reduktionsmengen überproportional deutlich zu.

Um eine etwas detailliertere Darstellungsweise zu ermöglichen, sind in der folgenden Abb. 10 die jährlichen Grenzkosten bis zu einer Höhe von 80 Euro je reduziertem Kilogramm Phosphor über den prozentualen Reduktionszielen dargestellt.

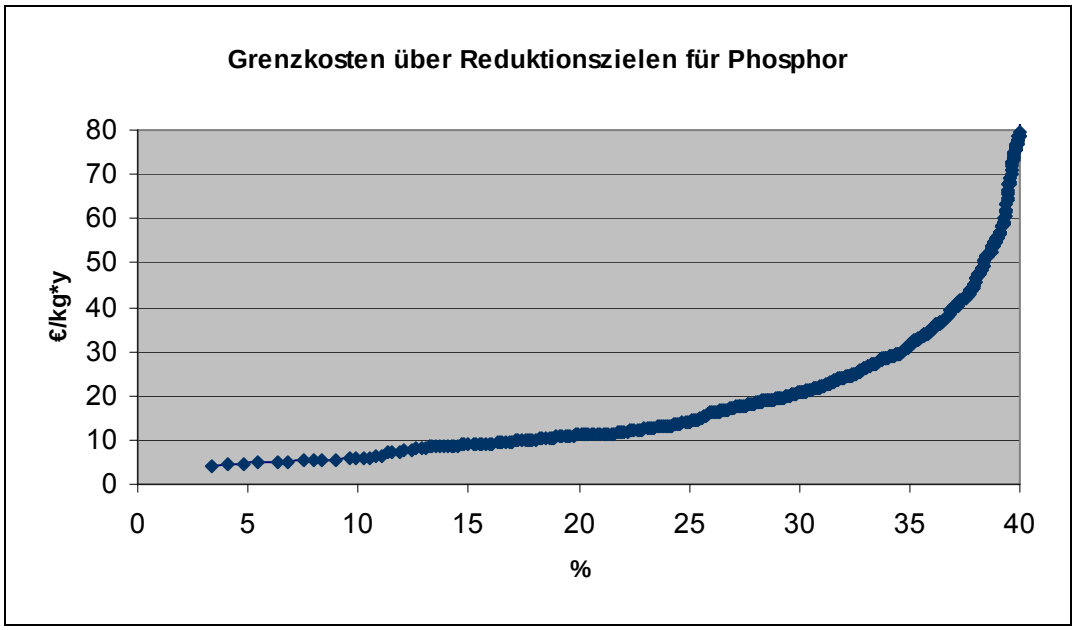


Abb. 10: Jährliche Grenzkosten unter 80 Euro pro reduziertem Kilogramm Phosphor über den prozentualen Reduktionsanteilen gegenüber der Referenzemissionsmenge im Jahr 2015 in Prozent
Erläuterung: Die dargestellten Kläranlagen sind von links nach rechts nach steigenden Grenzkosten sortiert.

Wie Abb. 10 zeigt, können beträchtliche Reduktionsanteile an der Referenzemissionsmenge zu verhältnismäßig geringen Grenzkosten realisiert werden. Bspw. ist es mit den, in der vorliegenden Arbeit betrachteten Ausbaumaßnahmen möglich, zu jährlichen Grenzkosten von etwa 20 Euro je reduziertem Kilogramm Phosphor, rund 30 Prozent der Ausgangsemissionsmengen aus dem Jahr 2015 zu minimieren.

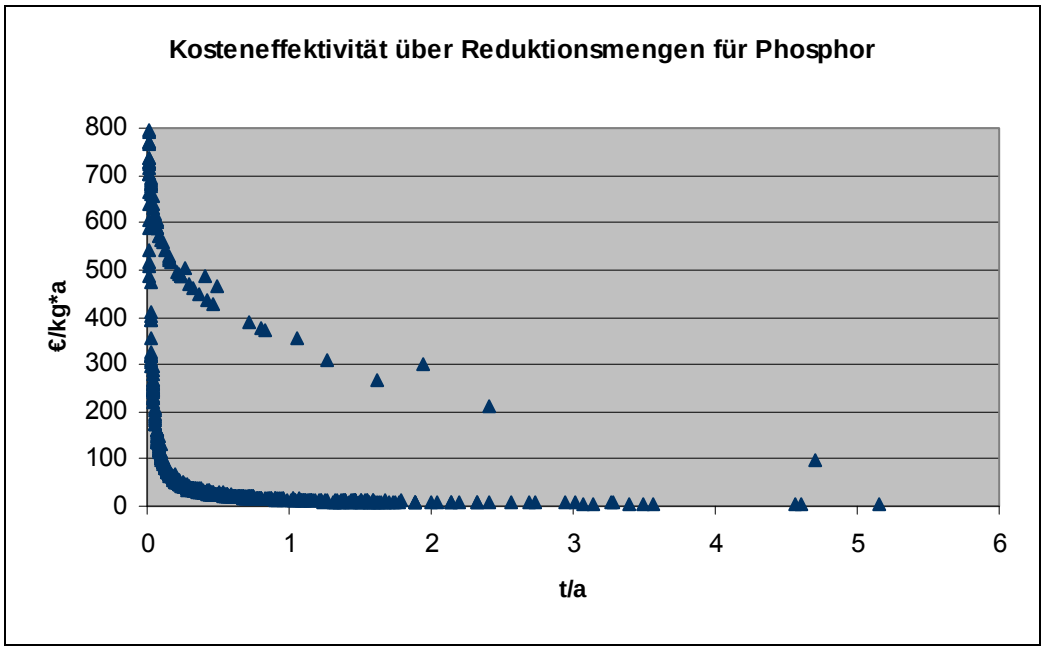


Abb. 11: Jährliche Grenzkosten in Euro je reduziertem Kilogramm Phosphor über den Reduktionspotenzialen in Jahrestonnen Phosphor

In Abb. 11 wird deutlich, dass sich unter den in der vorliegenden Arbeit getroffenen Annahmen mit zunehmender Reduktionsmenge eine Kostendegression einstellt. Darüber hinaus ist in Abb. 11 zu erkennen, dass die Kosteneffektivitäten auf drei verschiedenen Kurven verlaufen. Aufgrund der Ergebnisse aus Abb. 18 kann davon ausgegangen werden, dass die verschiedenen Verläufe der Grenzkostenkurven auf die unterschiedlichen Kosteneffektivitäten von Simultanfällung sowie Membran- und Flockungsfiltration zurückzuführen sind.

Um die Grenzkosten für die Phosphorreduktion und die damit einhergehenden Reduktionsmengen noch etwas detaillierter betrachten zu können, wird in den folgenden Tab.n und Abb.en einzeln nach Ländern, Größenklassen und Klärtechniken unterschieden. Dabei wird zunächst stets die jeweilige Verteilung der Grenzkosten als Boxplot dargestellt, die sich aus der Umsetzung sämtlicher in der vorliegenden Arbeit angenommenen Reduktionsmaßnahmen für Phosphor ergeben. Im Anschluss erfolgt dann jeweils eine Abb. der kostengünstigsten Grenzkostenbereiche über den damit erzielbaren Reduktionsmengen für Stickstoff. Zugunsten einer genauere Darstellungsform wird bei den Boxplots auf die Abb. von Ausreißern und Extremwerten verzichtet.

Tab. 22: Mediane sowie obere und untere Perzentile der Grenzkosten in Euro je reduziertem Kilogramm Phosphor nach Ländern

	Tschechien	Polen	Deutschland
25%-Perzentil	8,6	22,8	36,4
Median	9,4	41,6	102,0
75%-Perzentil	11,0	86,6	510,1

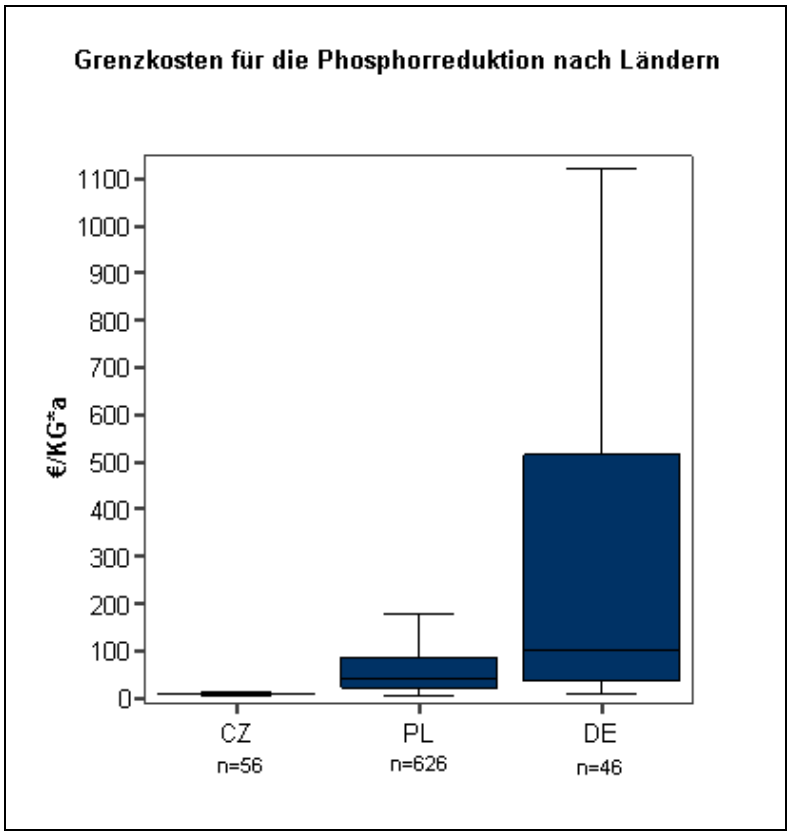


Abb. 12: Boxplots der jährlichen Grenzkosten in Euro pro reduziertem Kilogramm Phosphor nach Ländern
Erläuterung: Am unteren Rand der Abb.12 ist die jeweilige Anzahl der ausbaufähigen Kläranlagen aufgeführt. Ausreißer und Extremwerte sind nicht abgebildet.

Abb. 12 macht deutlich, dass die Grenzkosten für den Ausbau der tschechischen Kläranlagen im Vergleich mit Deutschland und Polen am niedrigsten sind. Demnach liegen 25% der jährlichen Grenzkosten unter dem Wert von 8,6 €/kg (vgl. Tab. 22). Außerdem zeigt sich, dass der weitere technische Ausbau von Kläranlagen in Deutschland im Ländervergleich nur bei einer vergleichsweise geringen Anzahl von Anlagen mit geringen Grenzkosten einhergeht, da das 25%-Perzentil der Grenzkosten deutscher Kläranlagen bei vergleichsweise hohen 36,4 €/kg liegt (vgl. Tab. 22). Polnische Kläranlagen lassen sich bei einem 25%-Perzentil der Grenzkosten von 22,8 €/kg Phosphor, im Vergleich mit den anderen Ländern, zu einem mittleren Kostenniveau ausbauen.

Allerdings muss an dieser Stelle berücksichtigt werden, dass sich die Perzentile und Mediane in Abb. 12 auf eine verschieden große Anzahl von Kläranlagen beziehen. Denn während in Tschechien 56 Kläranlagen betrachtet werden, sind es in Polen insgesamt 626 ausbaufähige Kläranlagen. Daraus resultiert, dass die Anzahl polnischer Kläranlagen, bei denen zu niedrigen Grenzkosten Phosphor reduziert werden kann, trotz des höheren Median insgesamt größer ist als in Tschechien (vgl. Abb. 13).

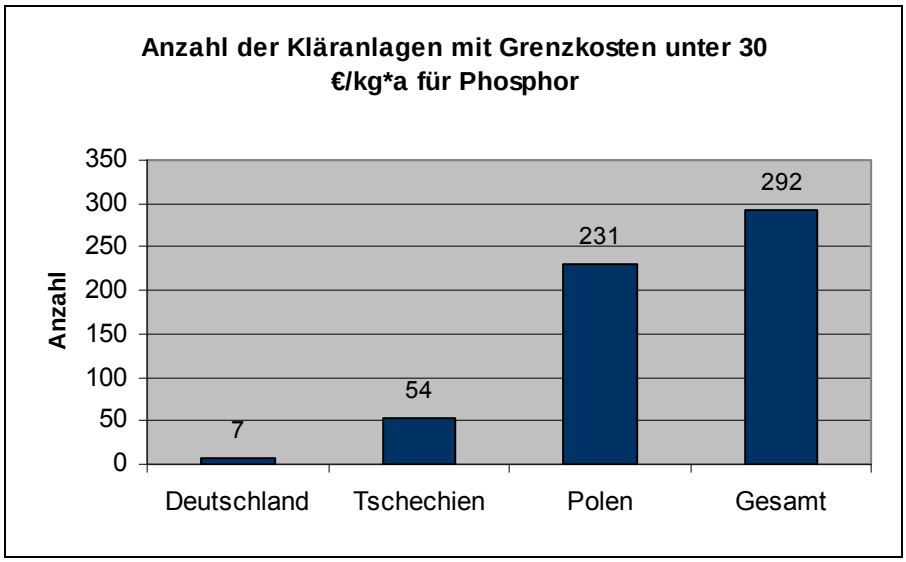


Abb. 13: Anzahl der Kläranlagen mit jährlichen Grenzkosten von unter 30 Euro je reduziertem Kilogramm Phosphor aufsummiert nach Ländern

In Abb. 13 wird deutlich, dass sich lediglich bei sieben deutschen Kläranlagen zu Grenzkosten von unter 30 Euro je Kilogramm Phosphor reduzieren lässt. In Tschechien sind es 54 Kläranlagen und in Polen sogar 231.

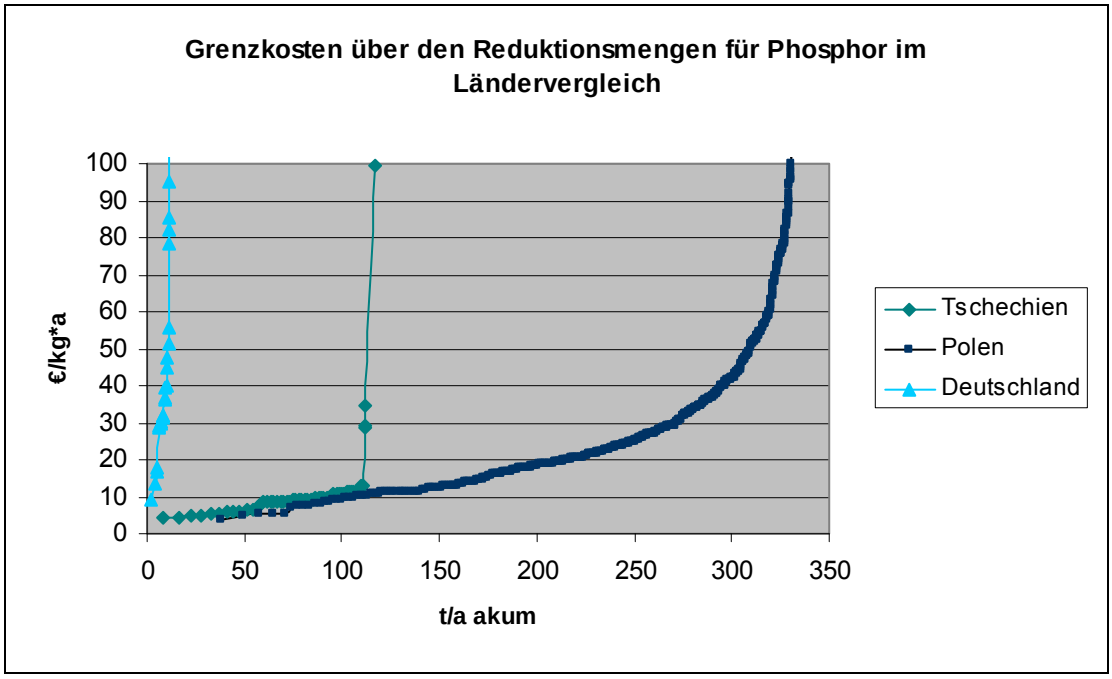


Abb. 14: Jährliche Grenzkosten unter hundert Euro pro reduziertem Kilogramm Phosphor über den aufsummierten jährlichen Reduktionsmengen in Tonnen Phosphor differenziert nach Ländern
Erläuterung: Die dargestellten Kläranlagen sind von links nach rechts nach steigenden Grenzkosten sortiert.

Wie die Darstellung der kosteneffektivsten Ausbaumaßnahmen für die weitere Phosphorreduktion in Abb. 14 zeigt, weisen polnische Kläranlagen bei verhältnismäßig niedrigen Grenzkosten erhebliche Reduktionspotenziale auf. Auch durch den Ausbau tschechischer Anlagen kann Phosphor zu günstigen Grenzkosten in nennenswertem Maße reduziert werden. Hingegen lässt sich in Deutschland zu angemessenen Grenzkosten nur ein sehr geringer Beitrag zur Gesamtreduktion von Phosphor leisten. Zudem wird deutlich, dass die Grenzkosten für den Ausbau von Kläranlagen in Tschechien ab einem Wert von etwa 12 €/kg*a überproportional ansteigen.

Tab. 23: Mediane sowie obere und untere Perzentile der Grenzkosten in Euro je reduziertem Kilogramm Phosphor nach Größenklassen

	Größenklasse 0	Größenklasse 1	Größenklasse 2
25%-Perzentil	11,5	12,3	26,9
Median	21,2	23,0	47,5
75%- Perzentil	28,4	54,4	97,4

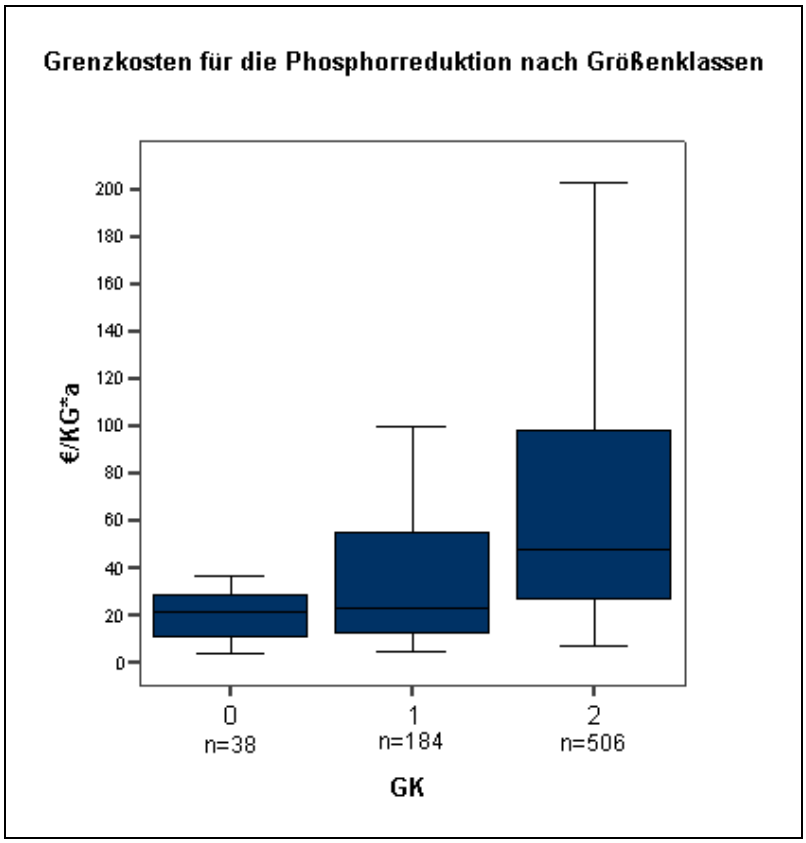


Abb. 15: Boxplots der jährlichen Grenzkosten in Euro je reduziertem Kilogramm Phosphor nach Größenklassen

Erläuterung: Am unteren Rand der Abb. 15 ist die jeweilige Anzahl der Kläranlagen aufgeführt. Ausreißer und Extremwerte sind nicht dargestellt.

Wie in Abb. 15 gezeigt wird, liegen die Mediane der Grenzkosten bei Kläranlagen der Größenklasse 0 und 1 mit 21,2 bzw. 23 €/kg in etwa gleich auf. Für den Ausbau sämtlicher Kläranlagen der Größenklasse 2 ist der Median mit 47,5 €/kg etwas höher. Daraus kann die Erkenntnis gewonnen werden, dass die Grenzkosten für die Phosphorreduktion im Mittel mit abnehmender Größe der

Kläranlagen zunehmen. Zudem zeigen die Ergebnisse aus Abb. 15, dass der alleinige Ausbau von Kläranlagen der Größenklasse 0 nicht unbedingt die kosteneffektivste Alternative darstellt. Vielmehr muss unabhängig von der jeweiligen Größenklasse im Einzelfall geprüft werden, in welcher Kläranlage die kosteneffektivsten Reduktionspotentiale einer weiteren Phosphorminimierung auszuschöpfen sind.

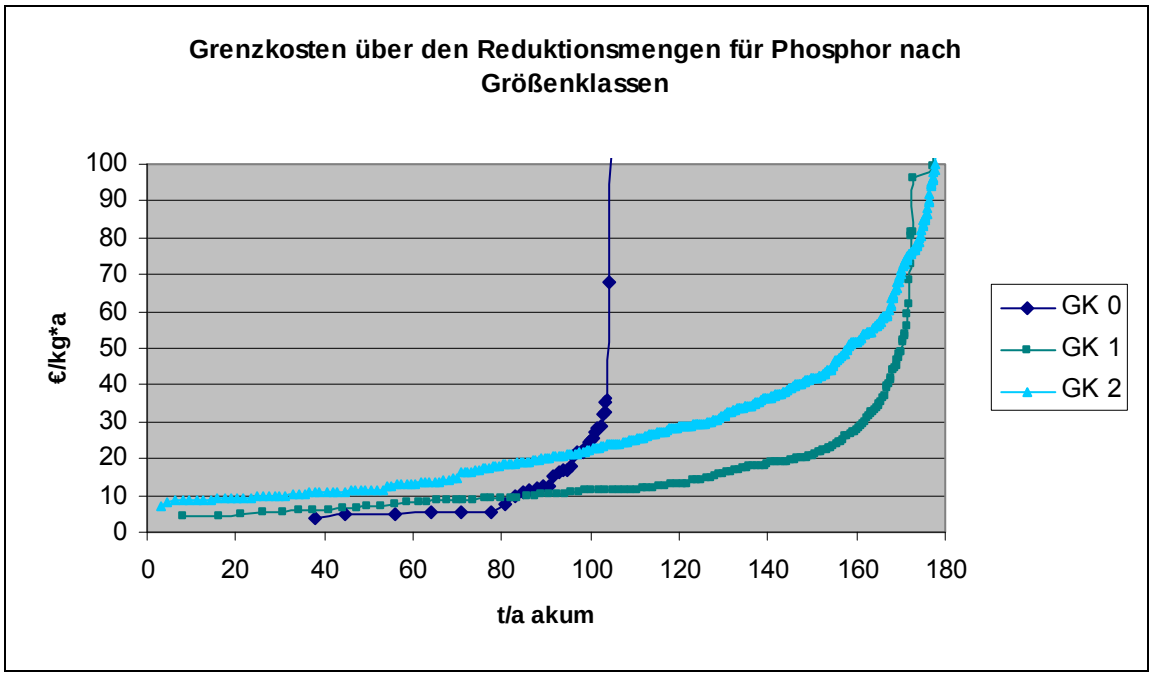


Abb. 16: Jährliche Grenzkosten unter hundert Euro je reduziertem Kilogramm Phosphor über den aufsummierten jährlichen Reduktionsmengen in Tonnen Phosphor nach Größenklassen
Erläuterung: Die dargestellten Kläranlagen sind von links nach rechts nach steigenden Grenzkosten sortiert.

In Abb. 16 wird deutlich, dass im Grenzkostenbereich von unter 10 Euro je reduziertem Kilogramm Phosphor im Jahr bei Kläranlagen der Größenklasse 0 kostengünstig eine etwas größere Menge Phosphor reduziert werden kann als in Kläranlagen der Größenklasse 1 und 2. Zudem wird ersichtlich, dass die vergleichweise geringsten Vermeidungskosten durch den Ausbau einiger Kläranlagen der Größenklasse 0 anfallen. Dabei handelt es sich um Kläranlagen, die durch die gesetzlichen Vorschriften der EU-Abwasserrichtlinie bereits einen Grenzwert von 1 mg/l einhalten. Mit der Simultanfällung ist jedoch ein Emissionswert von 0,8 mg/l möglich. Die weitere Emissionssenkung um 0,2 mg/l über den gesetzlichen Grenzwert hinaus ist also offenbar zu sehr geringen Vermeidungskosten möglich.[98] Allerdings kann durch den Ausbau sämtlicher Kläranlagen der Größenklasse 0 lediglich eine Menge von insgesamt 110 Jahrestonnen Phosphor minimiert werden, was einer Phosphorminimierung um knapp 10 Prozent gegenüber der Referenzemission im Jahr 2015 entspricht (vgl. Abb. 5). Im Grenzkostenbereich von etwa 10 bis 60 € liegen die größten Reduktio-

[98] Allein dieser Tatbestand spricht eindeutig gegen eine ordnungspolitische Lösung.

onspotenziale hingegen im Ausbau von Kläranlagen der Größenklasse 1. Auch bei Kläranlagen der Größenklasse 2 kann Phosphor in ähnlich hohem Maße minimiert werden. Die erreichbaren Reduktionsmengen in diesem Grenzkostenbereich sind in Kläranlagen der Größenklasse 0 hingegen vergleichsweise gering. Bei Grenzkosten von über 80 € ist die Kosteneffektivität in Kläranlagen der Größenklasse 2 am günstigsten.

Die Entscheidung darüber, welche Kläranlagengrößenklasse prioritär mit einer zusätzlichen Phosphorreduktion ausgestattet werden sollte, hängt demnach zum einen davon ab, bis zu welcher Grenzkostenhöhe Phosphor reduziert werden soll, und zum anderen, welche konkreten Reduktionsziele angestrebt werden.

Tab. 24: Mediane sowie obere und untere Perzentile der Grenzkosten in Euro pro reduziertem Kilogramm Phosphor nach Techniken

	Flockungsfiltration	Membranfiltration	Simultanfällung
25%-Perzentil	240,0	510,1	19,0
Median	309,1	623,2	34,7
75%- Perzentil	475,5	725,3	68,5

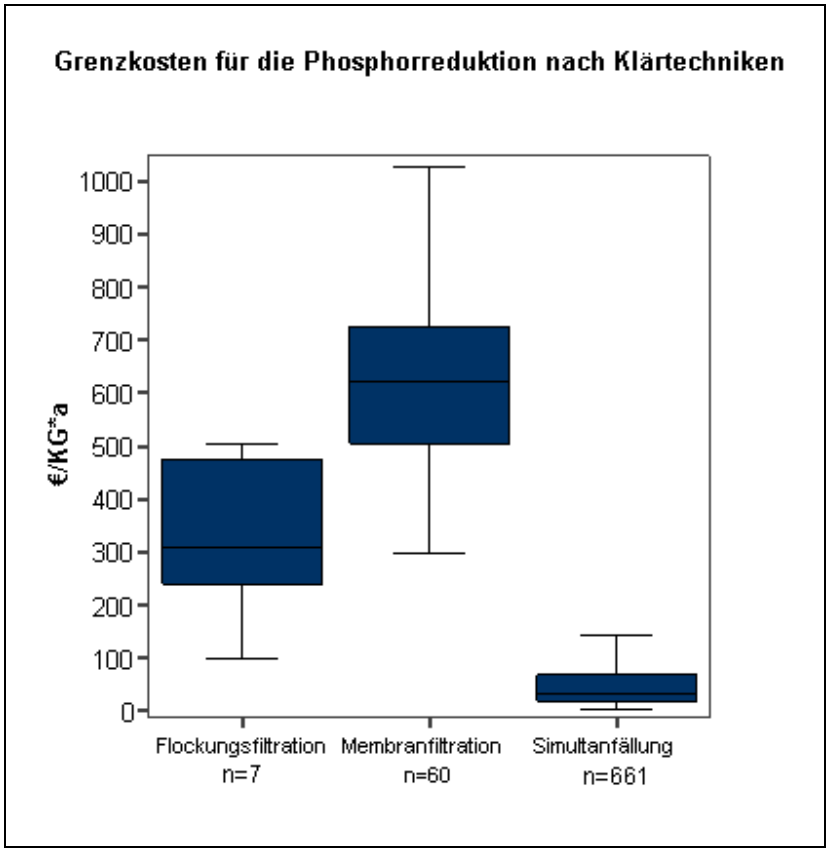


Abb. 17: Boxplots der jährlichen Grenzkosten in Euro pro reduziertem Kilogramm Phosphor nach Klärtechniken

Erläuterung: Am unteren Rand der Abb. 17 ist die jeweilige Anzahl der ausbaufähigen Kläranlagen aufgeführt. Ausreißer und Extremwerte sind nicht dargestellt.

In Abb. 17 wird deutlich, dass die Grenzkosten durch den Einsatz der Simultanfällung in den meisten Fällen unterhalb derer für die Flockungs- und Membranfiltration liegen. Bei 25% der Kläranlagen, in denen die Simultanfällung zur weiteren Phosphorreduktion eingesetzt wird, liegen die Grenzkosten bei unter 19 €/kg Phosphor.

Insgesamt lassen die Ergebnisse aus Abb. 17 erkennen, dass aus Kostengründen in den meisten Fällen weder die Flockungs- noch die Membranfiltration als ernsthafte Alternative für die weitere Phosphorreduktion in Frage kommen. Ob sich jedoch allein durch den Einsatz der Simultanfällung in den 661 Kläranlagen die für die Umsetzung der Wasserrahmenrichtlinie erforderlichen Reduktionsmengen erreichen lassen, ist fraglich.

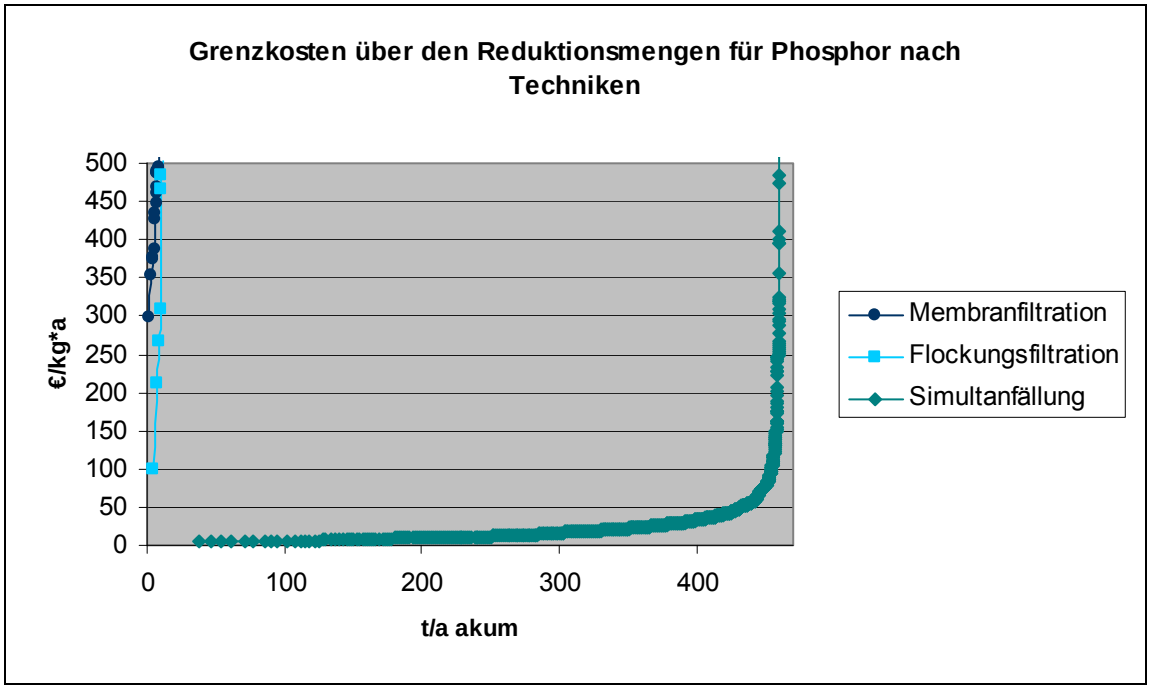


Abb. 18: Jährliche Grenzkosten unter vierhundert Euro je reduziertem Kilogramm Phosphor über den aufsummierten jährlichen Reduktionsmengen in Jahrestonnen differenziert nach Klärtechniken

In Abb. 18 zeigt sich, dass die Simultanfällung gegenüber den beiden anderen Klärtechniken die mit Abstand günstigste Kosteneffektivität besitzt. Denn bei einer Vielzahl von Kläranlagen lassen sich große Phosphormengen zu vergleichsweise geringen Grenzkosten reduzieren. Allein durch den Einsatz der Simultanfällung in den entsprechenden Kläranlagen lassen sich bspw. rund 400 Jahrestonnen Phosphor bei einer verhältnismäßig günstigen Kosteneffektivität von kleiner als 34 Euro pro Kilogramm Phosphor reduzieren. Im Vergleich dazu fallen für die beiden anderen Verfahren zur Phosphorreduktion deutlich höhere Grenzkosten an. So liegen die niedrigsten Grenzkosten der Flockungsfiltration bei 99 € und die der Membranfiltration bei 299 € je Kilogramm Phosphor. Somit weisen beide Techniken im Vergleich zur Simultanfällung bei deutlich höheren Vermeidungskosten sehr geringe Reduktionspotenziale für Phosphor auf und kommen damit als realistische Ausbauvariante mit dem Ziel der weiteren Phosphorminimierung kaum in Betracht.

4.5 Vermeidungskosten der Phosphorreduktion

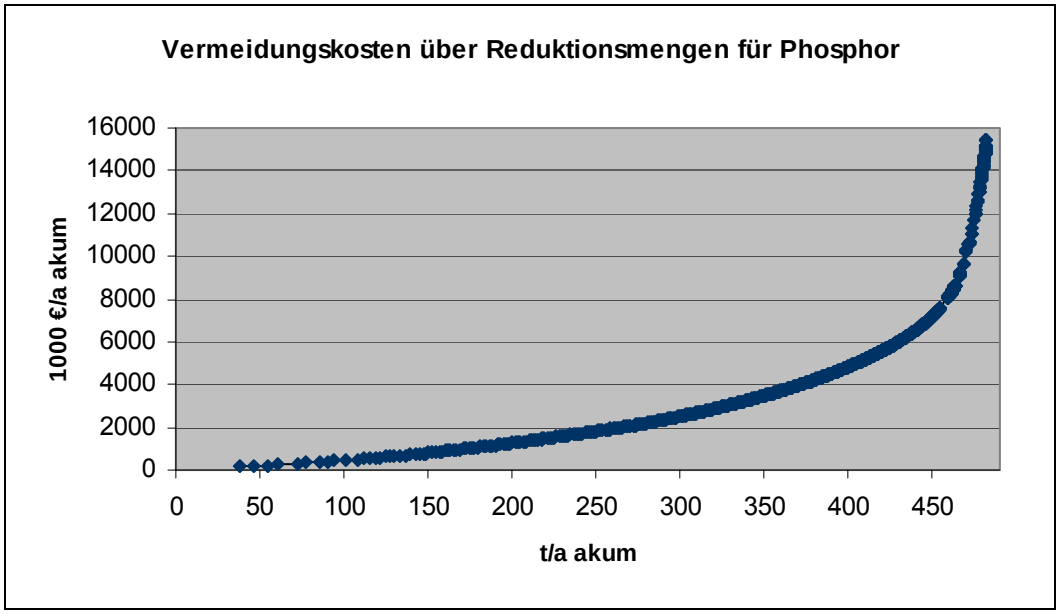


Abb. 19: Aufsummierte jährliche Vermeidungskosten in tausend Euro über den akkumulierten jährlichen Reduktionsmengen der einzelnen Kläranlagen in Tonnen Phosphor
Erläuterung: Die dargestellten Kläranlagen sind von links nach rechts nach steigenden Grenzkosten sortiert.

Abb. 19 zeigt, welche jährlichen Gesamtausgaben sich für eine bestimmte Menge an reduzierter Phosphoremission für Kläranlagen im Einzugsgebiet der Oder ergeben. So würde bspw. eine Emissionsreduktion um 250 Tonnen Phosphor mit jährlichen Ausgaben von rund 1,8 Mio. Euro einhergehen. In Verbindung mit Abb. 20 kann zudem abgelesen werden, dass zu gleichen Kosten eine Reduktion von rund 22 Prozent gegenüber der Referenzemissionsmenge des Jahres 2015 erreicht werden kann. Bei einer Ausnutzung des maximalen Reduktionspotenzials von 482 Jahrestonnen Phosphor beliefen sich die Gesamtausgaben auf jährlich etwa 15,5 Mio. Euro.

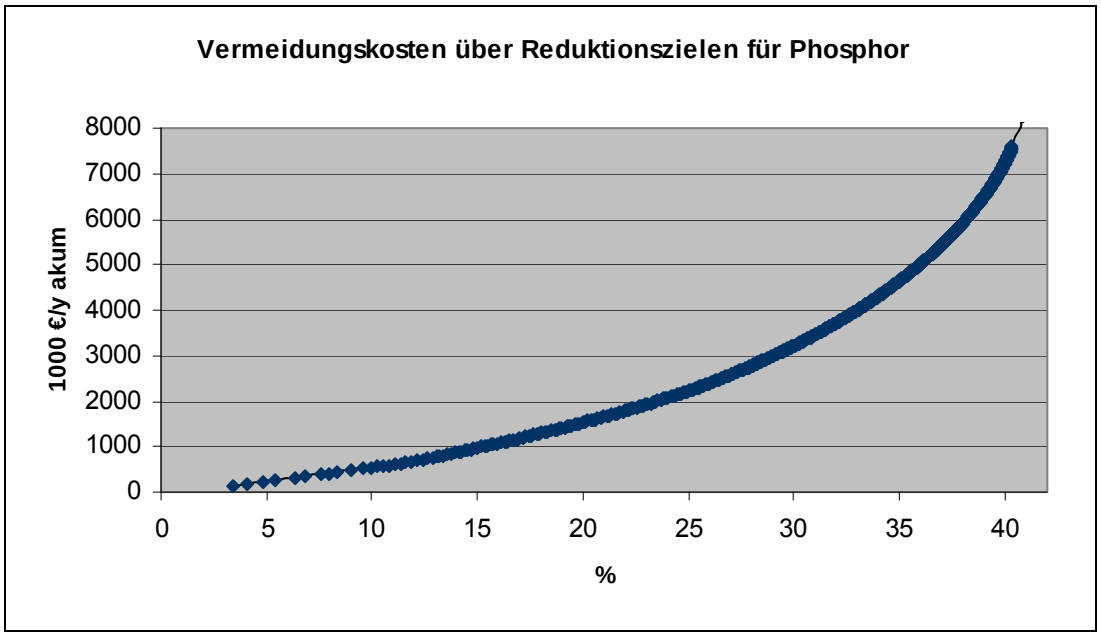


Abb. 20: Aufsummierte jährliche Vermeidungskosten in tausend Euro über den prozentualen Reduktionsanteilen gegenüber der Referenzemissionsmenge Phosphor im Jahr 2015 in Prozent
Erläuterung: Die dargestellten Kläranlagen sind von links nach rechts nach steigenden Grenzkosten sortiert.

Abb. 20 zeigt, mit welchen jährlichen Kosten für die Phosphorreduktion bei bestimmten prozentualen Reduktionsanteilen gegenüber der Referenzemission im Jahr 2015 zu rechnen ist. Um die Vermeidungskosten noch etwas detaillierter analysieren zu können, wird im Folgenden nach Ländern, Techniken und Größenklassen differenziert.

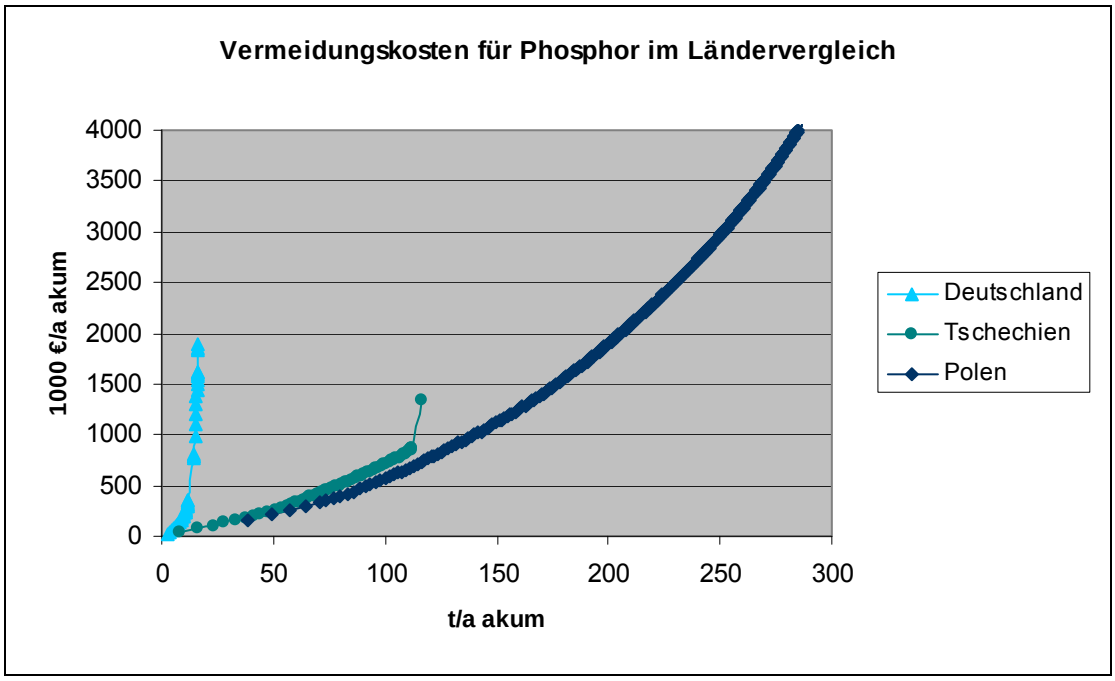


Abb. 21: Aufsummierte jährliche Vermeidungskosten unter 4 Mio. Euro über den akkumulierten jährlichen Reduktionsmengen der einzelnen Kläranlagen in Tonnen Phosphor differenziert nach Ländern
Erläuterung: Die dargestellten Kläranlagen sind von links nach rechts nach steigenden Grenzkosten sortiert.

In Abb. 21 wird aufgezeigt, dass die Höhe der Vermeidungskosten in Tschechien und Polen bis zu einem Wert von jeweils etwa 70 Jahrestonnen Phosphor ähnlich verlaufen. Darüber hinaus kann in polnischen Kläranlagen zu geringeren Kosten Phosphor reduziert werden. Die Vermeidungskostenkurve für deutsche Kläranlagen verläuft vergleichsweise steil, was darauf hindeutet, dass insgesamt deutlich geringere Phosphormengen zu hohen Vermeidungskosten minimiert werden können. Dies lässt sich insbesondere auf den vergleichsweise guten Ausbaustand deutscher Kläranlagen im Referenzjahr 2015 zurückführen.

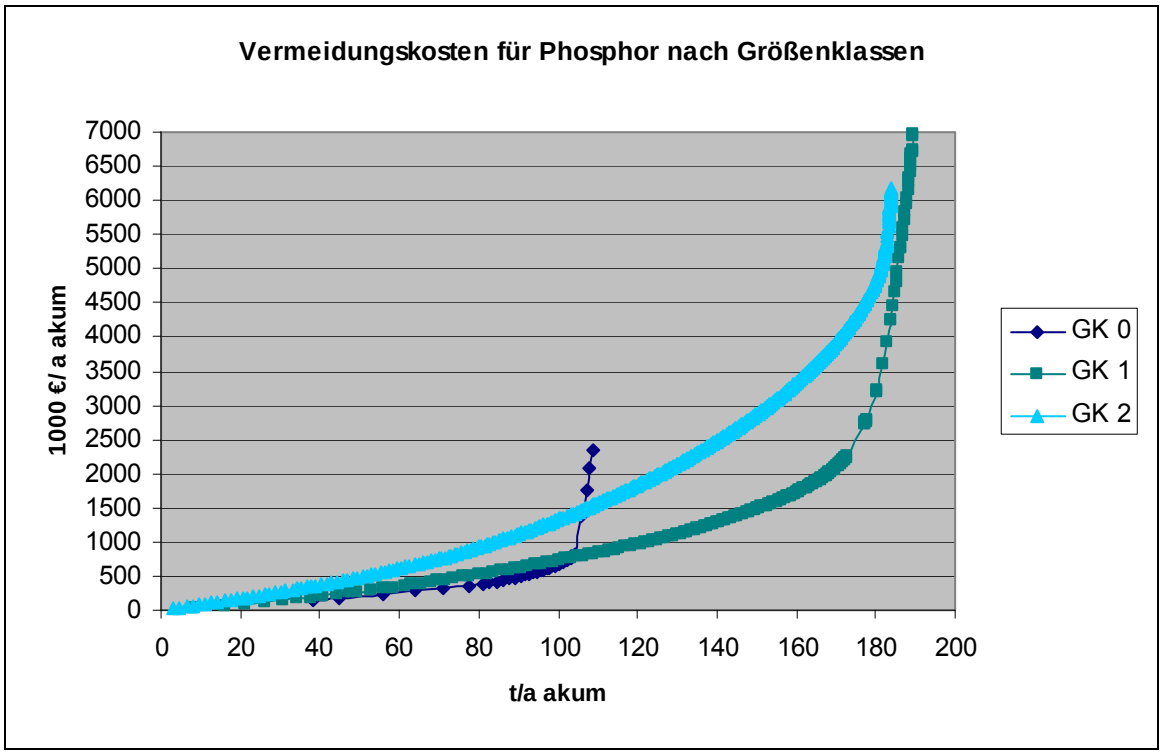


Abb. 22: Aufsummierte jährliche Vermeidungskosten in tausend Euro über den akkumulierten jährlichen Reduktionsmengen der einzelnen Kläranlagen in Tonnen Phosphor differenziert nach Größenklassen
Erläuterung: Die dargestellten Kläranlagen sind von links nach rechts nach steigenden Grenzkosten sortiert.

In Abb. 22 wird deutlich, dass durch den Ausbau von Kläranlagen der Größenklasse 1 zu gleichen Vermeidungskosten wie in Kläranlagen der Größenklasse 2 größere Phosphormengen reduziert werden können. Dieser Zusammenhang kann mit dem Effekt der Kostendegression mit zunehmender Größe der Kläranlagen erklärt werden (vgl. Abb. 11). Daraus resultieren auch die vergleichsweise geringen Vermeidungskosten für den Ausbau von Kläranlagen der Größenklasse 0 bis zu reduzierten Phosphormengen von etwa 120 Jahrestonnen. Bei höheren Phosphormengen steigen die Vermeidungskosten in Kläranlagen der Größenklasse 0 unverhältnismäßig deutlich an. Dies lässt sich damit begründen, dass sich Phosphor in vier Kläranlagen der Größenklasse 0 aufgrund der bereits recht niedrigen Ablaufwerte im Referenzjahr 2015 nur durch den Einsatz der vergleichsweise kostenintensiven Membranfiltration weiter reduzieren lässt.

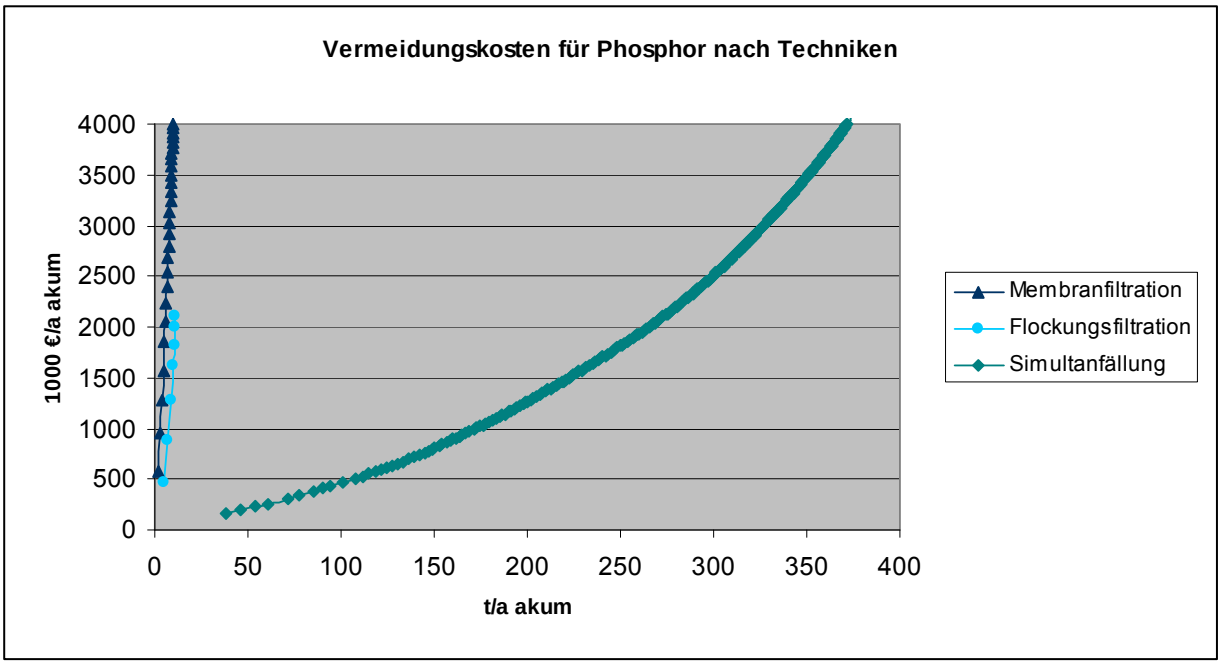


Abb. 23: Aufsummierte jährliche Vermeidungskosten der akkumulierten jährlichen Reduktionsmengen der einzelnen Kläranlagen in Tonnen Phosphor differenziert nach Techniken
Erläuterung: Die dargestellten Kläranlagen sind von links nach rechts nach steigenden Grenzkosten sortiert.

Wie Abbildung 23 zeigt, können durch den Einsatz der Simultanfällung zu vergleichsweise geringen Vermeidungskosten erhebliche Phosphormengen reduziert werden. Die Vermeidungskostenkurve für die Membran- und Flockungsfiltration verläuft hingegen deutlich steiler, was darauf hinweist, dass zu vergleichsweise hohen Vermeidungskosten geringe Phosphormengen reduziert werden können. Somit sind weder die Membran- noch die Flockungsfiltration empfehlenswerte Alternativen für eine kosteneffektive Phosphorminimierung.

4.6 Referenzrahmen Stickstoff

4.6.1 Ablaufkonzentrationen und Referenzemissionen für Stickstoff

Tab. 25: Angenommene mittlere Ablaufkonzentrationen der Stickstoffemissionen aus Kläranlagen für das Basisjahr 2015 nach Ländern und Größenklassen

	Größenklasse 0	Größenklasse 1	Größenklasse 2	***Gesamt***
Deutschland	5,2	6,5	9,5	**7,9**
Tschechien	10,0	12,0	16,8	**15,0**
Polen	9,8	13,7	23,5	**20,5**
Gesamt	**9,6**	**12,7**	**22,4**	**19,3**

Wie in Tab. 25 dargestellt wird, sind die für das Jahr 2015 angenommenen Ablaufwerte für Gesamtstickstoff aus deutschen Kläranlagen, mit durchschnittlich 7,5 mg/l, mit Abstand am geringsten. Offenbar werden die gesetzlichen Grenzwerte von 10 mg/l in Größenklasse 0 und 15 mg/l in Größenklasse 1 in deutschen Kläranlagen deutlich unterschritten. In Tschechien liegen die mittleren Ablaufkonzentrationen mit 15 mg/l deutlich über den deutschen Werten und im Ablauf polnischer Klärwerke sind die Stickstoffkonzentrationen mit 20,5 mg/l am höchsten. Im Vergleich der einzelnen Größenklassen wird deutlich, dass die mittleren Ablaufwerte der Größenklasse 1 in allen drei Ländern unter den geforderten Grenzwerten aus der EU-Abwasserrichtlinie von 15 mg/l liegen. Die höchsten mittleren Stickstoffkonzentrationen mit 22,4 mg/l werden in Kläranlagen der Größenklasse 2 emittiert. Polnische Kläranlagen der Größenklasse 2 weisen mit 23,5 mg/l die höchsten Ablaufwerte für Gesamtstickstoff auf. Der Grund für die vergleichsweise hohen Ablaufwerte in Kläranlagen der Größenklasse 2 liegt darin, dass in der EU-Abwasserrichtlinie für diese Größenklasse keine Grenzwerte vorgesehen sind.

Tab. 26: Angenommene Emissionsmengen von Gesamtstickstoff in Jahrestonnen für das Basisjahr 2015 sowie die jeweiligen prozentualen Anteile differenziert nach Ländern und Größenklassen

	Größenklasse 0	Größenklasse 1	Größenklasse 2	***Gesamt***	Anteile in %
Deutschland	336	1011	276	**1623**	16,6
Tschechien	37	202	22	**262**	2,7
Polen	5010	1644	1229	**7884**	80,7
Gesamt	**5382**	**2858**	**1528**	**9769**	
Anteile in %	55,1	29,3	15,6		

Wie Tab. 26 zeigt, liegt die angenommene Emissionsmenge von Gesamtstickstoff für das Referenzjahr 2015 bei insgesamt 9769 Jahrestonnen. Bemerkenswert ist, dass der Emissionsanteil von Kläranlagen der Größenklasse 2 an den Gesamtemissionen für Gesamtstickstoff mit 15,6 Prozent am niedrigsten ist, obwohl die mittleren Ablaufwerte für Gesamtstickstoff in Kläranlagen der Größenklasse 2 mit 22,4 mg/l gegenüber 9,6 mg/l in Kläranlagen der Größenklasse 0 (vgl. Tab. 25) vergleichsweise hoch sind. Hier spiegelt sich der geringe Anteil an Einwohnergleichwerten (12,6 Prozent) von Kläranlagen der Größenklasse 2 wider (vgl. Tab. 13). Obwohl der zahlenmäßige Anteil von Kläranlagen der Größenklasse 0 bei lediglich 5,2 Prozent liegt und die angenommenen Ablaufwerte in dieser Größenklasse mit durchschnittlich 9,6 mg/l Gesamtstickstoff die vergleichsweise niedrigsten sind, ist der Anteil der Größenklasse 0 an den Gesamtemissionen für Gesamtstickstoff

mit 55,1 Prozent der mit Abstand größte. Auch diese Verteilungen lassen sich mit den entsprechenden Anteilen der Einwohnergleichwerte erklären (vgl. Tab. 13). Um die Referenzemissionen der einzelnen Größenklassen und Länder besser miteinander vergleichen zu können, werden im Folgenden die Emissionsmengen auf die jeweiligen Einwohnergleichwerte bezogen.

Tab. 27: Mittlere jährliche Emissionsmengen in Kilogramm Stickstoff je Einwohnergleichwert (EGW) für das Referenzjahr 2015 differenziert nach Ländern und Größenklassen

	Größenklasse 0	Größenklasse 1	Größenklasse 2	***Gesamt***
Tschechien	1,1	1,3	1,4	**1,4**
Deutschland	0,1	0,2	0,2	**0,2**
Polen	0,3	0,3	0,5	**0,4**
Gesamt	**0,3**	**0,4**	**0,6**	**0,5**

Tab. 27 zeigt, dass die mittleren jährlichen Emissionsmengen in Kilogramm Stickstoff je EGW im Referenzjahr 2015 in Polen mit 0,4 kg/EGW doppelt so hoch und in Tschechien mit 1,4 kg/EGW etwa sechsmal so hoch sind wie in Deutschland. Beim Vergleich nach Größenklassen zeigt sich eine Zunahme der Emissionsmengen mit zunehmender Größe der Kläranlagen. Dies lässt sich, wie schon bei den mittleren jährlichen Phosphoremissionen (vgl. Abschnitt 4.3), damit erklären, dass der Abwasseranteil aus der Industrie bei größeren Kläranlagen im Mittel höher ist als bei kleineren Anlagen und dass industrielle Abwässer in der Regel deutlich geringere Stickstoffkonzentrationen aufweisen als häusliche Abwässer. Zudem wird in Tab. 27 erneut sichtbar, dass offenbar eine Datenschieflage zwischen den tschechischen Werten einerseits und den polnischen und deutschen Werten andererseits existiert. Denn anders lässt sich kaum erklären, dass die tschechischen Emissionsmengen in Bezug auf die Einwohnergleichwerte um mehr als das sechsfache gegenüber den polnischen und deutschen Werten erhöht sind.

4.6.2 Für Maßnahmen zur weiteren Stickstoffminimierung geeignete Kläranlagen

In Abschnitt 3 wurde beschrieben, welche Techniken im Rahmen dieser Arbeit als Ausbaumaßnahmen zur weiteren Stickstoffreduktion in Kläranlagen über den Referenzzustand im Jahr 2015 hinaus in Betracht kommen. Im Folgenden wird die Anzahl der Kläranlagen nach Ländern, Größenklassen und Techniken aufgeführt, bei denen das jeweilige Reduktionsverfahren für Stickstoff zum einen geeignet und zum anderen am kosteneffektivsten ist.

Tab. 28: Anzahl der für Maßnahmen zur weiteren Stickstoffreduktion geeigneten Kläranlagen sowie die Gesamtzahl der Kläranlagen der Größenklassen 0 und 1

	Tschechien	Deutschland	Polen	Gesamt
ausbaufähige Kläranlagen / Gesamtzahl	21 / 21	11 / 23	175 / 178	207 / 222

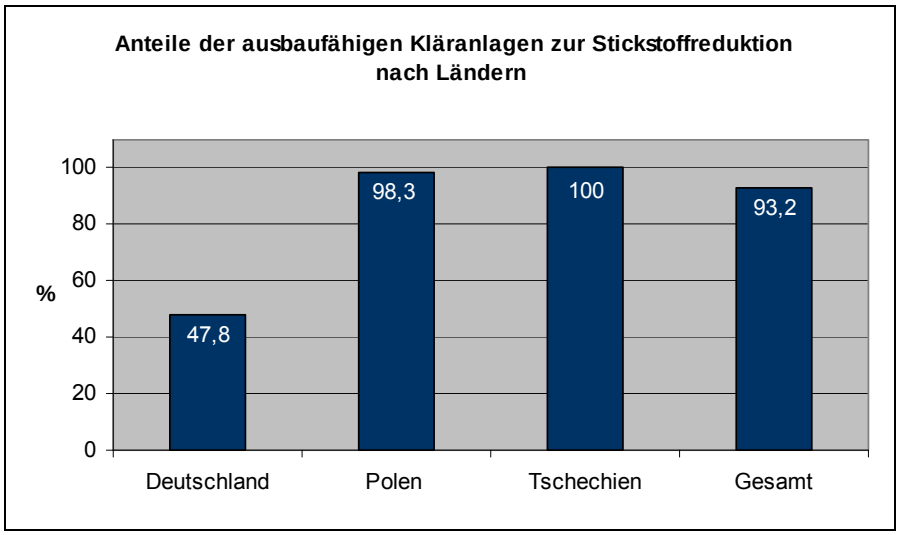


Abb. 24: Prozentuale Anteile der für Maßnahmen zur weiteren Stickstoffreduktion geeigneten Kläranlagen an der Gesamtzahl der Kläranlagen der Größenklasse 0 und 1

Wie in Tab. 28 und Abb. 24 deutlich wird, sind insgesamt 93,2 Prozent der Kläranlagen aus den Größenklassen 0 und 1 für die weitere Stickstoffreduktion geeignet. Zudem zeigt die Abb., dass in sämtlichen tschechischen Kläranlagen Maßnahmen zur weiteren Stickstoffreduktion durchgeführt werden können. Auch in Polen kommt mit 98,3 Prozent ein Großteil der Kläranlagen für einen weiteren Ausbau in Frage. Hingegen ist mit den im Rahmen dieser Arbeit angenommenen Reduktionsverfahren für Stickstoff nicht einmal die Hälfte der deutschen Kläranlagen für einen weiteren Ausbau geeignet. Dies liegt daran, dass die Emissionswerte für Stickstoff in insgesamt zwölf deutschen Anlagen bereits so niedrig sind, dass hier mit den betrachteten Verfahren kein weiteres Reduktionspotenzial gegeben ist.

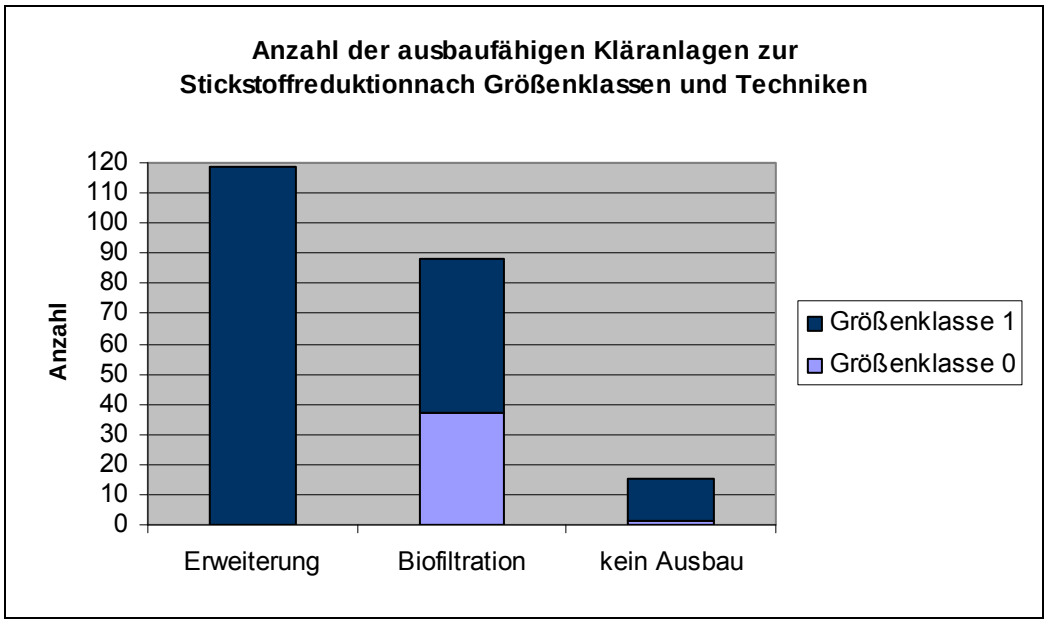


Abb. 25: Anzahl der ausbaufähigen und nicht ausbaufähigen Kläranlagen differenziert nach Größenlassen und Techniken zur Stickstoffreduktion

Wie in Abb. 25 gezeigt wird, ist die Erweiterung des Belebungsbeckens in insgesamt 119 Kläranlagen und somit in der Mehrzahl der Fälle die geeignete und im Vergleich zur Biofiltration kosteneffektivere Ausbauvariante. Für die Biofiltration gilt dies hingegen lediglich bei 88 Kläranlagen. Darüber hinaus macht die Abb. deutlich, dass für Kläranlagen der Größenklasse 0 ausschließlich die Biofiltration als geeignetes Verfahren zur weiteren Stickstoffreduktion in Betracht kommt. Dies kann darauf zurückgeführt werden, dass die angenommenen Ablaufwerte für Stickstoff in Kläranlagen der Größenklasse 0 für das Referenzjahr 2015 bei maximal 10 mg/l liegen. Wie in dieser Arbeit angenommen wird, ist eine weitere Stickstoffreduktion unter die Konzentration von 10 mg/l nur durch den Einsatz der Biofiltration zu leisten (vgl. Abschnitt 3), so dass sich die angenommenen Ausbaumaßnahmen für Kläranlagen der Größenklasse 0 ausschließlich auf die Biofiltration beschränken. Des Weiteren geht aus Abb. 25 hervor, dass bei insgesamt 15 Anlagen von keinen weiteren Ausbaumaßnahmen zur Stickstoffreduktion ausgegangen wird.

Im folgenden Abschnitt werden die Reduktionspotenziale aufgeführt, die durch die Durchführung sämtlicher Maßnahmen zur weiteren Stickstoffminimierung erreichbar sind.

4.7 Reduktionspotenziale für Stickstoff

Durch die im Rahmen dieser Arbeit angenommenen Ausbaumaßnahmen für Kläranlagen der Größenklasse 0 und 1 kann eine Gesamtreduktion der Stickstoffemissionen um insgesamt 3099 Jahrestonnen erreicht werden. Dies würde einer Minimierung der Stickstoffemissionen um etwa 38 Prozent gegenüber der angenommenen Referenzemission dieser beiden Größenklassen im Basisjahr 2015 entsprechen. Im Vergleich mit den Reduktionsanteilen für Phosphor wird deutlich, dass durch die Ausbaumaßnahmen für die Phosphorreduktion mit etwa 43 Prozent ein um rund 5 Prozent höherer Reduktionsanteil erreicht werden kann (vgl. Abschnitt 4.3). Ein Grund für die unterschiedlichen Reduktionsanteile für Stickstoff und Phosphor liegt darin, dass für Kläranlagen der Größenklasse 2 ein technischer Ausbau mit dem ausschließlichen Ziel der weitergehenden Phosphorreduktion angenommen wurde und die größenklassenspezifischen Reduktionsanteile in Größenklasse 2 vergleichsweise hoch sind (vgl. Abschnitt 3.4 und Tab. 20).

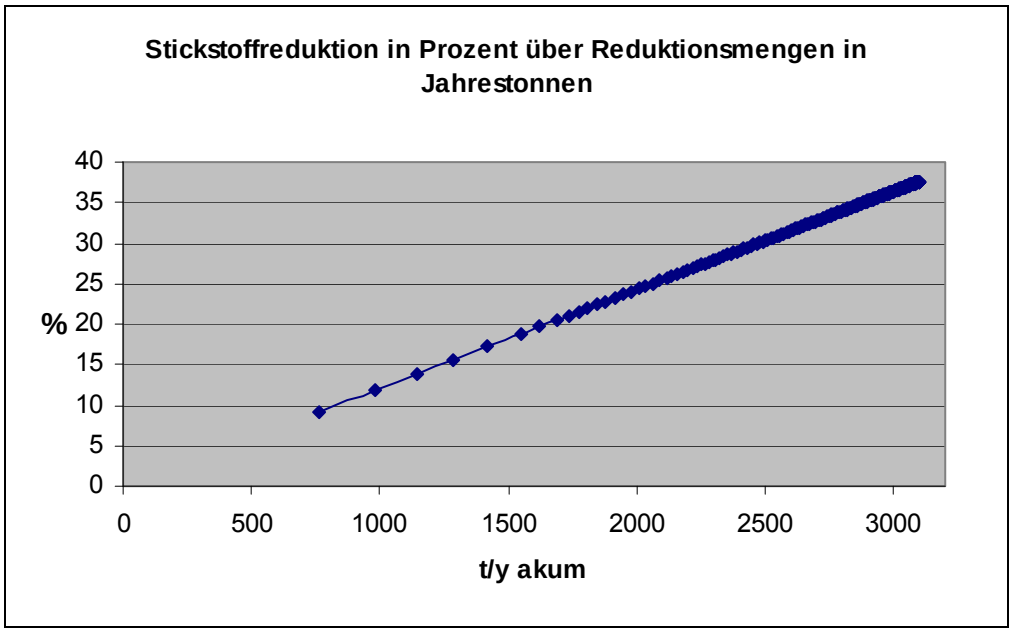


Abb. 26: Reduktionspotenziale in Jahrestonnen und deren prozentuale Anteile an der Referenzemission im Jahr 2015 für Stickstoff
Erläuterung: Die dargestellten Kläranlagen sind von links nach rechts nach abnehmenden Reduktionsmengen sortiert.

In Abb. 26 wird der Zusammenhang zwischen der prozentualen Stickstoffreduktion gegenüber dem Referenzzustand im Jahr 2015 und der damit einhergehenden Reduktionsmenge in Jahrestonnen Stickstoff aufgezeigt. Dabei wird deutlich, dass die gesamte Emissionsmenge für Stickstoff durch den Ausbau einer einzigen Kläranlage bereits um knapp zehn Prozent reduziert werden kann. Mit dem Ausbau der sieben Kläranlagen mit den größten Reduktionspotenzialen ist es sogar möglich, die Referenzemissionen für Stickstoff aus dem Jahr 2015 um rund 20 Prozent zu reduzieren. Um die maximal mögliche Reduktionsmenge von 3099 Jahrestonnen Stickstoff zu realisieren, müsste ein Ausbau der insgesamt 207 Kläranlagen vorgenommen werden.

Im Vergleich dieser Ergebnisse mit den Reduktionspotenzialen für Phosphor wird deutlich, dass durch den Ausbau einiger weniger Kläranlagen bereits bedeutende Mengen an Stickstoff minimiert

werden können, während die Reduktionsmengen für Phosphor deutlich heterogener auf die einzelnen Anlagen verteilt sind.

Tab. 29: Angenommene Referenzemissionen im Jahr 2015 und die möglichen weitergehenden Reduktionspotenziale in Jahrestonnen Stickstoff für Kläranlagen der Größenklassen 0 und 1 aufsummiert nach Ländern sowie die landesspezifischen Anteile an den Ausgangsemissionen der Länder

	N_{ges}-Emissionen 2015 (t/Jahr)	N_{ges}-Reduktion (t/Jahr)	Anteile (%)
Deutschland	239	56	23,5
Tschechien	1347	526	39,0
Polen	6654	2517	37,8
Gesamt	**8241**	**3099**	37,6

Wie Tab. 29 zeigt, sind die Reduktionspotenziale in polnischen Kläranlagen mit insgesamt 2517 Jahrestonnen Stickstoff, die mit Abstand größten. Tschechische Anlagen könnten demnach einen Beitrag von etwa 526 Jahrestonnen zur Stickstoffreduktion leisten.

Deutsche Kläranlagen würden durch die angenommenen Ausbaumaßnahmen jährlich vergleichsweise geringe 56 Jahrestonnen Stickstoff weniger emittieren als im Basisjahr 2015. Betrachtet man nun die Reduktionsmengen Stickstoff der einzelnen Länder und bestimmt den jeweiligen Anteil an der landesspezifischen Ausgangsemission des Jahres 2015, so zeigt sich, dass tschechische Kläranlagen der Größenklassen 0 und 1 nach der Realisierung sämtlicher Ausbaumaßnahmen 39 % weniger als im Jahr 2015 emittieren würden. Deutsche Anlagen reduzieren die emittierten Stickstoffmengen um 23,5 % und in Polen liegt der Anteil an der Ausgangsemission bei 37,6 % (vgl. Tab. 29). Im Vergleich mit den länderspezifischen Reduktionsanteilen für Phosphor zeigt sich vor allem, dass der deutsche Anteil für die Stickstoffreduktion mit 23,5 Prozent gegenüber 43 Prozent für Phosphor vergleichsweise gering ist (vgl. Tab. 19).

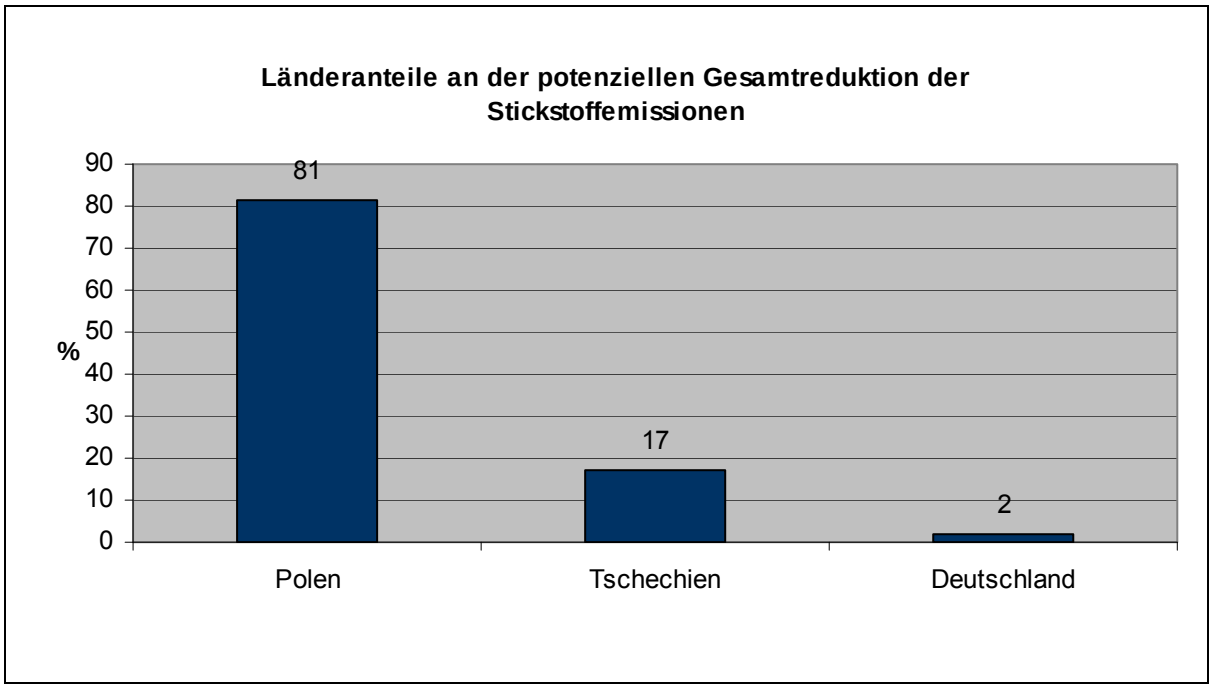


Abb. 27: Prozentuale Anteile der landesspezifischen Reduktionsmengen am gesamten Reduktionspotenzial für Stickstoff

Bei den jeweiligen Anteilen der Länder an der angenommenen Gesamtreduktionsmenge von 3099 Jahrestonnen Stickstoff gibt es hingegen eine andere Verteilung (vgl. Abb. 27). Demnach liegt der polnische Anteil an der angenommenen Gesamtminimierung für Stickstoff bei rund 81 Prozent. Tschechische und deutsche Anlagen tragen mit jeweils 17 Prozent respektive 2 Prozent einen vergleichsweise geringen Anteil an der möglichen Gesamtreduktion aller Länder. Allerdings muss bei dieser Betrachtung, wie schon bei der Ergebnisdarstellung für die Phosphorreduktion, der hohe Anteil Polens an der Gesamtzahl der Kläranlagen und den Einwohnergleichwerten berücksichtigt werden (vgl. Tab. 12 und Tab. 13).

Tab. 30: Angenommene Referenzemissionen im Jahr 2015 und die berechneten Reduktionspotenziale in Jahrestonnen Stickstoff aufsummiert nach Größenklassen sowie die jeweiligen Anteile an der größenklassenspezifischen Ausgangsemission

	N_{ges}-Emissionen 2015 (t/Jahr)	N_{ges}-Reduktion (t/Jahr)	**Anteile (%)**
Größenklasse 0	5382	2125	39,5
Größenklasse 1	2858	975	34,1
Gesamt	8241	3099	37,6

Bei der nach Größenklassen differenzierten Darstellung in Tab. 30 wird deutlich, dass die angenommenen Reduktionspotenziale für Kläranlagen der Größenklassen 0 mit 2125 Jahrestonnen Stickstoff mehr als das Zweifache der Reduktionsmengen für Kläranlagen der Größenklasse 1 betragen. Im Vergleich zur Referenzemission innerhalb der Größenklassen liegen die prozentualen Reduktionsanteile beider Größenklassen in einem ähnlichen Bereich.

Tab. 31: Prozentuale Anteile der Größenklassen am Gesamtreduktionspotenzial für Stickstoff

	Anteil (%)
Größenklasse 0	68,6
Größenklasse 1	31,4

Bei den prozentualen Anteilen von Größenklasse 0 und 1 am Gesamtreduktionspotenzial für Stickstoff in Tab. 31 zeigt sich hingegen, dass der Beitrag zur Emissionsreduktion durch den Ausbau von Kläranlagen der Größenklasse 0 mit 68,6 Prozent deutlich größer ist als der Anteil von Kläranlagen der Größenklasse 1 (31,4%). In Bezug auf die Ergebnisse zur Phosphorreduktion fällt auf, dass der Reduktionsanteil für Stickstoff in Kläranlagen der Größenklasse 1 etwas geringer und in Kläranlagen der Größenklasse 0 deutlich höher ist. Dies kann damit erklärt werden, dass das Reduktionspotenzial für Stickstoff über die vorgeschriebenen Grenzwerte der EU-Abwasserrichtlinie hinaus für Kläranlagen der Größenklasse 0 im Vergleich zum Reduktionspotenzial für Phosphor deutlich größer ist. Denn während die Phosphorkonzentration mittels der Simultanfällung vom Grenzwert 1 mg/l auf 0,8 mg/l reduziert werden kann, ist die Reduktion der Ablaufwerte für Stickstoff mittels der Biofiltration von 10 mg/l auf 6 mg/l möglich. Eine Reduktion um 20 Prozent für Phosphor steht hier also einer Stickstoffreduktion um 40 Prozent gegenüber. Zwar wäre auch für Phosphor mit dem Einsatz weiterer nachgeschalteter Techniken eine weitere Emissionssenkung denkbar, allerdings wird im Rahmen dieser Arbeit immer nur eine und zwar jeweils die kostenwirksamste Maßnahme zur Nährstoffreduktion betrachtet (vgl. Abschnitt 3.4.2).

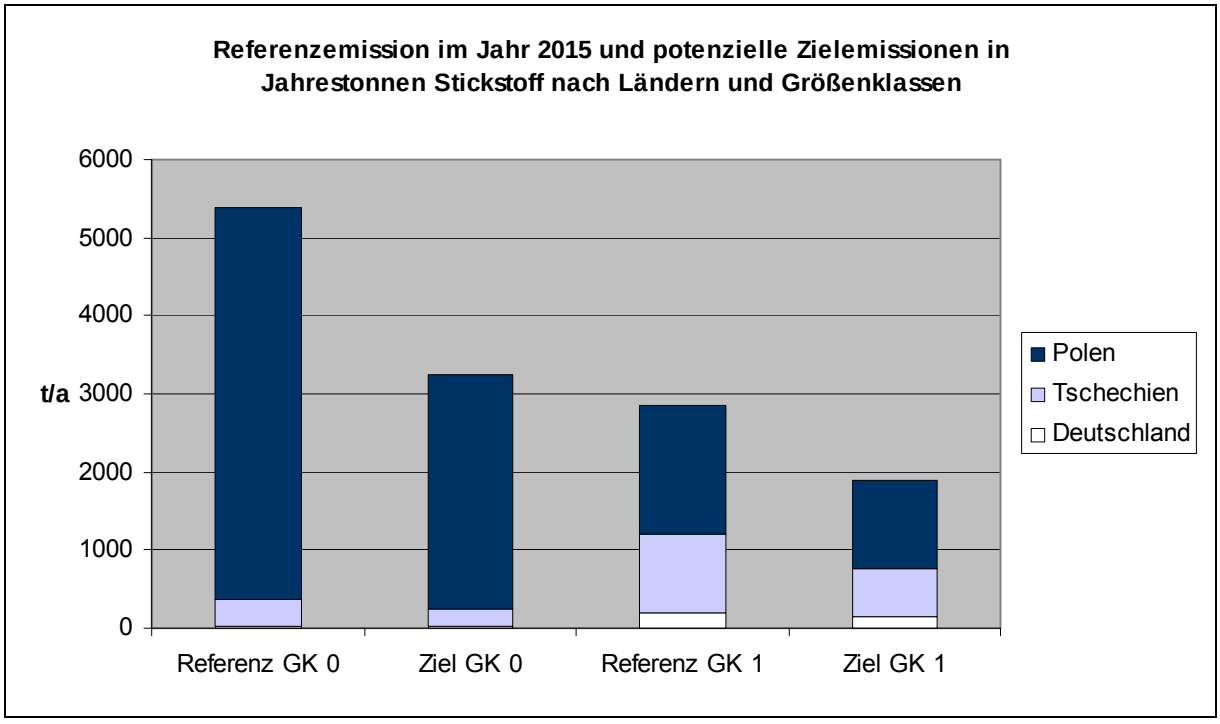


Abb. 28: Angenommene Referenz- und Zielemissionen in Jahrestonnen Stickstoff differenziert nach Ländern und Größenklassen

Erläuterung: Die mit „Ziel" beschrifteten Balken stellen die potenziell erreichbaren Emissionsziele, also die Nges-Emissionen in Jahrestonnen nach der Umsetzung sämtlicher im Rahmen dieser Arbeit angenommenen Ausbaumaßnahmen zur Nges-Eliminierung dar. Die mit „Referenz" beschrifteten Balken stehen für die angenommene Referenzemission im Jahr 2015.

Bei der Betrachtung von Referenz- und Zielemissionen nach Größenklassen und Ländern in Abb. 28 wird deutlich, dass insbesondere für polnische Kläranlagen der Größenklasse 1 vergleichsweise hohe Potenziale für eine weitergehende Stickstoffminimierung nach 2015 gegeben sind. Auch in polnischen und tschechischen Kläranlagen der Größenklasse 1 können offenbar beträchtliche Mengen Stickstoff reduziert werden. Um die Reduktionspotenziale der einzelnen Größenklassen und Länder besser untereinander vergleichen zu können, werden im Folgenden die mittleren jährlichen Reduktionsmengen in Gramm Stickstoff je Einwohnergleichwert für die einzelnen Größenklassen und Länder dargestellt.

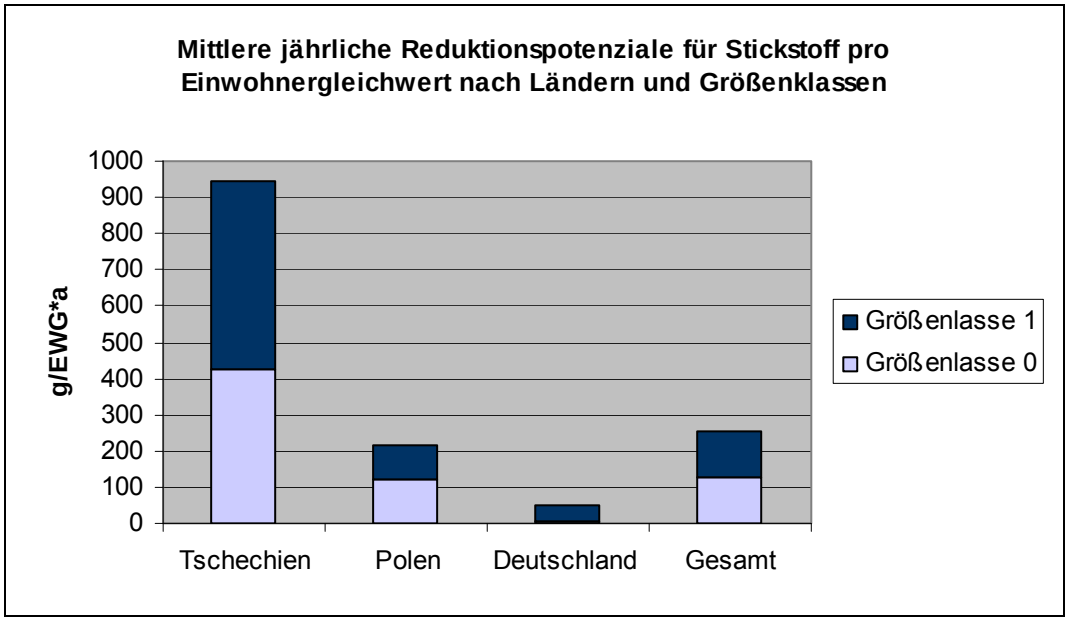


Abb. 29: Mittlere jährliche Reduktionsmengen in Gramm Stickstoff je Einwohnergleichwert differenziert nach Größenklassen und Ländern
Erläuterung: Der mit „Gesamt“ beschriftete Balken stellt den Durchschnittswert der drei Länder dar.

In Abb. 29 wird deutlich, dass das mittlere jährliche Reduktionspotenzial in Gramm Stickstoff pro Einwohnergleichwert bei tschechischen Kläranlagen, im Vergleich zu den anderen Ländern, mit Abstand am größten ist. Demnach beträgt die mittlere angenommene Emissionsreduktion pro Einwohnergleichwert in Tschechien, im Vergleich zu Deutschland, mehr als das Dreizehnfache und im Vergleich zu Polen mehr als das Fünffache. Die Unterschiede zwischen Deutschland und Polen sind geringer. Dennoch liegen die polnischen Werte zweieinhalbfach über den Deutschen. Auch die Unterschiede nach Größenklassen fallen länderübergreifend gering aus. Lediglich bei deutschen Kläranlagen zeigt sich, dass die einwohnergleichwertbezogenen Reduktionspotenziale für Stickstoff in Kläranlagen der Größenklasse 0 deutlich geringer sind als in der Größenklasse 1. Dies lässt sich, wie schon bei der Ergebnisdarstellung zur Phosphorreduktion, mit dem vergleichsweise hohen Anteil häuslicher Abwässer in dieser Größenklasse erklären. Als Erklärungsgrund für die hohen Mittelwerte in Tschechien lässt sich, wie schon im Bezug auf Phosphor, die vergleichsweise hohe Abwassermenge tschechischer Kläranlagen anführen (vgl. Tab. 15). Da die Abwassermengen und Stickstoffkonzentrationen im Ablauf tschechischer Kläranlagen im Referenzjahr 2015 vergleichsweise hoch sind, ergeben sich diese hohen Reduktionspotenziale pro Einwohnergleichwert. Ob dieses hohe Reduktionspotenzial für Stickstoff auch mit einer günstigen Kosteneffektivität einhergeht, wird im Abschnitt 4.8 zu zeigen sein.

4.8 Kosteneffektivitäten der Stickstoffreduktion

In den folgenden Diagrammen (Abb. 30 und Abb. 31) werden zunächst die Grenzkosten für die Stickstoffreduktion über den erreichbaren Reduktionsmengen dargestellt, die sich aus der Umsetzung sämtlicher Reduktionsmaßnahmen für Stickstoff ergeben. Anschließend erfolgt eine differenzierte Betrachtung, bei der nach Ländern, Größenklassen und Techniken unterschieden wird.

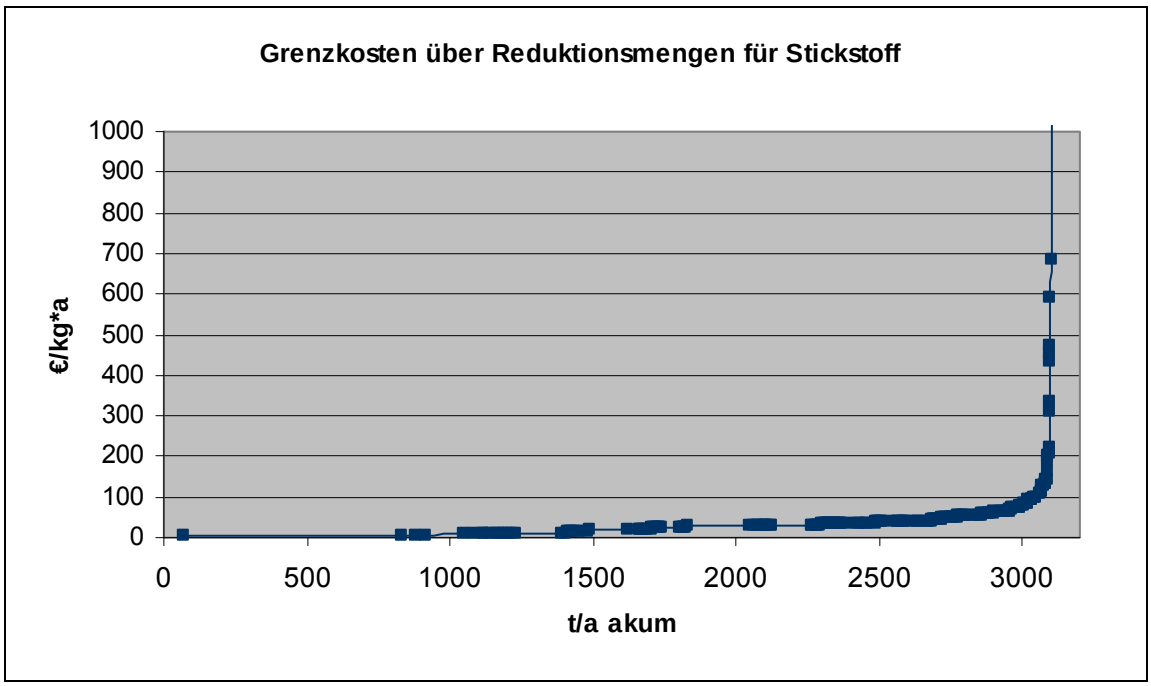


Abb. 30: Jährliche Kosten unter tausend Euro je reduziertem Kilogramm Stickstoff über den aufsummierten jährlichen Reduktionsmengen der einzelnen Kläranlagen in Tonnen Stickstoff
Erläuterung: Die dargestellten Kläranlagen sind von links nach rechts nach steigenden Grenzkosten sortiert.

Anhand von Abb. 30 wird deutlich, wie hoch die Grenzkosten je reduziertem Kilogramm Stickstoff bei einer bestimmten Menge an jährlich verringerten Gesamtemissionen ausfallen. Gleichzeitig wird ersichtlich, welche Gesamtreduktion an Stickstoff bei einer bestimmten Höhe an Grenzkosten realisierbar ist. Dabei fällt auf, dass die Grenzkosten bis zu einer Reduktionsmenge von knapp über 3000 Jahrestonnen Stickstoff nur leicht aber stetig bis auf etwa 100 €/kg*a ansteigen. Darüber hinaus nehmen die Kosten gegenüber den erreichbaren Reduktionsmengen überproportional deutlich zu.

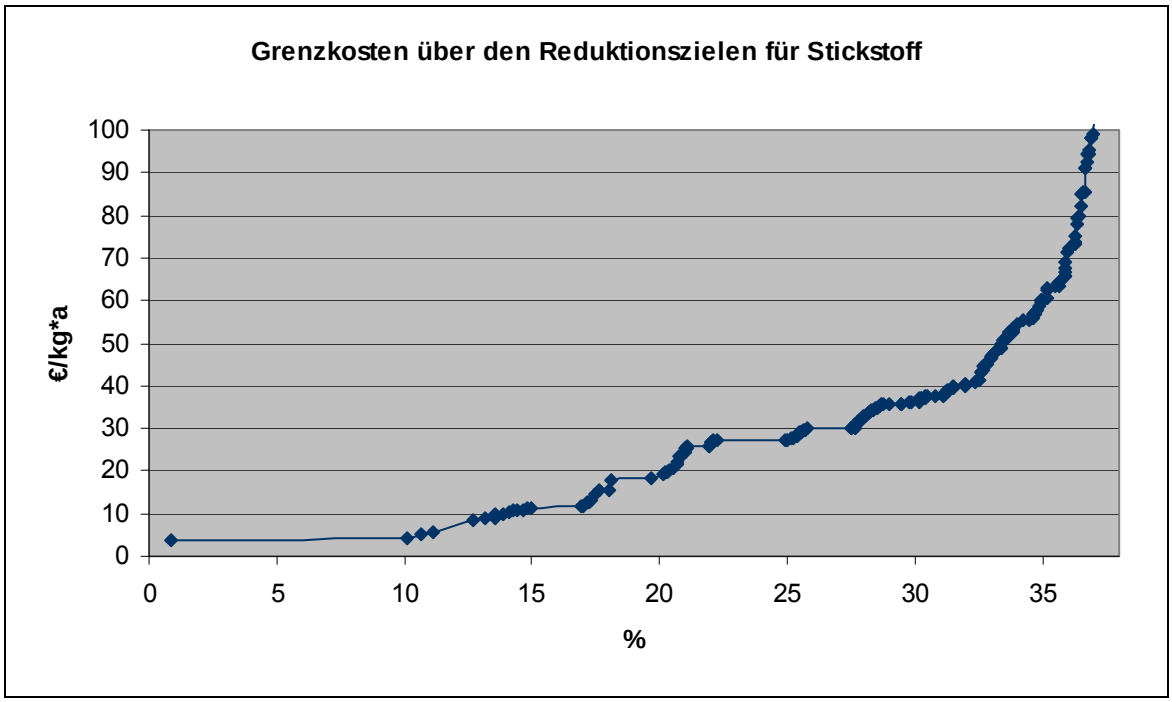


Abb. 31: Jährliche Grenzkosten je reduziertem Kilogramm Stickstoff über den prozentualen Reduktionsanteilen gegenüber der Referenzemissionsmenge im Jahr 2015
Erläuterung: Die dargestellten Kläranlagen sind von links nach rechts nach steigenden Grenzkosten sortiert.

Wie in Abb. 31 deutlich wird, können beträchtliche Reduktionsanteile an der Referenzemissionsmenge für Stickstoff mit verhältnismäßig geringen Grenzkosten realisiert werden. So ist es bspw. mit den in der vorliegenden Arbeit angenommenen Ausbaumaßnahmen möglich, zu jährlichen Grenzkosten von maximal 30 Euro pro reduziertem Kilogramm Stickstoff, rund 27 Prozent der Ausgangsemissionsmengen aus dem Jahr 2015 zu reduzieren.

Um die Grenzkosten für die Stickstoffreduktion und die damit verbundenen Reduktionsmengen noch etwas detaillierter betrachten zu können, wird in den folgenden Tab.n und Abb.en einzeln nach Ländern, Größenklassen und Klärtechniken unterschieden. Dabei wird zunächst stets die jeweilige Verteilung der Grenzkosten als Boxplots dargestellt, die sich aus der Umsetzung sämtlicher in der vorliegenden Arbeit angenommenen Reduktionsmaßnahmen für Stickstoff ergeben. Im Anschluss erfolgt dann jeweils eine Abb. der kostengünstigsten Grenzkostenbereiche über den damit erzielbaren Reduktionsmengen für Stickstoff. Zugunsten einer genaueren Darstellungsform wird bei den Boxplots auf die Abb. von Ausreißern und Extremwerten verzichtet.

Tab. 32: Mediane sowie obere und untere Perzentile der Grenzkosten in Euro je reduziertem Kilogramm Stickstoff nach Ländern

	Tschechien	Polen	Deutschland
25% Perzentil	9,1	33,6	94,7
MEDIAN	10,9	46,5	142,3
75% Perzentil	12,5	67,2	372,0

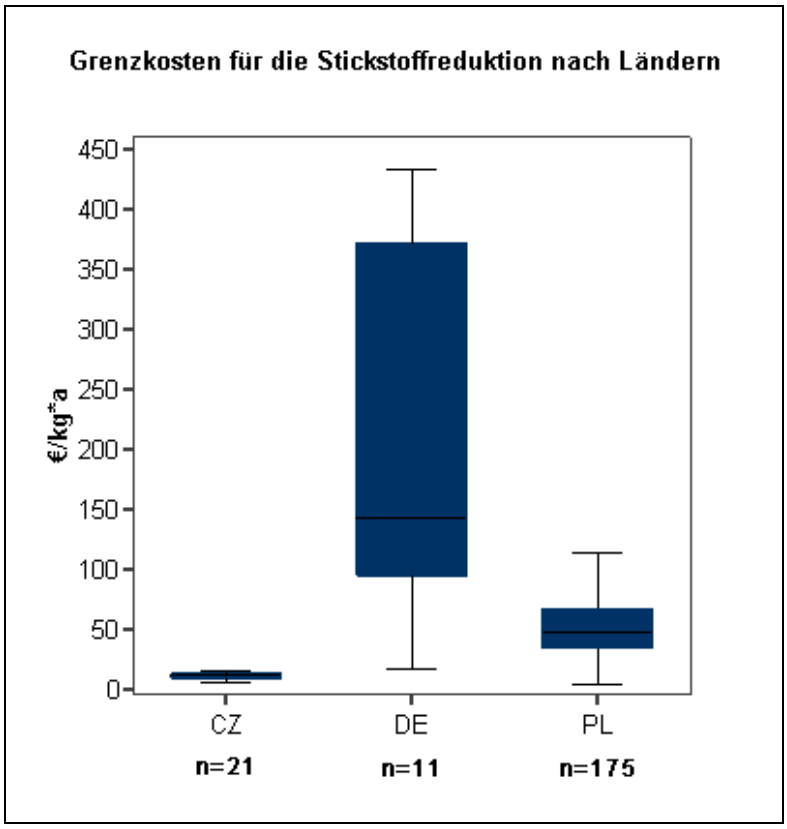


Abb. 32: Boxplots der jährliche Grenzkosten in Euro pro reduziertem Kilogramm Stickstoff differenziert nach Ländern
Erläuterung: Am unteren Rand der Abb. 32 ist die jeweilige Anzahl der auszubauenden Kläranlagen aufgeführt. Ausreißer und Extremwerte sind nicht dargestellt.

Wie in Abb. 32 und Tab. 32 ersichtlich ist, liegen die Grenzkosten für die Stickstoffreduktion bei tschechischen Kläranlagen mit einem Median von knapp 11 Euro je reduziertem Kilogramm Stickstoff auf einem vergleichsweise niedrigen Kostenniveau. Polnische Kläranlagen liegen mit einem Median von 46,5 Euro je reduziertem Kilogramm Stickstoff auf einem mittleren Niveau und in den insgesamt 11 deutschen Kläranlagen, in denen eine weitere Stickstoffreduktion als technisch machbar angenommen wird, sind die Grenzkosten mit einem Median von 142,3 €/kg*a mit Abstand am höchsten. Da auch das 25%-Perzentil deutscher Anlagen mit 94,7 €/kg*a vergleichsweise hoch ist, kann davon ausgegangen werden, dass sich nur in wenigen deutschen Kläranlagen zu angemessenen Grenzkosten Stickstoff minimieren lässt. Allerdings muss an dieser Stelle, wie schon bei der Ergebnisdarstellung in Bezug auf Phosphor, berücksichtigt werden, dass sich die Perzentile und Mediane in Abb. 32 auf eine verschieden große Anzahl von Kläranlagen beziehen. Denn während in Tschechien 21 Kläranlagen betrachtet werden, sind es in Polen insgesamt 175. Daraus resultiert, dass die Anzahl polnischer Kläranlagen, bei denen zu niedrigen Grenzkosten Stickstoff reduziert werden kann, trotz des höheren Median insgesamt größer ist als in Tschechien (vgl. Abb. 33).

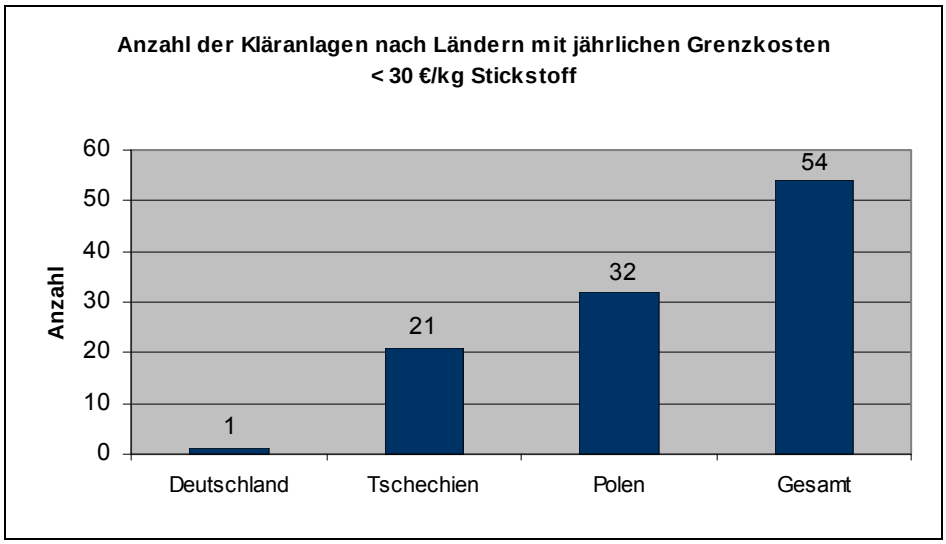


Abb. 33: Anzahl der Kläranlagen mit jährlichen Kostenwirksamkeiten von unter 30 Euro pro reduziertem Kilogramm Stickstoff differenziert nach Ländern

Wie Abb. 33 zeigt, lässt sich lediglich bei einer deutschen Kläranlage zu einer Kostenwirksamkeit von unter 30 Euro je Kilogramm Stickstoff reduzieren. In Tschechien können sämtliche 21 Kläranlagen und in Polen 32 Kläranlagen zu Kostenwirksamkeiten von unter 30 Euro ausgebaut werden.

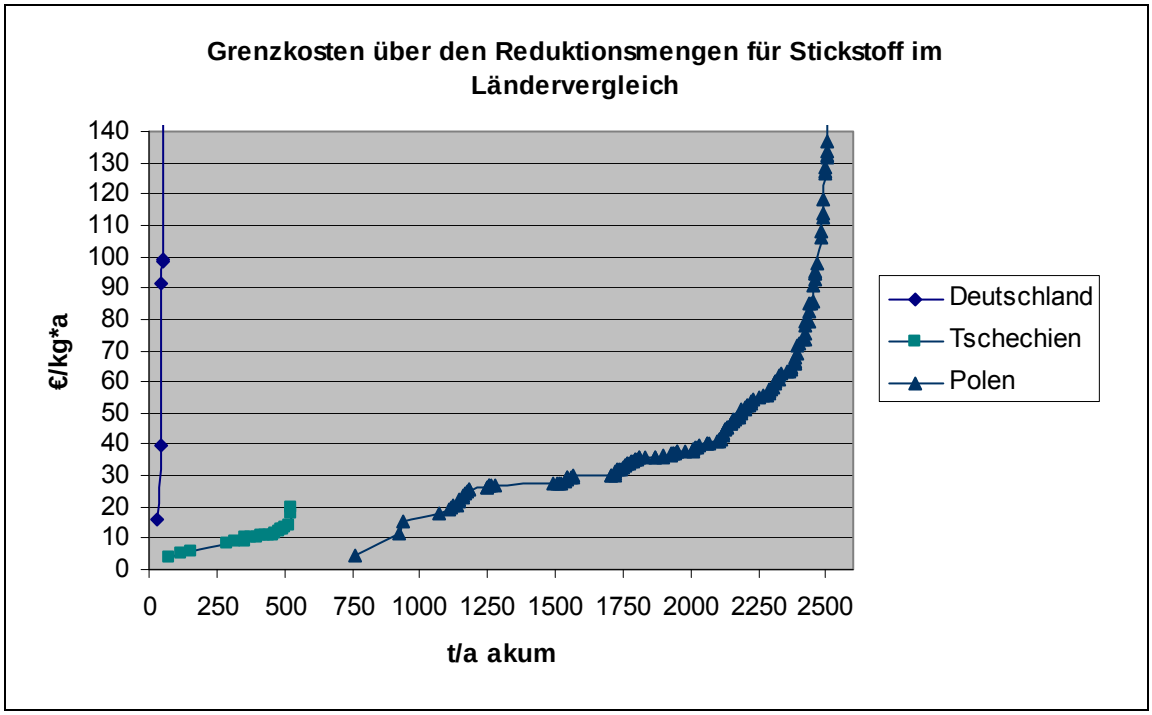


Abb. 34: Jährliche Grenzkosten unter 140 Euro pro reduziertem Kilogramm Stickstoff über den aufsummierten jährlichen Reduktionsmengen in Tonnen Stickstoff differenziert nach Ländern

Erläuterung: Die dargestellten Kläranlagen sind von links nach rechts nach steigenden Grenzkosten sortiert.

Die Darstellung der kosteneffektivsten Ausbaumaßnahmen für die weitere Stickstoffreduktion in Abb. 34 zeigt, dass polnische Kläranlagen bei niedrigen Grenzkosten die vergleichsweise größten Reduktionspotenziale für Stickstoff aufweisen. Wie bereits in Abb. 32 deutlich wurde, ist auch in tschechischen Kläranlagen eine weitere Stickstoffreduktion zu geringen Grenzkosten möglich. Allerdings wird in Abb. 34 nun deutlich, dass die erreichbaren Reduktionsmengen in Tschechien mit insgesamt etwa 520 Jahrestonnen Stickstoff im Vergleich zu Polen deutlich geringer sind. Bei deutschen Kläranlagen lässt sich zu angemessenen Grenzkosten ein noch geringerer Beitrag zur Gesamtreduktion von Stickstoff leisten. So ist bei Grenzkosten von bis zu 100 Euro lediglich eine Stickstoffminimierung von 52 Jahrestonnen möglich. Als Grund dafür kann, wie schon bei der Ergebnisdarstellung für Phosphor, der weitgehend gute Ausbaustand deutscher Kläranlagen angeführt werden, der eine weitere Stickstoffreduktion in den meisten Fällen nur zu unverhältnismäßig hohen Grenzkosten zulässt (vgl. Tab. 25).

Tab. 33: Mediane sowie obere und untere Perzentile der Grenzkosten in Euro je reduziertem Kilogramm Stickstoff nach Größenklassen

	Größenklasse 0	Größenklasse 1
25% Perzentil	35,8	29,0
MEDIAN	52,7	41,2
75% Perzentil	65,8	68,7

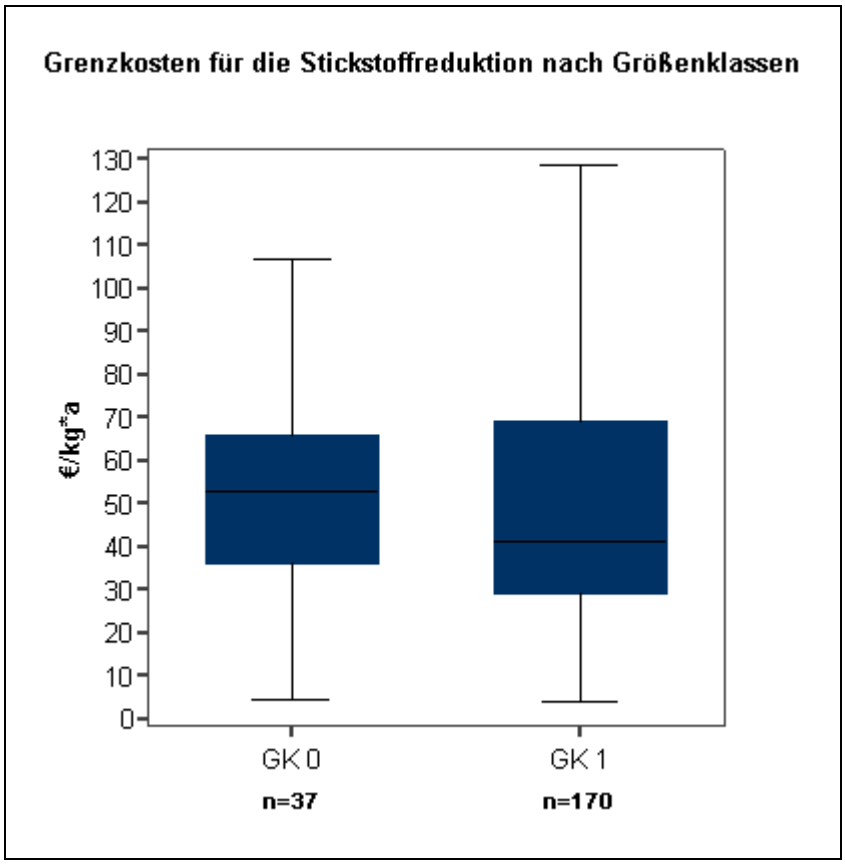


Abb. 35: Boxplots der jährlichen Grenzkosten in Euro pro reduziertem Kilogramm Stickstoff differenziert nach Größenklassen

Erläuterung: Am unteren Rand der Abb. 35 ist die jeweilige Anzahl der ausbaufähigen Kläranlagen aufgeführt. Ausreißer und Extremwerte sind nicht dargestellt.

Bei der Differenzierung der Grenzkosten nach Größenklassen in Abb. 35 wird erkennbar, dass die Mediane der Grenzkosten für die Stickstoffreduktion bei Kläranlagen der Größenklasse 0 mit 52,7 €/kg*a über den Medianen der Grenzkosten für Kläranlagen der Größenklasse 0 (41,2 €/kg*a) liegen. Somit nehmen die Grenzkosten für die Stickstoffreduktion im Gegensatz zu den Grenzkosten für die Phosphorreduktion im Mittel mit abnehmender Größe der Kläranlagen zu. Daher kann anhand der Ergebnisse aus Abb. 35 geschlussfolgert werden, dass der alleinige Ausbau von Kläranlagen der Größenklasse 0 nicht zwangsläufig die kosteneffektivste Alternative für die Stickstoffreduktion darstellt. Vielmehr muss im Einzelfall und unabhängig von der jeweiligen Größenklasse geprüft werden, in welcher Kläranlage die kosteneffektivsten Reduktionspotentiale einer weiteren Stickstoffreduktion liegen.

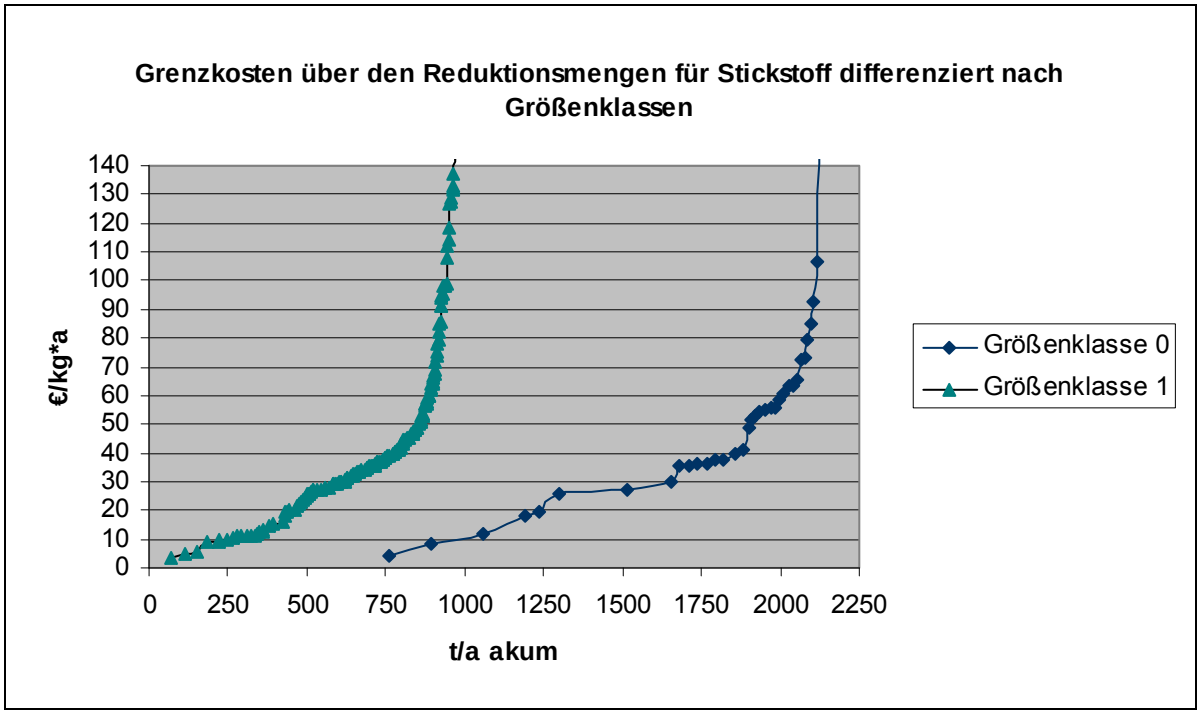


Abb. 36: Jährliche Grenzkosten unter hundert Euro je reduziertem Kilogramm Stickstoff über den aufsummierten jährlichen Reduktionsmengen in Tonnen Stickstoff nach Größenklassen
Erläuterung: Die dargestellten Kläranlagen sind von links nach rechts nach steigenden Grenzkosten sortiert.

Wie Abb. 36 zeigt, lässt sich bei einer großen Anzahl von Kläranlagen sowohl der Größenklasse 0 als auch der Größenklasse 1 zu geringen Grenzkosten Stickstoff reduzieren. Demnach sollten also beide Größenklassen für einen Ausbau zur weiteren Stickstoffreduktion in Betracht gezogen werden. In Abb. 36 wird aber auch deutlich, dass sich durch den Ausbau von Kläranlagen der Größenklasse 0 zu geringen Grenzkosten deutlich größere Stickstoffmengen reduzieren lassen als bei Kläranlagen der Größenklasse 1. So lassen sich durch den Einsatz der entsprechenden Eliminationsverfahren in Kläranlagen der Größenklasse 1 zu Grenzkosten unterhalb von 60 Euro nur 890 Jahrestonnen Stickstoff reduzieren, während in Kläranlagen der Größenklasse 0 im gleichen Grenzkostenbereich eine jährliche Stickstoffreduktion von etwa 2000 Tonnen möglich ist. Als Grund für die hohen Reduktionspotenziale, bei gleichzeitig geringen Grenzkosten der Stickstoffreduktion in Größenklasse 0, kann insbesondere der Effekt der Kostendegression mit zunehmender Kläranlagengröße angeführt werden.

Tab. 34: Mediane sowie obere und untere Perzentile der Grenzkosten in Euro je reduziertem Kilogramm Stickstoff nach Techniken

	Biofiltration	Erweiterung Belebungsbecken
25% Perzentil	24,4	30,2
MEDIAN	54,8	39,8
75% Perzentil	100,9	57,2

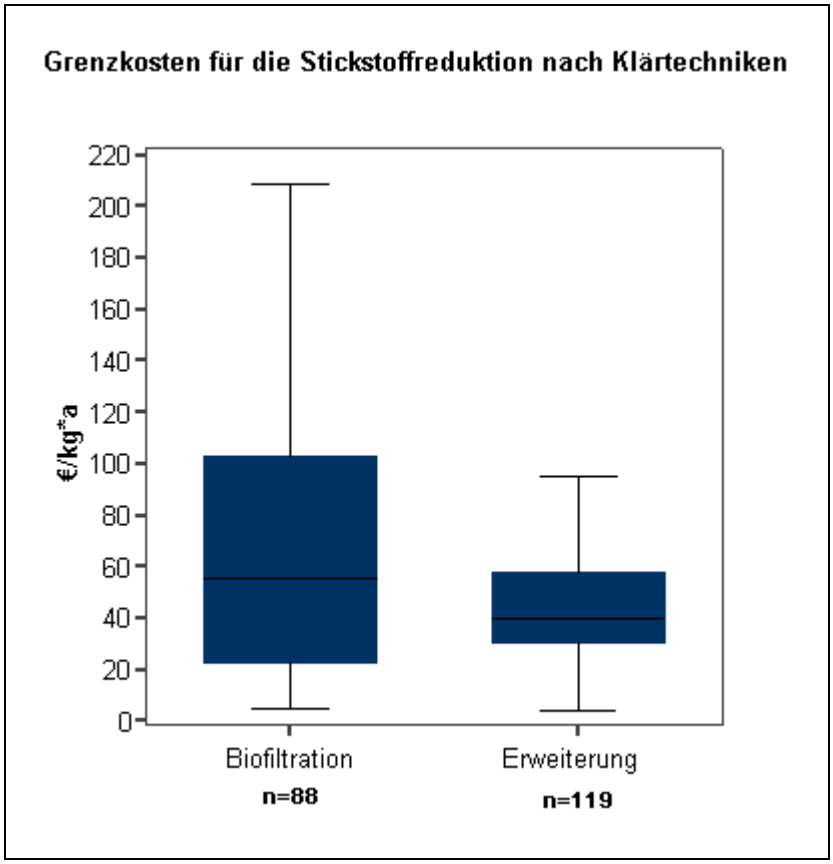


Abb. 37: Boxplots der jährlichen Grenzkosten in Euro pro reduziertem Kilogramm Stickstoff nach Klärtechniken

Erläuterung: Am unteren Rand der Abb. 37 ist die jeweilige Anzahl der ausbaufähigen Kläranlagen aufgeführt. Ausreißer und Extremwerte sind nicht dargestellt. Der mit „Erweiterung" beschriftete Boxplot stellt die Grenzkosten für die Erweiterung des Belebungsbeckens dar.

Bei der nach Klärtechniken differenzierten Darstellung der Grenzkosten für die Stickstoffminimierung in Abb. 37 und Tab. 34 wird deutlich, dass der Median der Grenzkosten für eine Erweiterung des Belebungsbeckens (39,8 €/kg*a) unterhalb des Median für den Einsatz der Biofiltration liegt (54,8 €/kg*a). Gleichzeitig wird in Abb. 37 gezeigt, dass 25% der Kläranlagen, in denen die Biofiltration zur weiteren Stickstoffreduktion eingesetzt wird, die Grenzkosten bei unter 24,4 Euro je reduziertem Kilogramm Stickstoff liegen. Ob sich zu den vergleichsweise niedrigen Grenzkosten für die Erweiterung des Belebungsbeckens auch erhebliche Mengen Stickstoff reduzieren lassen, kann in der folgenden Abb. abgelesen werden.

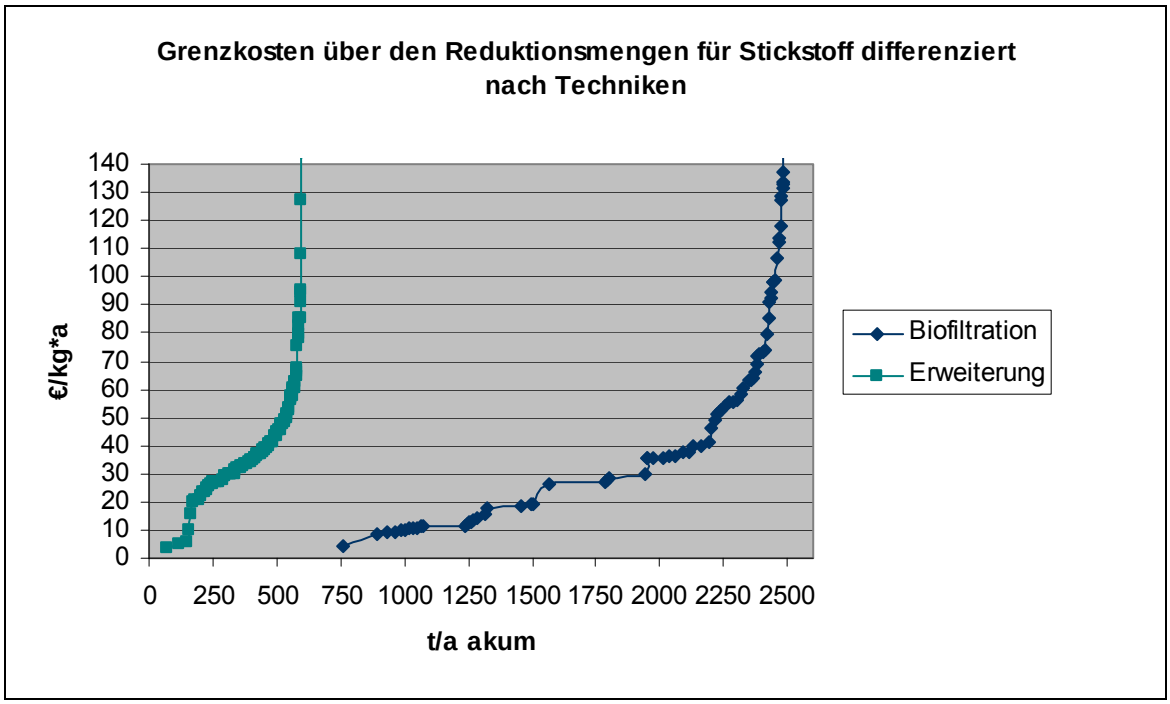


Abb. 38: Jährliche Grenzkosten unter 140 Euro je reduziertem Kilogramm Stickstoff über den aufsummierten jährlichen Reduktionsmengen in Tonnen Stickstoff differenziert nach Klärtechniken
Erläuterung: Die dargestellten Kläranlagen sind von links nach rechts nach steigenden Grenzkosten sortiert.

In Abb. 38 wird wie schon in Abb. 37 deutlich, dass sich sowohl mit der Erweiterung des Belebungsbeckens als auch mit der Biofiltration bei einer großen Anzahl von Kläranlagen zu geringen Grenzkosten Stickstoff reduzieren lässt, so dass beide Verfahren als realistische Ausbauvariante in Betracht gezogen werden können. Wie Abb. 37 gezeigt hat, ist die Anzahl der Kläranlagen, bei denen sich die Erweiterung des Belebungsbeckens als kosteneffektivste Ausbauvariante darstellt, insgesamt größer als für die Biofiltration. Zudem wurde in Abb. 37 deutlich, dass der Median der Grenzkosten für sämtliche Maßnahmen zur Erweiterung der Belebungsbecken unterhalb des Medians für die Biofiltration liegt. In Abb. 38 wird nun aber erkennbar, dass die zu geringen Grenzkosten erreichbaren Reduktionsmengen durch den Einsatz der Biofiltration deutlich höher sind als durch die Erweiterung des Belebungsbeckens. So lassen sich bspw. zu Grenzkosten von maximal 40 Euro mit der Erweiterung des Belebungsbeckens nur rund 470 Jahrestonnen Stickstoff reduzieren, während durch den Einsatz der Biofiltration zu gleichen Grenzkosten eine Reduktion um jährlich 2200 Tonnen Stickstoff möglich ist.

Dies kann damit erklärt werden, dass sich die angenommenen Ausbaumaßnahmen für Kläranlagen der Größenklasse 0 ausschließlich auf die Biofiltration beschränken (vgl. Abschnitt 3.4.2 und Abb. 25). Da zudem die erreichbaren Reduktionsmengen für Stickstoff in Kläranlagen der Größenklasse 0 deutlich höher sind als in Kläranlagen der Größenklasse 1 (vgl. Tab. 30 und Tab. 31), kommt der Effekt der Kostendegression mit zunehmender Reduktionsmenge fast ausschließlich der Biofiltration zugute, womit sich die günstige Verteilung der Grenzkosten zugunsten der Biofiltration erklären lässt .

4.9 Vermeidungskosten der Stickstoffreduktion

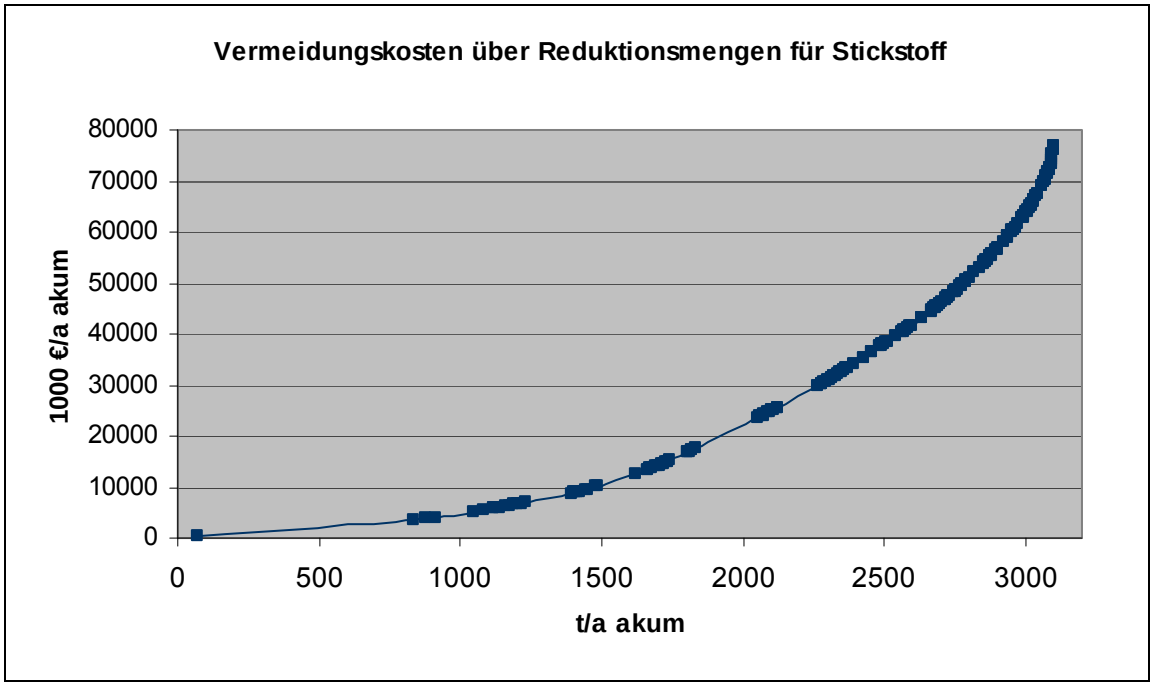


Abb. 39: Aufsummierte jährliche Vermeidungskosten in tausend Euro über den akkumulierten jährlichen Reduktionsmengen der einzelnen Kläranlagen in Tonnen Stickstoff
Erläuterung: Die dargestellten Kläranlagen sind von links nach rechts nach steigenden Grenzkosten sortiert.

In Abb. 39 kann abgelesen werden, welche jährlichen Gesamtausgaben sich für eine bestimmte Menge an reduzierter Stickstoffemission für Kläranlagen im Einzugsgebiet der Oder ergeben. Eine Emissionsreduktion um 1500 Tonnen Stickstoff würde demnach mit jährlichen Ausgaben von rund 10 Mio. Euro einhergehen. In Verbindung mit Abb. 40 kann zudem bestimmt werden, dass mit den gleichen Kosten eine Reduktion um rund 18 Prozent gegenüber der Referenzemissionsmenge Stickstoff im Jahr 2015 erreicht werden kann. Bei einer Ausnutzung des gesamten Reduktionspotenzials von 3099 Jahrestonnen Stickstoff beliefen sich die Gesamtausgaben auf jährlich etwa 77 Mio. Euro. Zudem wird in Abb. 39 deutlich, dass die Kosten überproportional mit der erzielbaren N-Reduktionsmenge steigen. Während die ersten 1500 Tonnen vermiedener N-Emissionen ca. 10 Millionen € jährlich kosten würden, wären die nächsten 1500 Tonnen N-Vermeidung mit zusätzlich etwa 54 Millionen Euro deutlich teurer zu erreichen.

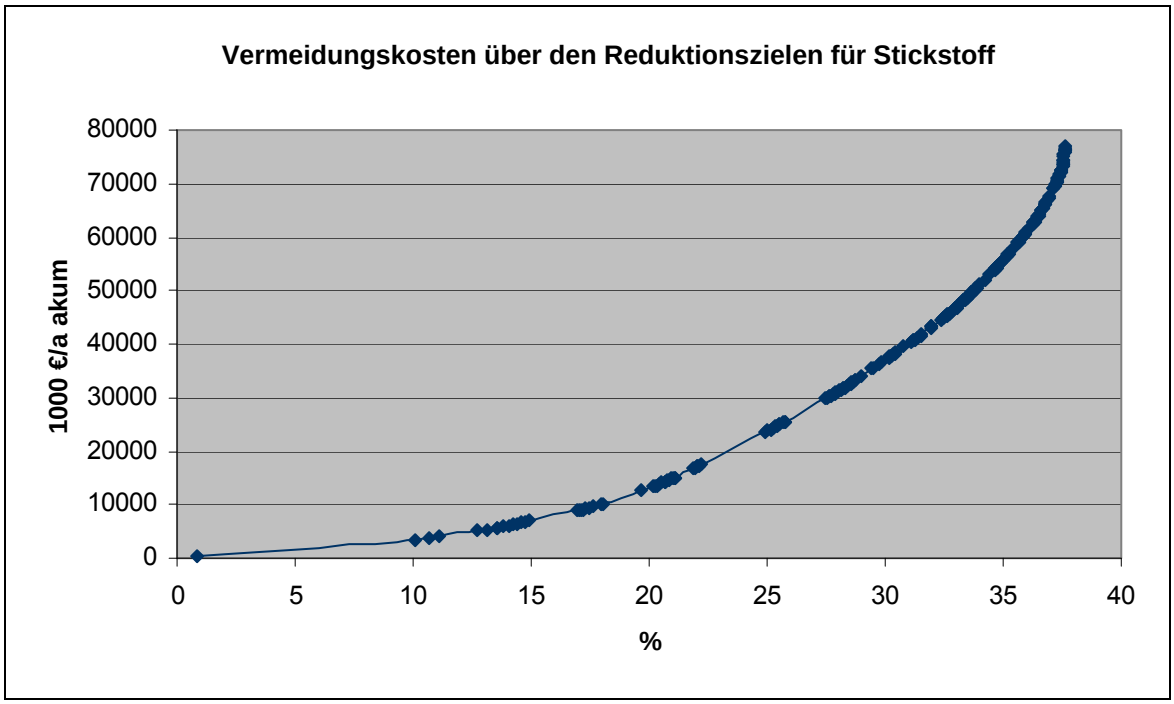


Abb. 40: Aufsummierte jährliche Vermeidungskosten in tausend Euro über den prozentualen Reduktionsanteilen gegenüber der Referenzemissionsmenge Stickstoff im Jahr 2015
Die dargestellten Kläranlagen sind von links nach rechts nach steigenden Grenzkosten sortiert.

In Abb. 40 ist dargestellt, mit welchen jährlichen Kosten für die Stickstoffminimierung bei bestimmten prozentualen Reduktionsanteilen gegenüber der Referenzemission im Jahr 2015 zu rechnen ist. Um die Vermeidungskosten noch etwas detaillierter analysieren zu können, wird im Folgenden nach Ländern, Techniken und Größenklassen differenziert.

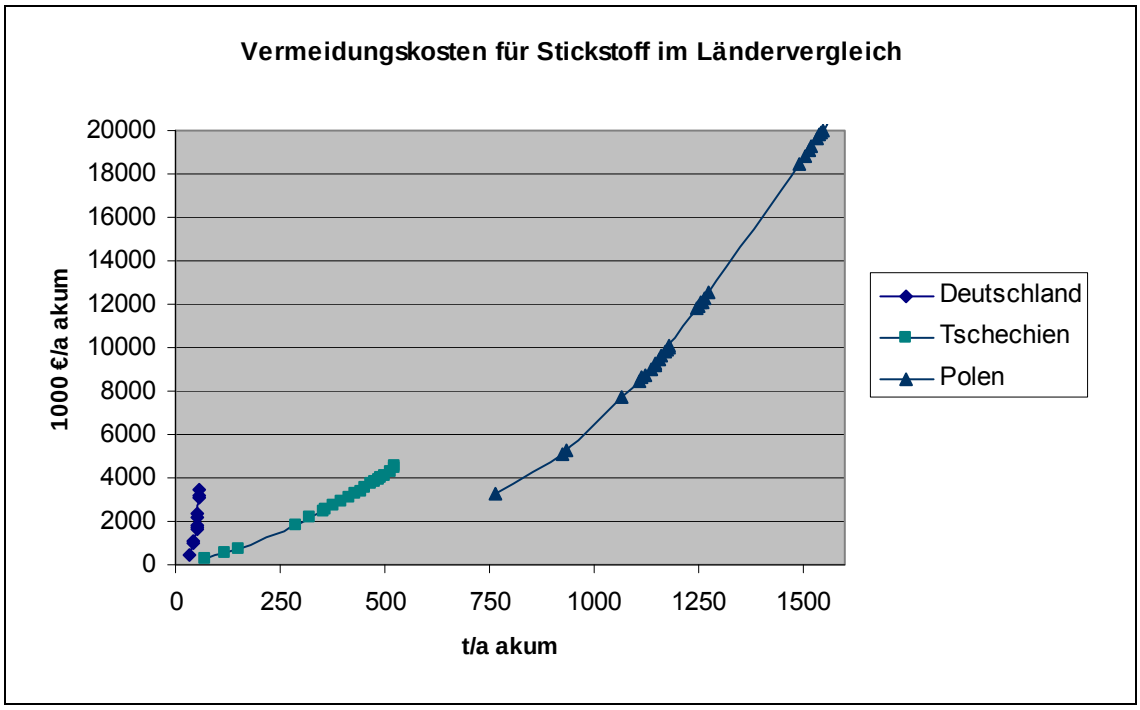


Abb. 41: Aufsummierte jährliche Vermeidungskosten unter 20 Mio. Euro über den akkumulierten jährlichen Reduktionsmengen der einzelnen Kläranlagen in Tonnen Stickstoff differenziert nach Ländern
Erläuterung: Die dargestellten Kläranlagen sind von links nach rechts nach steigenden Grenzkosten sortiert.

In Abb. 41 zeigt sich, dass die Vermeidungskosten in Deutschland und Tschechien im Vergleich zu Polen vergleichsweise gering sind. Allerdings sind die erreichbaren Reduktionsmengen für Stickstoff im Gegensatz zu Polen auch deutlich geringer. Da gleichzeitig die kostengünstigsten Grenzkosten für die Stickstoffreduktion in polnischen Kläranlagen gering sind (vgl. Abb. 34), kann daraus geschlossen werden, dass die hohen Vermeidungskosten für Polen aus den hohen Reduktionsmengen resultieren, die sich aus dem Ausbau polnischer Kläranlagen ergeben. Dennoch ist es insbesondere vor dem Hintergrund einer fairen zwischenstaatlichen Lösung für ein Maßnahmenprogramm zur weiteren Stickstoffreduktion wichtig, die im Ländervergleich hohen Vermeidungskosten für den Ausbau polnischer Kläranlagen zu berücksichtigen.

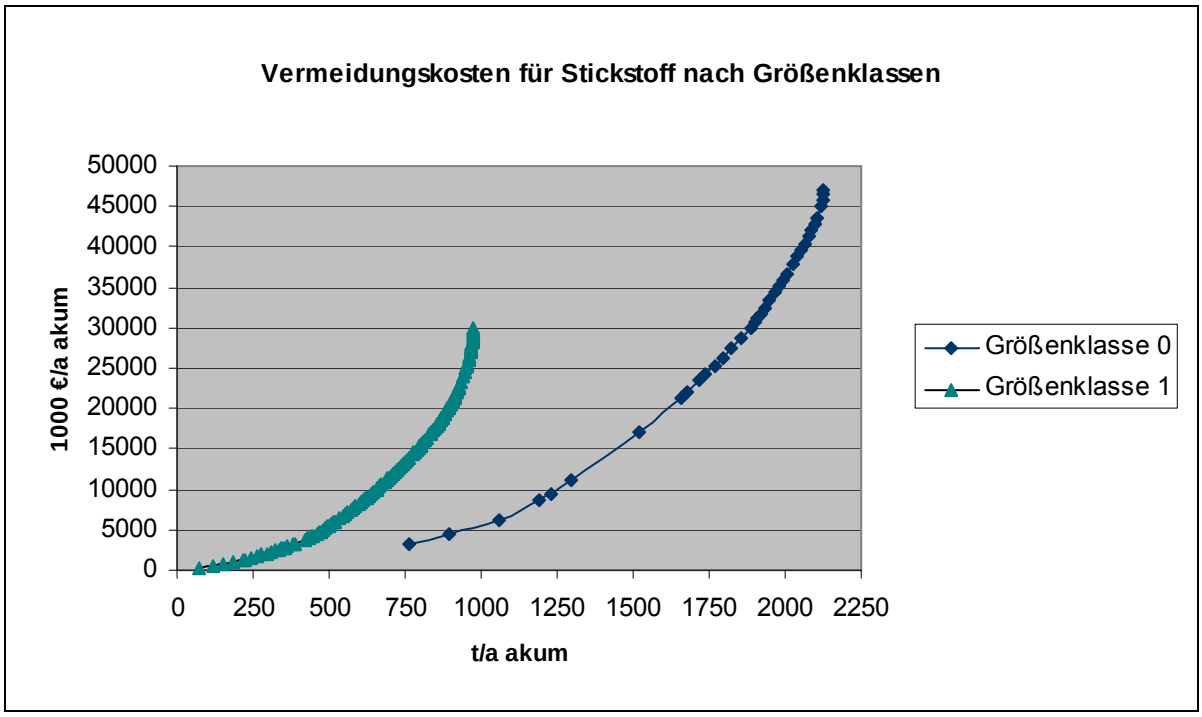


Abb. 42: Aufsummierte jährliche Vermeidungskosten in tausend Euro über den akkumulierten jährlichen Reduktionsmengen der einzelnen Kläranlagen in Tonnen Stickstoff differenziert nach Größenklassen
Erläuterung: Die dargestellten Kläranlagen sind von links nach rechts nach steigenden Grenzkosten sortiert.

In Abb. 42 zeigt sich, dass durch den Ausbau von Kläranlagen der Größenklasse 0 zu gleichen Vermeidungskosten wie in Kläranlagen der Größenklasse 1 deutlich größere Stickstoffmengen reduziert werden können. Dieser Zusammenhang kann mit dem Effekt der Kostendegression bei zunehmender Größe der Kläranlagen erklärt werden.

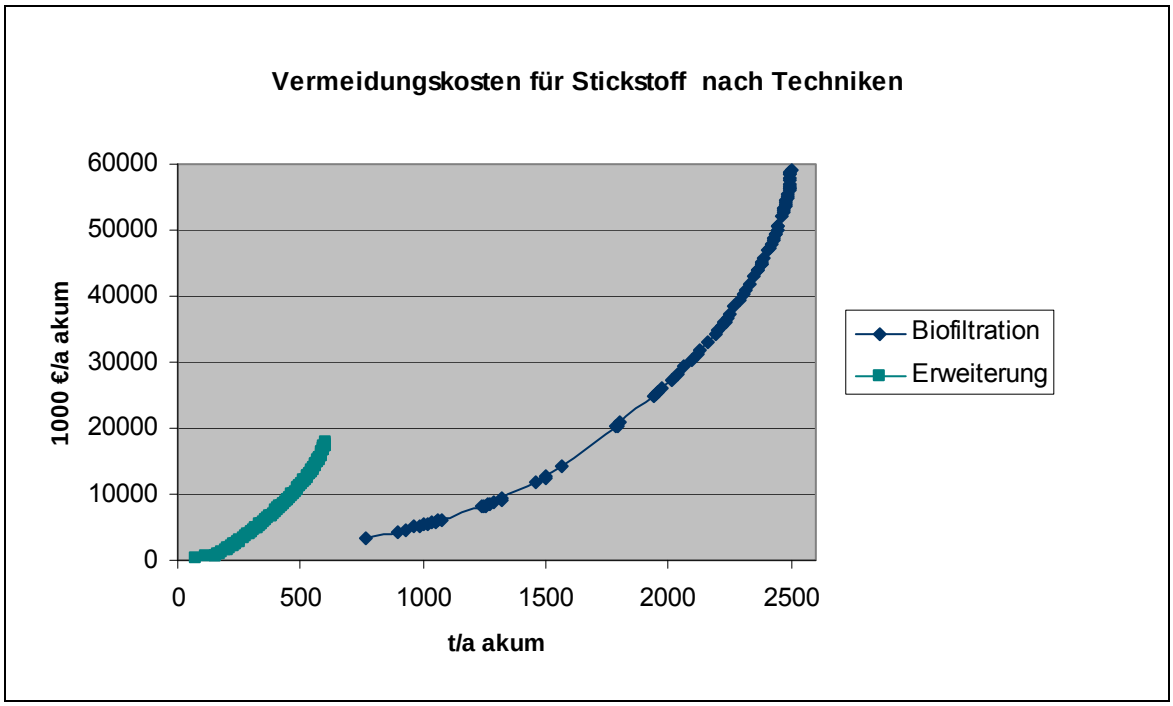


Abb. 43: Aufsummierte jährliche Vermeidungskosten in tausend Euro über den akkumulierten jährlichen Reduktionsmengen der einzelnen Kläranlagen in Tonnen Stickstoff differenziert nach Techniken
Erläuterung: Die dargestellten Kläranlagen sind von links nach rechts nach steigenden Grenzkosten sortiert.

Wie in Abb. 43 deutlich wird, fallen bei einer bestimmten Zahl von Kläranlagen die vergleichsweise geringsten Vermeidungskosten durch die Erweiterung der Belebungsbecken an. Insgesamt kann aber festgestellt werden, dass durch die Biofiltration zu gleichen Vermeidungskosten wie bei der Erweiterung der Belebungsbecken, deutlich größere Stickstoffmengen reduziert werden können.

4.10 Kostenvergleich für die Stickstoff- und Phosphorreduktion

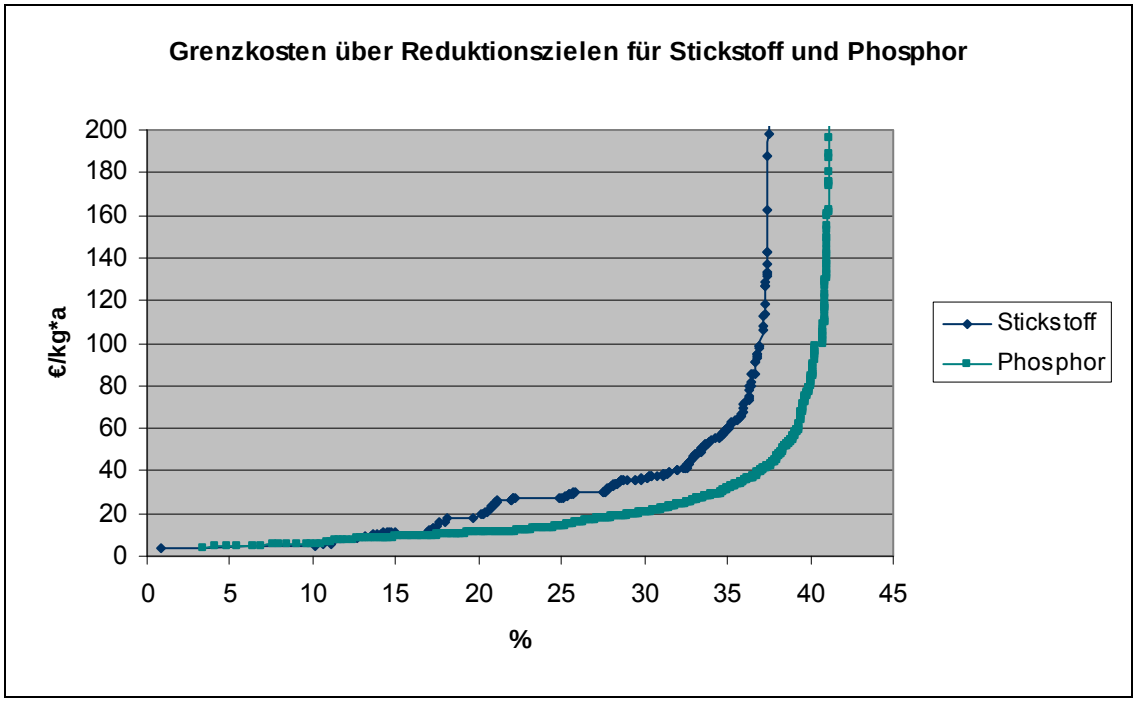


Abb. 44: Jährliche Grenzkosten unter 200 Euro je reduziertem Kilogramm Stickstoff respektive Phosphor über den prozentualen Reduktionsanteilen gegenüber den jeweiligen Referenzemissionsmengen im Jahr 2015
Erläuterung: Die dargestellten Kläranlagen sind von links nach rechts nach steigenden Grenzkosten sortiert.

Wie Abb. 44 zeigt, verlaufen die prozentualen Reduktionsziele von Stickstoff und Phosphor bis zu einem Reduktionsziel von etwa 17 Prozent in einem ähnlichen Grenzkostenbereich. Bei höheren Reduktionszielen übersteigen die minimalen Grenzkosten für Stickstoff jene einer Phosphorreduktion. Bei einem Reduktionsziel von 35 Prozent belaufen sich die Grenzkosten für die Stickstoffreduktion auf nahezu das Zweifache der Phosphorreduktion.

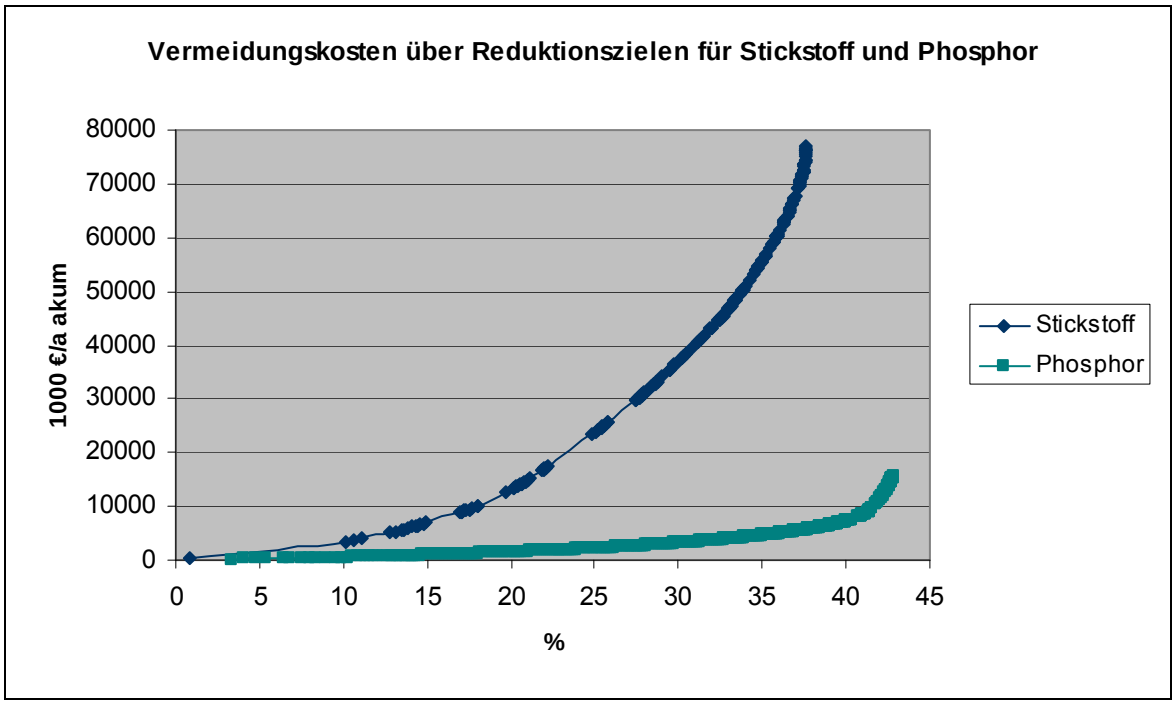


Abb. 45: Aufsummierte jährliche Vermeidungskosten in tausend Euro über den prozentualen Reduktionsanteilen gegenüber der Referenzemissionsmenge für Stickstoff respektive Phosphor im Jahr 2015
Erläuterung: Die dargestellten Kläranlagen sind von links nach rechts nach steigenden Grenzkosten sortiert.

Wie in Abb. 45 dargestellt wird, liegen die Vermeidungskosten der Stickstoffvermeidung für sämtliche Reduktionsziele deutlich oberhalb der Kosten für die Phosphorreduktion. So müsste bei einem angestrebten Reduktionsziel von 30 Prozent für die Stickstoffreduktion gegenüber der Phosphorreduktion mit etwa dem Zwölffachen an Vermeidungskosten gerechnet werden.

4.11 Ergebnisse des Grenzwertszenarios

Tab. 35: Jährliche mittlere Kostenwirksamkeiten, jährliche Gesamtkosten und jährlich reduzierte Phosphormengen bei einer Reduktion um 59 Prozent

	Größenklasse 2	Größenklasse 1	Größenklasse 0	Gesamt
Mittlere Kostenwirksamkeit	68	26	443	80
Gesamtkosten 1000 €	4819	2202	47900	54920
Reduktionsmenge Tonnen	176	168	319	662

Tab. 36: Jährliche mittlere Kostenwirksamkeiten, jährliche Gesamtkosten und jährlich reduzierte Stickstoffmengen bei einer Reduktion um 36 Prozent

	Größenklasse 1	Größenklasse 0	Gesamt
Mittlere Kostenwirksamkeit	54	74	58
Gesamtkosten 1000 €	22062	47088	69150
Reduktionsmenge Tonnen	875	2125	2999

Mit der Umsetzung des Grenzwertszenarios könnten insgesamt 59 Prozent der Phosphoreinträge und 36 Prozent der Stickstoffeinträge in die Oder vermieden werden. Die jährlichen Gesamtkosten belaufen sich auf 54,9 Mio. Euro für die Phosphorreduktion und auf etwa 69,2 Mio. Euro für die Stickstoffreduktion und sind in der Größenklasse 0 mit Abstand am höchsten. Betrachtet man die durchschnittlichen Kostenwirksamkeiten differenziert nach Größenklassen, ist eine Grenzwertverschärfung für N und P in Kläranlagen der Größenklasse 1 am kostenwirksamsten. Denn hier weisen die Maßnahmen des Grenzwertszenarios, mit mittleren Kostenwirksamkeiten von 26 Euro pro Kilogramm Phosphor und 54 Euro pro Kilogramm Stickstoff, die verhältnismäßig günstigsten Kostenwirksamkeiten auf. Durch die Grenzwertverschärfung in Kläranlagen der Größenklasse 1 könnten jährlich insgesamt 168 Tonnen Phosphor und 875 Tonnen Stickstoff vermieden werden (vgl. Tab. 35 und Tab. 36). Insgesamt liegen die Gesamtkosten des Grenzwertszenarios (124,1 Mio. Euro) etwas über den jährlichen Kosten für die Umsetzung der EU-Abwasserrichtlinie (Vgl. Tab. 37).

Zumindest wenn man bedenkt, dass die Kosten nach COWI 2007 sich nicht nur auf das Odergebiet beziehen. Da sich etwa 50 Prozent der Fläche Polens im Odereinzugsgebiet befindet, können die von COWI 2007 veranschlagten Kosten halbiert werden. So kommt man auf einen Gesamtbetrag von ungefähr 100 Mio. Euro für die Umsetzung der EU-Abwasserrichtlinie in Polen und Tschechien.

Tab. 37: Jahreskosten für die Umsetzung der EU-Abwasserrichtlinie mit 2004 als Basisjahr in Mio. Euro
Erläuterung: „Low“ bezieht sich auf urbane und „High“ auf ländliche Regionen.[99]

	High	Low
Poland	452	189
Czech Rep.	16	7

[99] vgl. COWI, 2007: S. 94

4.12 Szenarienvergleich

Der Ergebnisvergleich des Least-Cost-Szenarios mit dem Grenzwertszenario ist nicht ohne weiteres möglich. Das liegt daran, dass beim Grenzwertszenario die Vermeidungskosten nicht in Abhängigkeit unterschiedlicher Reduktionsziele bestimmt werden können. Denn die Umsetzung des Grenzwertszenarios verlangt die Einhaltung der angenommenen Grenzwerte (vgl. Abschnitt 3.4.3) und ist somit in seiner Gesamtheit umzusetzen. Im Least-Cost-Szenario sind die Reduktionsraten hingegen nach den Kriterien der Kosteneffektivität frei wählbar. Dabei erfolgt die Auswahl des Reduktionsziels für den Bereich, in dem die Vermeidungskostenkurve noch relativ gleichmäßig ansteigt, d.h. in der der Kostengradient in etwa konstant ist. Für die in dieser Arbeit betrachteten Ausbaumaßnahmen des Least-Cost-Szenarios liegt dieser Bereich in etwa bei Reduktionsraten von 35 Prozent für Stickstoff und Phosphor (vgl. Abb. 20 und Abb. 40). Bei dem folgenden Ergebnisvergleich der beiden Szenarien ist daher zu berücksichtigen, dass im Least-Cost-Szenario eine Reduktion von Stickstoff und Phosphor von 35 Prozent zugrunde gelegt wird, während im Grenzwertszenario insgesamt 59 Prozent der Phosphoremissionen und 36 Prozent der Stickstoffemissionen vermieden werden.

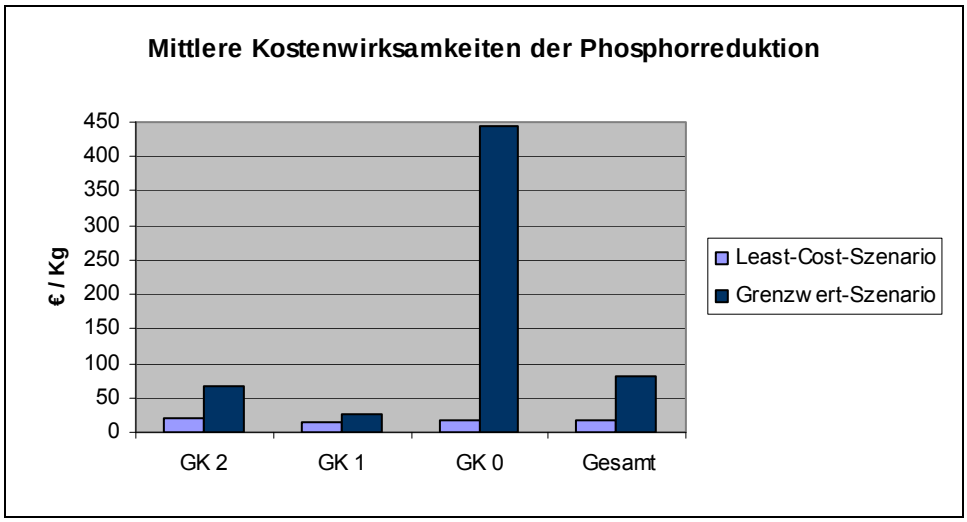


Abb. 46: Mittleren Kostenwirksamkeiten für die Phosphorreduktion nach Größenklassen der Kläranlagen im Szenarienvergleich

In Abb. 46 zeigt sich, dass die mittleren Kostenwirksamkeiten für die Phosphorreduktion in Kläranlagen der Größenklasse 0 im Grenzwertszenario gegenüber dem Least-Cost-Szenario deutlich höher liegen, während der Unterschied beider Szenarien in der Größenklasse 1 am geringsten ist.

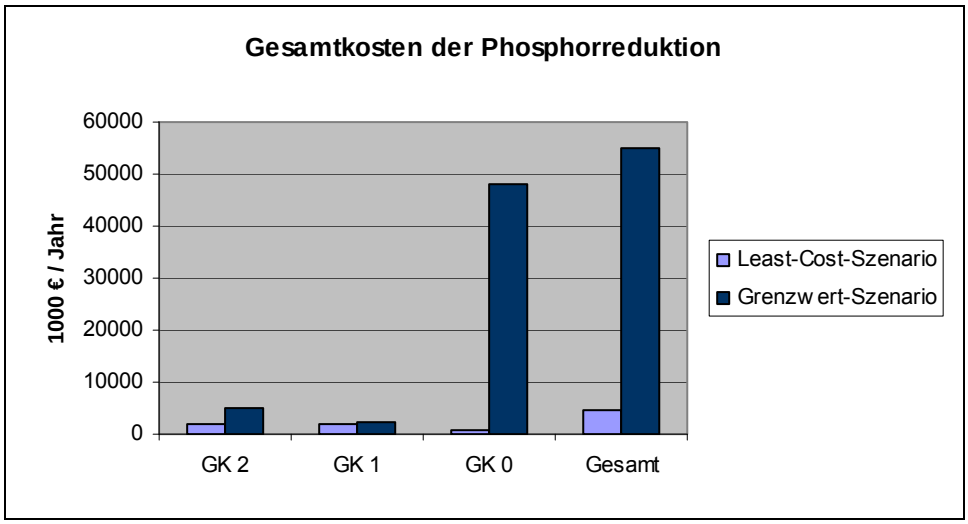


Abb. 47: Jährliche Gesamtkosten für die Phosphorreduktion nach Größenklassen der Kläranlagen im Szenarienvergleich

Wie in Abb. 47 deutlich wird, liegen die jährlichen Gesamtkosten für die Phosphorreduktion im Grenzwertszenario um ein Vielfaches über den Kosten des Least-Cost-Szenarios. Während die Kostendifferenz sich in Kläranlagen der Größenklasse 1 kaum bemerkbar macht, fällt der Unterschied in Kläranlagen der Größenklasse 0 umso deutlicher aus.

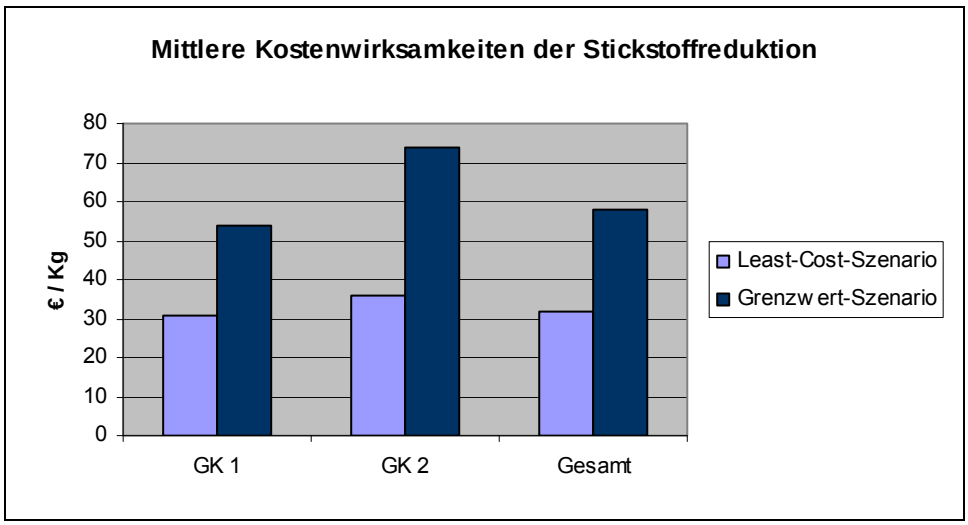


Abb. 48: Mittleren Kostenwirksamkeiten für die Stickstoffreduktion nach Größenklassen der Kläranlagen im Szenarienvergleich

Der Szenarienvergleich in Abb. 48 mach deutlich, dass auch die mittleren Kostenwirksamkeiten der Stickstoffreduktion im Grenzwertszenario deutlich über dem Least-Cost-Szenario liegen. In Kläranlagen der Größenklasse 1 fällt der Unterschied etwas geringer aus als in der Größenklasse 2.

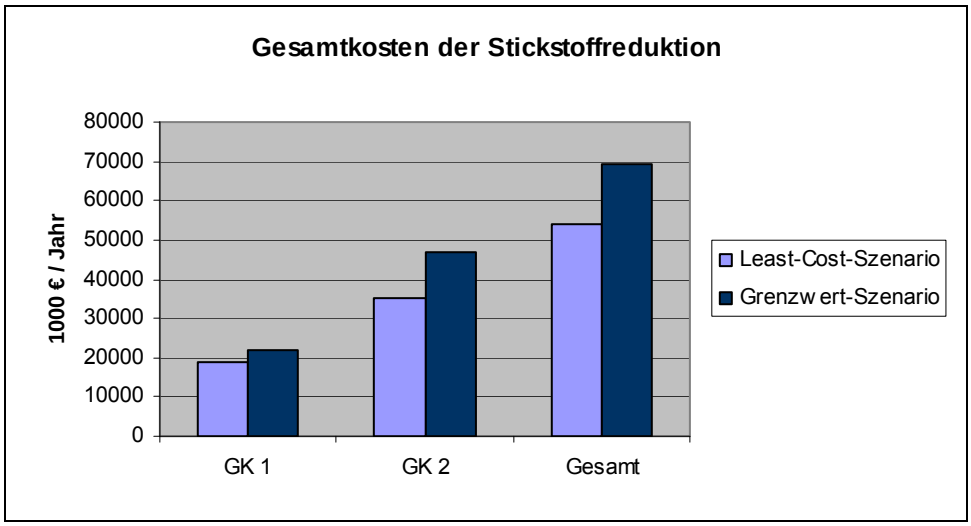


Abb. 49: Jährliche Gesamtkosten für die Stickstoffreduktion nach Größenklassen der Kläranlagen im Szenarienvergleich

In Abb. 49 wird deutlich, dass insbesondere in Kläranlagen der Größenklasse 1 die jährlichen Gesamtkosten der Stickstoffreduktion beider Szenarien in einem ähnlichen Bereich liegen. Dennoch übersteigen die Gesamtkosten des Grenzwertszenarios deutlich jene des Least-Cost-Szenarios. Zudem zeigt die Gegenüberstellung der Szenarien in Abb. 49 im Vergleich zu Abb. 47, dass die Unterschiede der jährlichen Vermeidungskosten für die Stickstoffreduktion deutlich geringer sind als für die Phosphorreduktion. Dies lässt sich vor allem damit erklären, dass die Reduktionsziele beider Szenarien für die Stickstoffreduktion deutlich näher beieinander liegen als bei der Phosphorreduktion.[100]

Insgesamt muss aber berücksichtigt werden, dass die jährlichen Gesamtkosten für das Grenzwertszenario von insgesamt knapp 54,9 Mio. Euro für die Phosphorreduktion und 69,1 Mio. Euro für die Stickstoffreduktion möglicherweise eine unzumutbare Belastung für die Haushalte der betroffenen Länder darstellen. Dies ist ein entscheidender Einwand, da das Grenzwertszenario als ordnungspolitischer Ansatz entweder im Ganzen oder gar nicht umzusetzen wäre. Mit der Umsetzung des Grenzwertszenarios wäre somit der volle Investitionsaufwand zu erbringen. Im Gegensatz dazu ist im Least-Cost-Szenario die Umsetzung der jeweils kosteneffektivsten Lösung vorgesehen. Der entscheidende Vorteil des Least-Cost-Szenarios liegt somit darin, dass in Abhängigkeit der Reduktionsziele stets die kosteneffektivste Variante ermittelt und umgesetzt werden kann.

[100] Eine Reduktion um 35 Prozent im Least-Cost-Szenario und um 35 Prozent im Grenzwertszenario für Stickstoff steht einer Reduktion um 35 Prozent im Least-Cost-Szenario und um 59 Prozent im Grenzwertszenario für Phosphor gegenüber.

5 Diskussion

Während im vorherigen Kapitel zur Ergebnisdarstellung die mit Hilfe der Kostenwirksamkeitsanalyse berechneten Grenz- und Vermeidungskosten der betrachteten Reduktionsmaßnahmen für Gesamtstickstoff und -phosphor dargestellt wurden, steht in der folgenden Diskussion deren Interpretation und Einordnung in den aktuellen wissenschaftlichen und politischen Diskurs im Vordergrund. Dabei werden die Ergebnisse und die verwendete Methodik zunächst einer kritischen Diskussion unterzogen und anschließend mit den ermittelten Kostenwerten anderer Studien in Bezug gesetzt. Des Weiteren werden die Ergebnisse anhand von Effizienz- und Fairnesskriterien beurteilt. Im abschließenden Ausblick werden auf Grundlage der zentralen Ergebnisse mögliche Handlungsoptionen und Empfehlungen für zukünftige Gewässerschutzmaßnahmen zur Reduktion von Nährstoffeinträgen im Einzugsgebiet der Oder abgeleitet.

5.1 Kritische Diskussion der Methodik und Ergebnisvergleich mit anderen Studien

Wie bereits im Abschnitt 2.4.2 erläutert wurde, ist die Berechnung von Szenarien stets mit gewissen Unsicherheiten behaftet, die in einer Über- oder Unterschätzung der tatsächlich anfallenden Kosten resultieren können. Weitere Fehlerquellen ergeben sich insbesondere aus der Festlegung des Baselineszenarios. Denn wie bereits im Abschnitt 3.4 erläutert wurde, beruhen die Annahmen für den Ausbaustand der Kläranlagen im Referenzjahr 2015 ausschließlich auf der Umsetzung der EU-Abwasserrichtlinie, wohingegen die im Zuge der EU-WRRL geplanten Ausbaumaßnahmen im Bereich der Siedlungswasserwirtschaft aufgrund noch nicht fertig gestellter Maßnahmenpläne nicht berücksichtigt werden konnten. Daher muss davon ausgegangen werden, dass der tatsächliche Ausbaustand der kommunalen Kläranlagen im Referenzjahr 2015 hinsichtlich der Nährstoffelimination technisch fortgeschrittener sein wird als in dieser Arbeit wegen fehlender Informationen angenommen werden konnte. Aufgrund dieser Unsicherheit kann davon ausgegangen werden, dass die Kosten in der vorliegenden Arbeit tendenziell überschätzt werden.

Zudem muss darauf hingewiesen werden, dass für die Kostenberechnung im Rahmen dieser Arbeit keine Sensitivanalysen durchgeführt wurden. Des Weiteren wurden Methoden zur Kostenberechnung verwendet, die sich auf deutsche Verhältnisse beziehen. Auch wenn die Kostenberechnung teilweise an die Rahmenbedingungen der Länder Polen und Tschechien angeglichen wurde, verbleibt dennoch eine gewisse Unsicherheit, wodurch keine exakte Kostenschätzung zu erwarten ist. Schließlich ist zu berücksichtigen, dass die verwendete Datengrundlage nicht aktuell ist, sondern bspw. für Tschechien aus dem Jahr 2002 stammt und zudem teilweise inkonsistent ist.[101]

Im Vergleich mit anderen Studien sei zunächst darauf hingewiesen, dass die Kostenwirksamkeiten auch in anderen Studien innerhalb eines breiten Spektrums variieren (GREN et al. 1997, COWI 2007, SHOU et al. 2006; BÖHM et al. 2002; INTERWIES et al. 2004, etc.). Neben der hohen Spannbreite der Kostenangaben, der verschiedenen Untersuchungszeiträume, der untersuchten Maßnahmekombinationen sowie der unterschiedlichen Kostenkategorien bei den einzelnen Autoren, erschweren die verschiedenen Berechnungsmethoden der einzelnen Ansätze sowie die teil-

[101] z.B. hinsichtlich der Abwassermengen und Nährstofffrachten pro Einwohnergleichwert, Vgl. Abschnitt 4.1

weise veralteten Annahmen zur Kostenberechnung den Vergleich der Kostenwirksamkeiten mit den Ergebnissen der vorliegenden Arbeit. Denn die Berechnung von Kosten wird stets entscheidend durch die Wahl des methodischen Ansatzes beeinflusst.[102] Für den Ergebnisvergleich müssten daher für jede der genannten Studien zunächst die methodischen Annahmen sowie die herangezogene Datenbasis beschrieben werden, was den Rahmen der hier geführten Diskussion sprengen würde. Zudem beruhen die genannten Studien auf veralteten Rahmenbedingungen und Referenzzuständen, die dem heutigen stand der Technik in Kläranlagen des Odereinzugsgebietes nicht entsprechen. Denn die Kostenberechnung für den Ausbau von Kläranlagen erfolgt in den genannten Studien mit Verfahrenstechniken, die im Baselineszenario der vorliegenden Arbeit zum Großteil bereits als umgesetzt angenommen werden. Daher sind die Ergebnisse der vorliegenden Arbeit mit den Kostenwirksamkeiten der bisherigen Studien für die Oder- bzw. Ostseeregion nicht unmittelbar vergleichbar. Ein Vergleich kann somit nur mit Kostendaten erfolgen, die sich zwar auf dieselben Verfahren zur Abwasserbehandlung, aber nicht explizit auf Kläranlagen im hier betrachteten Untersuchungsgebiet beziehen. Eine Studie, bei der, ähnlich wie in der vorliegenden Arbeit, die Kostenwirksamkeiten für den Kläranlagenausbau zur weitergehenden Nährstoffelimination genannt werden, ist die von Interwies et al. (2004).

Tab. 38: Vergleich der Kostenwirksamkeiten (€/kg P) der vorliegenden Arbeit mit den Ergebnissen von Interwies et al. (2004)

	Simultanfällung	Flockungsfiltration	Membranfiltration
Median Interwies et al. (2004)	28	300	993
Median dieser Arbeit (2009)	35	309	623

Wie in Tab. 38 aufgeführt ist, werden in der vorliegenden Arbeit für die Simultanfällung und Flockungsfiltration etwas höhere Kosten als in der Studie von Interwies et al. (2004) ermittelt. Dies ist insbesondere darauf zurückzuführen, dass die Werte der vorliegenden Arbeit mit Hilfe von harmonisierten Verbraucherpreisindizes an die Kosten im Referenzjahr 2015 angeglichen wurden. Die Kostenwirksamkeit der Phosphorreduktion durch den Einsatz der Membranfiltration wird hingegen bei Interwies et al. (2004) deutlich höher beziffert, was darauf zurückzuführen ist, dass im Rahmen der vorliegenden Arbeit für die Membranfiltration bis zum Jahr 2015 eine Kostendegression von 25 Prozent angenommen wird (vgl. Abschnitt 3.3). Insgesamt zeigt der Vergleich beider Studien, dass die im Rahmen der vorliegenden Arbeit ermittelten Kostenwirksamkeiten für die Phosphorreduktion durch den Ausbau von Kläranlagen in einem Größenbereich liegt, der mit den Angaben in der einschlägigen Fachliteratur vergleichbar ist.

In Bezug auf die weitergehende Stickstoffelimination durch Maßnahmen in Kläranlagen werden weder bei Böhm et al. (2002) noch bei Interwies et al. (2004) konkrete Kostenwirksamkeiten genannt. Stattdessen machen Böhm et al. (2002) folgende Feststellung:

> *„Zusätzliche N-Eliminationsmaßnahmen in kommunalen Kläranlagen stehen derzeit nicht zur Diskussion: eine N-Elimination in kleinen, bislang nicht begrenzten Kläranlagen (kleiner 10.000 EW) besitzt aufgrund der deutlich höheren spezifischen Kosten eine sehr ungünstige Kostenwirksamkeit und die weitergehende N-Elimination in größe-*

[102] Vgl. Böhm et al. 2002: S. 220

ren Kläranlagen über eine Rest-denitrifikation ist ebenfalls mit sehr hohen spezifischen Kosten verbunden.“[103]

Diese Einschätzung kann durch die Ergebnisse der vorliegenden Arbeit bestätigt werden. So zeigt die Gegenüberstellung von Vermeidungskosten in Abb. 45, dass die weitergehende Stickstoffreduktion in Kläranlagen deutlich kostenintensiver ist als jene der Phosphorreduktion. Gleiches gilt für Grenzkosten ab Reduktionszielen von über 18 Prozent, die eine deutlich ungünstigere Kostenwirksamkeit für Ausbaumaßnahmen zur weitergehenden Stickstoffreduktion aufzeigen (vgl. Abb. 44). Der ausschlaggebende Grund gegen einen umfangreichen Ausbau von Abwasserbehandlungsanlagen im Odereinzugsgebiet zum Zwecke der weitergehenden Stickstoffreduktion ergibt sich jedoch aus dem Vergleich mit Reduktionsmaßnahmen, die darauf abzielen, diffuse Stickstoffeinträge aus der Landwirtschaft zu vermindern. Dies wird insbesondere beim Ergebnisvergleich mit den Vermeidungskosten deutlich, die Hirschfeld et al. (2010) für die Reduktion diffuser N-Immissionen durch Maßnahmen im Bereich der Landwirtschaft im Odereinzugsgebiet im Rahmen einer Szenarienberechnung für das Jahr 2020 angeben.

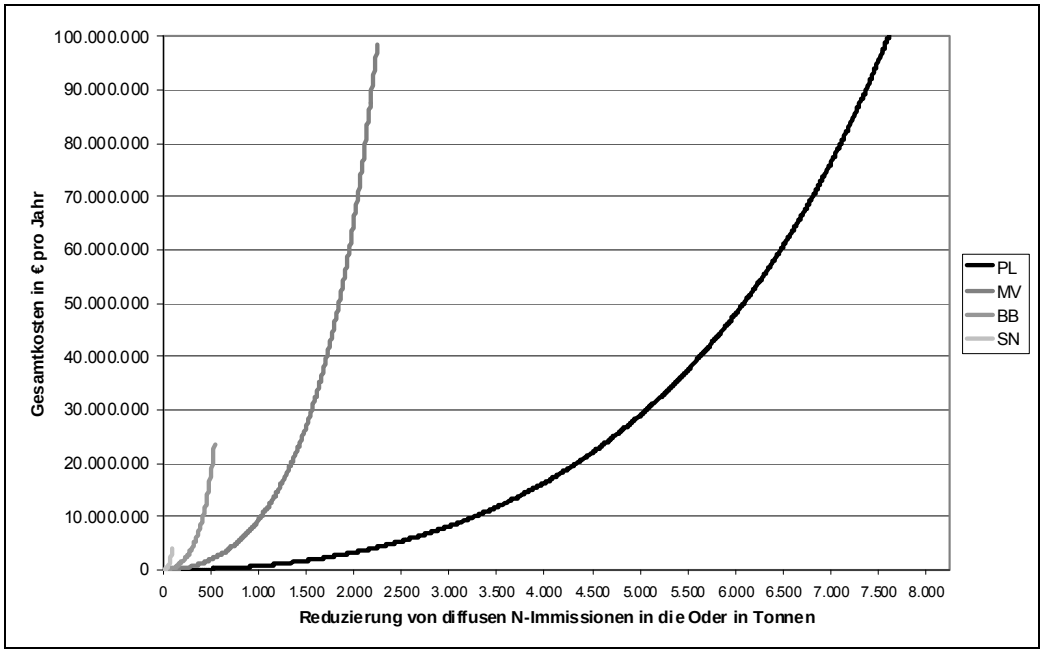


Abb. 50: Jahreskosten der Reduktion diffuser N-Immissionen im Odereinzugsgebiet nach Hirschfeld et al. (2010)
Erläuterung: PL steht für Polen, MV für Mecklenburg Vorpommern, BB für Brandenburg und SN für Sachsen.

Wie Abb. 50 zeigt, lassen sich nach Hirschfeld et al. (2010) im Bereich der Landwirtschaft bspw. mit 20 Mio. € pro Jahr alleine in Polen ca. 4.400 Jahrestonnen diffuse Stickstoffimmissionen vermeiden. Die Ergebnisse der vorliegenden Arbeit zeigen indes, dass durch den weiteren Ausbau

[103] Böhm et al. 2002: S.32

von Abwasserbehandlungsanlagen im gesamten Einzugsgebiet der Oder zu denselben Jahreskosten lediglich eine Reduktion um etwa 1.900 Jahrestonnen Stickstoff möglich ist (vgl. Abb. 39).

So konstatieren auch Böhm et al. (2002), dass alternative Maßnahmen zur Stickstoffreduktion im Bereich der Landwirtschaft (z.B. Beratung der Landwirte, Verschärfung der Düngeverordnung, Bewirtschaftungsauflagen für schützenswerte Flächen, Abgabe auf mineralische Stickstoffdünger, Flächenbindung in der Tierhaltung, Erhöhung des Anteils ökologischer Landwirtschaftsformen etc.) durchweg eine günstigere Kostenwirksamkeit aufweisen. Und Interwies et al. (2004) kommen zu dem Schluss, dass der Ausbau von Kläranlagen zumindest in Deutschland, in Bezug auf die weitere Verringerung von Stickstofffrachten, im Vergleich zu Maßnahmen in der Landwirtschaft insgesamt wenig Potenzial aufweist.[104]

Für die weitergehende Phosphorreduktion zeigen Böhm et al. (2002) und Interwies et al. (2004) hingegen, dass in Kläranlagen nach wie vor ein hohes Reduktionspotenzial zu vergleichsweise günstigen Kostenwirksamkeiten gegeben ist. Demnach liegen die Kosten für die Phosphorreduktion in Kläranlagen auch im Vergleich zu anderen Maßnahmen, wie z.B. in der Landwirtschaft, im unteren Kostenbereich. Auch wenn sich diese Aussagen primär auf die deutschen Verhältnisse im Jahr 2004 beziehen, lassen sie sich grundsätzlich auch auf die Länder Polen und Tschechien im Referenzjahr 2015 übertragen, da in beiden Ländern bis dahin mit einem vergleichbarem technischen Niveau in Abwasserbehandlungsanlagen gerechnet werden kann.

5.2 Implikationen für die Gewässerschutzpolitik: Kosteneffizienz und Fairness

Die Ergebnisse der vorliegenden Arbeit ermöglichen die Identifizierung der jeweils kosteneffizientesten Lösung für den weiteren Ausbau von Kläranlagen im Einzugsgebiet der Oder in Abhängigkeit der möglichen Reduktionsziele. Um eine effiziente Gesamtstrategie zur Reduktion von Nährstoffemissionen zu gewährleisten, sollten die Maßnahmen dabei so gewählt werden, dass in sämtlichen Maßnahmenbereichen und -regionen zu den gleichen Grenzkosten vermieden wird.[105] Ein solches Vorgehen verlangt jedoch die Festlegung von quantifizierbaren Gewässerzielen in Form von Nährstoffmengen, die insgesamt reduziert werden sollen (vgl. Abschnitt 2.4.1). In einem nächsten Schritt müsste dazu mit Hilfe von Verbreitungsmodellen, wie z.B. MONERIS[106], ermittelt werden, wie hoch die Reduktionsmenge für Stickstoff und Phosphor ausfallen müsste, um die zuvor definierten ökologischen Ziele zu erreichen. In der EU-WRRL wird mit dem „guten ökologischen Zustand“ zwar ein vages Umweltziel formuliert, konkrete Mengenangaben für die zur Zielerreichung notwendigen Reduktionen der Phosphor- und Stickstofffrachten werden im Entwurf des internationalen Bewirtschaftungsplans jedoch nicht genannt.[107]

[104] Vgl. Interwies et al. 2004: S.112

[105] Vgl. Gren 2008: S.275f.

[106] MOdelling Nutrient Emissions in RIver Systems

[107] „Eine internationale Abstimmung zu Handlungszielen bezüglich der Reduktion der Nährstofffrachten in der Internationalen FGE Oder gibt es bisher nicht.“ (Vgl. Internationaler Bewirtschaftungsplanentwurf FGE Oder 2008: S.38).

Anhaltspunkte für eine von Fachleuten erarbeitete und auf einem internationalen politischen Konsens beruhende Zielvorgabe für die Reduktion von Nährstoffeinträgen in die Oder liefert indes der im Jahr 2007 von der Helsinki Kommission (Helcom) ausgearbeitete Baltic Sea Action Plan (BSAP).[108] Darin einigen sich die Anrainerstaaten der Ostsee auf konkrete Reduktionsziele und die Aufteilung von Reduktionsanteilen der einzelnen Länder. Mit dem BSAP wird beabsichtigt, bis zum Jahr 2021 insgesamt 25 Prozent der Stickstoffemissionen und 54 Prozent der Phosphoremissionen zu vermeiden. Mit den festgelegten Zielen soll u.a. die Intensität von Algenblüten der teilweise toxischen *Cyanobakterien*[109] in der Ostsee um zwei Drittel reduziert werden. Die Maßnahmenpläne zur Zielerreichung der einzelnen Länder sollen bis 2010 vorgelegt werden.

Gren (2008) berechnet auf der Grundlage von insgesamt 14 Maßnahmen zur Stickstoffreduktion und zwölf Maßnahmen zur Phosphorreduktion in den beteiligten Anrainerstaaten der Ostsee die Kostenwirksamkeit der Stickstoff- und Phosphorreduktion, die bei einer kosteneffizienten Allokation der Reduktionsmengen des BSAP auf die beteiligten Länder anfallen würden.[110] Diese belaufen sich auf 0,5 Euro pro reduziertem Kilogramm Stickstoff und 253 Euro pro reduziertem Kilogramm Phosphor. Mit Hilfe der genannten Werte können die Ergebnisse der vorliegenden Arbeit in einen internationalen Kontext eingeordnet werden. So können durch die ermittelten Kostenwirksamkeiten für eine kosteneffiziente Umsetzung der Helcombeschlüsse die Ausbaumaßnahmen der Kläranlagen im Einzugsgebiet der Oder identifiziert werden, die im Vergleich zu den anderen von Gren untersuchten Reduktionsmaßnahmen eine günstigere Kostenwirksamkeit aufweisen.

Nach den Ergebnissen der vorliegenden Arbeit lassen sich zu den von Gren ermittelten Kostenwirksamkeiten von 253 €/kg P insgesamt 41,5 Prozent der von Kläranlagen emittierten Phosphorfrachten im Odereinzugsgebiet einsparen. Die entsprechenden länderspezifischen Reduktionsmengen und -anteile für Phosphor sind in Tab. 39 dargestellt. Wie die Werte zeigen, ist der deutsche Beitrag zu den Reduktionszielen des BSAP in der von Gren berechneten kosteneffizienten Lösung am geringsten. Das Reduktionspotenzial von 14 Jahrestonnen in deutschen Kläranlagen steht dennoch im Widerspruch zum Entwurf des deutschen Bewirtschaftungsplans der Oder, in dem festgestellt wird, dass der Ausbau von Kläranlagen mit Phosphorelimination im deutschen Teil des Odereinzugsgebiets weitgehend abgeschlossen ist. Gleichzeitig wird deutlich, dass im Hinblick auf Phosphor in Polen und Tschechien ein beträchtliches Reduktionspotenzial für den weiteren Ausbau von Kläranlagen besteht. Für die weitere Stickstoffreduktion liegen die Kostenwirksamkeiten sämtlicher in dieser Arbeit betrachteten Ausbaumaßnahmen jedoch über den von Gren ermittelten Kostenwerten von 0,5 €/kg N. Somit sind die hier betrachteten Maßnahmen zur Stickstoffreduktion in Kläranlagen durchweg zu kostenintensiv und kommen folglich für die Erreichung der N-Reduktionsziele nach BSAP nicht in Betracht.

Tab. 39: Reduktionsmengen der Phosphoremissionen aus Kläranlagen im Odereinzugsgebiet in Jahrestonnen nach BSAP sowie die länderspezifischen Anteile

	Polen	Deutschland	Tschechien	Gesamt
Jahrestonnen	335	14	117	466
Anteile	38 %	37 %	55 %	41,5 %

[108] Vgl. Helcom 2007

[109] Cyanobakterien sind auch unter dem Namen Blaualgen bekannt.

[110] Vgl. Gren 2008: S.274

Die jährlichen Gesamtkosten für die in Tab. 39 dargestellten P-Reduktionsmengen belaufen sich auf insgesamt etwa 9,2 Mio. Euro. Im Vergleich dazu liegen die auf der Basis des Ausbaustandes im Jahre 2004 geschätzten Jahreskosten für die Umsetzung der EU-Abwasserrichtlinie im Bereich der Abwasserbehandlung in Polen und Tschechien bei ungefähr 100 Mio. Euro (vgl. Abschnitt 4.11). Bemerkenswert ist zudem, dass die von Gren ermittelten Kostenwirksamkeiten für die Phosphorreduktion in einem recht steilen Bereich der Grenzkostenkurve zum Kläranlagenausbau liegen, d.h. in einem Bereich, in dem der Kostengradient für jedes zusätzlich reduzierte Kilogramm Phosphor recht groß ist (vgl. Abb. 9).

Auch wenn das auf den Helcom-Beschlüssen beruhende und auf die Ergebnisse der vorliegenden Arbeit angewandte Least-Cost-Szenario im Hinblick auf die Kostenwirksamkeit in den Anrainerstaaten der Ostsee insgesamt die kosteneffizienteste Lösung darstellt, spielt bei zwischenstaatlichen Kooperationen in grenzüberschreitenden Flussgebieten erfahrungsgemäß auch die Berücksichtigung von Fairnesskriterien eine entscheidende Rolle. Hierbei besteht die Gefahr, dass die Staaten, in denen sich viele Maßnahmen zu günstigen Kostenwirksamkeiten durchführen lassen, die Lösung aufgrund der großen Anzahl an Einzelmaßnahmen und dem entsprechend hohen Investitionsanteil ihres Landes als unfair wahrnehmen (vgl. Abschnitt 2.4.3). Daher werden im Folgenden die Ergebnisse des Least-Cost-Szenarios anhand von Fairness-Kriterien bewertet, die auch von Gren (2008) bei der Beurteilung des BSAP verwendetet werden. Die Bewertungsgrundlage bilden folgende Kriterien:

- P-Fracht pro Einwohner

- P-Fracht pro Bruttoinlandsprodukt (BIP)

- Jahreskosten pro Einwohner

- Prozentualer Anteil der Jahreskosten am Bruttoinlandsprodukt (BIP)

- Jahreskosten pro Kopf / BIP pro Kopf

Als Basis für die Anwendung der genannten Kriterien werden die jährlichen Phosphoremissionen des Least-Cost-Szenarios verwendet, die nach Abzug der in Tab. 39 aufgeführten Reduktionsmengen in den einzelnen Ländern anfallen. Bei der Berechnung der einwohnerspezifischen Werte werden die Bevölkerungszahlen aus Tab. 1 zugrunde gelegt. Um die einzelnen Kriterien miteinander vergleichbar zu machen, wird zudem aus den verschiedenen länderspezifischen Ergebnissen der Mittelwert, die Standardabweichung sowie der Variationskoeffizient berechnet und in Tab. 40 aufgeführt.

Tab. 40: Anwendung von Fairnesskriterien auf die P-Emissionen im Least-Cost-Szenario

	P-Fracht / Kopf	P-Fracht / BIP	Jahreskosten / Kopf	Anteil Jahreskosten am BIP	Jahreskosten pro Kopf / BIP pro Kopf
	Kg	Kg/1000 €	€	%	€ / 1000 €
Polen	0,038	0,002	0,5	0,0029	0,0425
Tschechien	0,060	0,002	0,8	0,0032	0,0471
Deutschland	0,031	0,001	1,0	0,0030	0,0433
Mittelwert	0,043	0,002	0,8	0,0030	0,0443
Standardabweichung	0,015	0,001	0,3	0,0002	0,0025
Variationskoeffizient	0,3	0,4	0,3	0,1	0,1

Die Ergebnisse in Tab. 40 machen deutlich, dass die Variationskoeffizienten der fünf verwendeten Fairnesskriterien recht niedrig sind. Daher können die mit der Umsetzung des Least-Cost-Szenarios erzielten Phosphoremissionen insgesamt als fair bewertet werden. Bei einer genaueren Betrachtung der Ergebnisse fällt auf, dass die einwohnerspezifischen Jahreskosten in Deutschland um das Zweifache über den polnischen Werten liegen. Im Zusammenhang mit den Ergebnissen aus Tab. 39 wird somit deutlich, das der Beitrag Deutschlands trotz des insgesamt geringsten länderspezifischen Reduktionsanteils mit einem vergleichsweise großen einwohnerspezifischen Investitionsaufwand verbunden ist. Dieses Ungleichgewicht tritt jedoch bei den Kriterien „Prozentualer Anteil der Jahreskosten am BIP“ und „Jahreskosten pro Kopf / BIP pro Kopf“ deutlich weniger in Erscheinung. Daher könnten im Rahmen einer Fairnessdebatte die vergleichsweise hohen einwohner-spezifischen Jahreskosten für Deutschland mit der größeren Wirtschaftskraft des Landes gerechtfertigt werden. Darüber hinaus fällt bei der Ergebnisdarstellung in Tab. 40 auf, dass die einwohnerspezifischen Phosphoremissionen auch nach der Umsetzung des Least-Cost-Szenarios in der Tschechischen Republik das Zweifache der deutschen Pro-Kopf-Emissionen betragen. Als Grund dafür kann die bereits in Abschnitt 4.2 angeführte Datenschieflage in Bezug auf die tschechischen Emissionsmengen pro Einwohnergleichwert genannt werden.

Um auch das Grenzwertszenario in Bezug auf Fairnessaspekte analysieren zu können und anschließend zu beurteilen, welches der beiden Szenarien in puncto Fairness zu präferieren ist, werden die Fairnesskriterien im Folgenden auch auf die im Abschnitt 4.11 dargestellten Ergebnisse des Grenzwertszenarios angewandt.

Tab. 41: Anwendung von Fairnesskriterien auf die P-Emissionen im Grenzwertszenario

	P-Fracht / Kopf	P-Fracht / BIP	Jahreskosten / Kopf	Anteil Jahreskosten am BIP	Jahreskosten pro Kopf / BIP pro Kopf
	Kg	Kg/1000 €	€	%	€ / 1000 €
Polen	0,037	0,002	3,6	0,0210	0,3081
Tschechien	0,075	0,003	1,2	0,0048	0,0697
Deutschland	0,018	0,001	2,2	0,0063	0,0925
Mittelwert	0,044	0,002	2,4	0,0107	0,1568
Standardabweichung	0,029	0,001	1,2	0,0090	0,1316
Variationskoeffizient	0,7	0,7	0,5	0,8	0,8

Grundsätzlich ist hinsichtlich des Grenzwertszenarios zu erwarten, dass die Festlegung von Grenzwerten, die gleichermaßen für alle beteiligten Anrainerstaaten der Oder gelten, sich im Hinblick auf die Fairnesswahrnehmung der einzelnen Länder günstig auswirkt. Die Ergebnisse aus Tab. 41 machen jedoch deutlich, dass die Anwendung der fünf Fairnesskriterien auf die länderspezifischen P-Frachten und Jahreskosten des Grenzwertszenarios eine vergleichsweise ungünstige Verteilung aufzeigt. So übersteigen die Variationskoeffizienten sämtlicher Fairnesskriterien des Grenzwertszenarios jene des Least-Cost-Szenarios. Während die Variationskoeffizienten des Kriteriums „Jahreskosten pro Einwohner“ noch eine ähnliche Größenordnung aufweisen, unterscheiden sich die Werte des Kriteriums „Jahreskosten pro Kopf / BIP pro Kopf“ deutlich voneinander. Darüber hinaus sei an dieser Stelle noch einmal darauf hingewiesen, dass die gesamte Kostenbelastung durch die Umsetzung des Grenzwertszenarios um das Vielfache über den Kosten für die am BSAP orientierte Zielsetzung des Least-Cost-Szenarios liegt. So liegen die Jahreskosten für die Phosphorreduktion des Grenzwertszenarios mit 54,9 Mio. Euro etwa sechsmal so hoch wie die Annuitäten für das Least-Cost-Szenario.

Trotz dieser insgesamt nachteiligen Bewertung des Grenzwertszenarios gegenüber dem Least-Cost-Szenario, kann auf Grundlage der durchgeführten Berechnungen keine eindeutige Präferenz für eines der beiden Szenarien ausgesprochen werden. Dies liegt auch daran, dass beide Szenarien in der hier dargestellten Form nur bedingt miteinander vergleichbar sind. Denn die Reduktionsmengen des Grenzwertszenarios überschreiten deutlich jene des Least-Cost-Szenarios. Darüber hinaus ist zu berücksichtigen, dass sich beim Least-Cost-Szenario die international abgestimmten Reduktionsziele für Stickstoff und Phosphor aus den ökologischen Zielsetzungen für die Ostsee ableiten, da für die Oder bislang keine internationale Abstimmung zu Handlungszielen existiert. Zudem beziehen sich die Zielvorgaben des BSAP auf das Referenzjahr 2007, während das Basisjahr für die Berechnungen dieser Arbeit das Jahr 2015 ist. Somit ist die hier ausgeführte Argumentation lediglich als ein Beispiel dafür anzusehen, welche Aspekte bei einer Einigung zu Finanzierungsfragen von Gewässerschutzmaßnahmen in grenzüberschreitenden Flussgebieten zu berücksichtigen sind.

6 Fazit und Ausblick

Die im Rahmen der vorliegenden Arbeit durchgeführten Berechnungen haben gezeigt, dass in Abwasserentsorgungsanlagen als bedeutender Nährstoffeinleiter im Odergebiet ein hohes Potenzial für eine weitere Reduktion von gewässerbelastenden Phosphor- und Stickstoffemissionen besteht. Es zeigt sich, dass sich beim Ergreifen weitestgehender Maßnahmen im Rahmen des Least-Cost-Szenarios bis zu 43 Prozent der Phosphor- und 38 Prozent der Stickstoffemissionen gegenüber dem Referenzjahr 2015 vermeiden lassen. Dabei weisen insbesondere die Reduktionspotenziale für Phosphor eine vergleichsweise günstige Kostenwirksamkeit auf. Dies gilt vor allem für den Einsatz der Simultanfällung, mit der sich zu Kostenwirksamkeiten von unter 100 Euro/kg P eine Phosphorreduktion um rund 40 Prozent realisieren lässt. Ob es zum Erreichen eines ökologisch guten Zustands der Oder notwendig sein wird, auch kostenintensivere Maßnahmen des Least-Cost-Szenarios umzusetzen, kann heute auf Basis der verfügbaren Daten noch nicht beantwortet werden. In Bezug auf die räumliche Verteilung der Maßnahmen im Rahmen einer kosteneffizienten Gesamtstrategie wäre die Hauptlast der Maßnahmen von Polen zu tragen, was sich insbesondere mit den relativen Flächenanteilen am Odereinzugsgebiet begründen lässt.

Hinsichtlich der Umsetzung des Grenzwertszenarios zeigen die Ergebnisse, dass die Kostenwirksamkeit in Kläranlagen der Größenklasse 1 am günstigsten ist. Somit kann für die mögliche Umsetzung des Grenzwertszenarios auf Grundlage der Berechnungen am ehesten die Herabsetzung des Grenzwertes für Phosphor in Kläranlagen der Größenklasse 1 von bislang 2 mg/l auf zukünftig 1 mg/l empfohlen werden. Darüber hinaus zeigen die Ergebnisse vor allem angesichts der von Gren (2008) ermittelten Kostenwirksamkeiten des BSAP, dass die Kostenwirksamkeit der weitergehenden Stickstoffreduktion in Kläranlagen, im Vergleich zu den alternativen Maßnahmen in der Landbewirtschaftung, insgesamt ungünstiger einzustufen ist und daher nur begrenzt für die weitere Eindämmung der Eutrophierung nach dem Jahr 2015 in Frage kommt.

Trotz der im Rahmen der Fehlerbetrachtung geschilderten Unsicherheiten kann davon ausgegangen werden, dass die Ergebnisse der vorliegenden Arbeit zumindest einen Orientierungswert für die Auswahl von Maßnahmenkombinationen im Gewässerschutz der Oderregion liefern. Denn zumindest dem Ergebnisvergleich mit anderen vergleichbaren Kostenstudien hält diese Arbeit stand. Somit liefert die vorliegende Arbeit erstmalig eine auf offiziellen Messdaten und etablierten Methoden zur Kostenabschätzung basierende Szenarienberechnung, bei der konkrete, kläranlagenspezifische Kostenwirksamkeiten für die Nährstoffreduktion im gesamten Einzugsgebiet der Oder aufge-

führt werden. So vermitteln die Ergebnisse der durchgeführten Kostenwirksamkeitsanalyse einen wichtigen Hinweis auf die Ausrichtung zukünftiger Maßnahmen zur Reduktion der Gewässerbelastung durch Nährstoffeinträge in die Oder.

Als Ausblick für die Bewirtschaftung im Odereinzugsgebiet kann folgendes festgestellt werden: Mit der Umsetzung der auf dem Emissionsprinzip beruhenden EU-Abwasserrichtlinie wird der Stand der Technik in nahezu allen Kläranlagen in den nächsten Jahren eingesetzt werden. Sofern die Eutrophierungsproblematik in der Oder und der Odermündungsregion damit nicht gelöst sein wird, greift das Immissionsprinzip der EU-WRRL, nachdem bis 2015 ein guter ökologischer Zustand zu gewährleisten ist. Wenn jedoch die Maßnahmen zur Erfüllung der EU-WRRL bis zum Jahr 2015 nicht greifen und es weiterhin zu Eutrophierungserscheinungen im Bereich der Odermündung und den angrenzenden Küstenregionen kommt, müssen weitere kostenwirksame Maßnahmen zur Reduktion von Nährstoffeinträgen getroffen werden. Für die Identifikation der kosteneffektivsten Maßnahmenkombinationen leisten die Ergebnisse der vorliegenden Arbeit einen wichtigen Beitrag. Für die faire Aufteilung der Reduktionsanteile sollte aber neben der Kosteneffektivität auch die Leistungsfähigkeit sowohl der staatlichen als auch der privaten Haushalte in den drei Anrainerstaaten Polen, Tschechien und Deutschland berücksichtigt werden.

7 Literaturverzeichnis

ABWASSERTECHNISCHE VEREINIGUNG (ATV) -FACHAUSSCHUSS 2.8 (1998): LeistungsTab. über Verfahren der weitergehenden Abwasserreinigung nach biologischer Behandlung beim Belebungsverfahren. Korrespondenz Abwasser (45), Nr. 7

BARJENBRUCH, MATHIAS (2007): Weitergehende Nährstoffelimination. Anforderungen, technische Lösungen, Kosten. DWA-Nordost Landesverbandstagung 31.5./1.06.2007, Berlin

BARRETT, SCOTT (1994): Conflict and Cooperation in Managing International Water Resources. Policy Research Working Papers 1303. Washington, D.C. Policy Research Dept., Public Economics Division, World Bank

BÄUMER, KARL ARNO (1998): Mehrkosten in der Abwasserentsorgung aufgrund von Forderungen zur weitergehenden Abwasserreinigung für kommunale Kläranlagen. Forschungsbericht im Auftrag des Ministeriums für Umwelt, Raumordnung und Landwirtschaft des Landes Nordrhein-Westfalen. Rheinisch-Westfälische Technische Hochschule Aachen

BEHRENDT, HORST; DANNOWSKI, RALF; DEUMLICH, DETLEF; DOLEZAL, FRANTISEK; KAJEWSKI, IRENEUSZ; KORNMILCH; MATTHIAS; KOROL, RAFALINA; MIODUSZEWSKI, WALDEMAR; OPITZ, DIETER; STEIDL, JÖRG; STRONSKA, MARZENA (2001): Quantifizierung diffuser Stoffeinträge in die Gewässer im Einzugsgebiet der Oder und der Pommerschen Bucht mit dem Ziel der Erarbeitung von Entscheidungshilfen für den integrierten Gewässerschutz. Institut für Gewässerökologie und Binnenfischerei im Forschungsverbund Berlin e.V.

BEHRENDT, HORST; OPITZ D.; KOLANEK, A.; KOROL, R.; STRONSKA, M. (2008): Changes of the nutrient loads of the Odra River during the second half of last century – their causes and consequences, Physics and Chemistry of the Earth..

Bewirtschaftungsplanentwurf deutscher Teil FGE Oder (2008) Ministerium für Ländliche Entwicklung, Umwelt und Verbraucherschutz des Landes Brandenburg Ministerium für Landwirtschaft, Umwelt und Verbraucherschutz des Landes Mecklenburg-Vorpommern Sächsisches Staatsministerium für Umwelt und Landwirtschaft (2008): Entwurf des Bewirtschaftungsplans nach Artikel 13 der Richtlinie 2000/60/EG für den deutschen Teil der internationalen Flussgebietseinheit Oder

BICK, HARTMUT (1993): Ökologie. Grundlagen, terrestrische und aquatische Ökosysteme, angewandte Aspekte. Gustav Fischer Verlag. Stuttgart

BÖHM, EBERHARD; HILLENBRAND, THOMAS; LIEBERT, JOACHIM; SCHLEICH, JOACHIM; WALZ, RAINER (2002): Kosten-Wirksamkeitsanalyse von nachhaltigen Maßnahmen im Gewässerschutz. Texte 12/02, Frauenhofer-Institut für Systemtechnik und Innovationsforschung. Karlsruhe. Im Auftrag des Umweltbundesamtes

COWI (2007): Economic analysis of the BSAP with focus on eutrophication. Helsinki commission (HELCOM) & Nordic Environment Finance Corporation (NEFCO)

DIETRICH, JÖRG; SCHUMANN, ANDREAS (2006): Werkzeuge für das integrierte Flussgebietsmanagement. Ergebnisse der Fallstudie Werra. Konzepte für die nachhaltige Entwicklung einer Flusslandschaft, Band 7. Weißensee Verlag

Dolch, Tobias: Die Auswirkungen der Wasserqualität auf den Tourismus - Eine Studie am Beispiel des Oderästuars. In: Meereswissenschaftliche Berichte 57 (2004), S. 223-288

Dorendorf, Sonja (2007): Zeitliche Dynamik der Nährstofffrachten der Oder im Hinblick auf Konsequenzen für das Stettiner Haff. IKZM-Oder Berichte, Nr.38

FRANKE, W. (2003): Vergleichende Kostenbetrachtungen für die Ertüchtigungsvarianten einer kommunalen Kläranlage. Diplomarbeit an der Universität Kassel.

GABLER, THEODOR (2002): Kompakt-Lexikon Volkswirtschaft. Gabler Verlag, Wiesbaden

GNIRSS, REGINA (2008): Abwasserdesinfektion und Phosphorelimination. Membranfiltration in Berlin. In: Wasserwirtschaft Wassertechnik 2008: 7-8

GREN, ING-MARIE; SÖDERQVIST, T.; WULFF, F. (1997): Nutrient Reductions to the Baltic Sea: Ecology, Costs and Benefits. Journal of Environmental Management 51:123-143.

GREN, ING-MARIE (2008): Cost effectiveness and fairness of the Helcom Baltic sea action Plan against eutrophication, In: VATTEN (2008), 64: S. 273–281.

GREN, ING-MARIE; JONZON, YLVA; LINDQVIST, MARTIN (2008): Costs of nutrient reductions to the Baltic Sea- technical report. Swedish University of Agricultural Sciences (SLU), Department of Economics. Working Paper Series 2008, Nr.1

GRÜNEBAUM, THOMAS (1993): Stoffbezogene Kosten der kommunalen Abwasserreinigung. In: Neue Ansätze im integrierten Umweltschutz – Eine Herausforderung für Staat, Wirtschaft und Bürger. Schriftenreihe Gewässerschutz – Wasser – Abwasser. Achen; Bd. 139: 23/1-15.

GÜNTHERT, WOLFGANG; REICHERTER, ECKART (2001): Investitionskosten der Abwasserentsorgung. Oldenbourg Industrieverlag

GÜNTHERT, WOLFGANG und zwölf Mitautoren (2009): Kommunale Kläranlagen. Bemessung, Erweiterung, Optimierung, Betrieb und Kosten. expert-Verlag

HECHT, DIETER; WERBECK, NICOLA (2006): Bewirtschaftung von Flussgebietseinheiten. Institutionenökonomische Betrachtungen ausgewählter Regeln der Wasserrahmenrichtlinie. Ökologie und Wirtschaftsforschung, Band 60. Marburg, Metropolis-Verlag.

HECHT, DIETER; KARL, HELMUT (2000): Kosten-Nutzen-Analyse. BMBF-Forschungsprojekt Unstrutrevitalisierung. Abschlussbericht

HELCOM (2007): An approach to set country-wise nutrient reduction allocations to reach good marine environment of the Baltic Sea. Helcom BSAP Eutro Expo/2007. Helsinki Comission

HIRSCHFELD, JESKO; SIEWERT, SIMON; KURZ, VERENA; GROSSMANN, MALTE; VENOHR, MARKUS (2010): Kostenabschätzung und -effizienz von Maßnahmen im Oder-Einzugsgebiet zur Reduzierung von Nährstoffeinträgen in die Ostsee. In: Coastline Reports. 15 (2010), S. 167 - 183

HESSISCHES MINISTERIUM FÜR UMWELT, ENERGIE, LANDWIRTSCHAFT UND VERBRAUCHERSCHUTZ (2002): Verordnung über pauschale Investitionszuweisungen zum Bau von Abwasseranlagen

HÖLL, KARL (2002): Wasser: Nutzung im Kreislauf, Hygiene, Analyse und Bewertung. Grohmann, Andreas (Hrsg.) 8. Auflage. Berlin, de Gruyter

HOLZ, AXEL (2004): Immissionsorientierte Bilanzierung punktueller und diffuser Schwermetallfrachten. Universität Karlsruhe (TH), Institutsverlag Siedlungswasserwirtschaft, Karlsruhe, Schriftenreihe des ISWW, Band 117

HOMEYER, INGMAR V.; KLAPHAKE, AXEL (2001): Die Osterweiterung der Europäischen Union. Welche Konsequenzen haben Übergangsfristen bei Umweltstandards?, Ecologic, Berlin; TU-Berlin, Fachgebiet Vergleichende Landschaftsökonomie 002/2001

HUGES, GORDON; BUCKNALL, JULIA (2000): Poland. Complying with EU Environmental Legislation, World Bank Technical Paper No.454

INTERNATIONALE KOMMISSION ZUM SCHUTZ DER ODER (IKSO), (2005): Merkmale der Flussgebietseinheit, Überprüfung der Umweltauswirkungen menschlicher Tätigkeiten und wirtschaftliche Analyse der Wassernutzung. Bericht an die Europäische Kommission

INTERNATIONALE KOMMISSION ZUM SCHUTZ DER ODER (IKSO), (2007): Vorläufiger Überblick über die festgestellten wichtigen Wasserbewirtschaftungsfragen in der Internationalen Flussgebietseinheit Oder.

INTERNATIONALEN KOMMISSION ZUM SCHUTZ DER ODER GEGEN VERUNREINIGUNG (2008): Internationale Flussgebietseinheit Oder: Entwurf des Bewirtschaftungsplans

INTERWIES, EDUARD; KRAEMER, ANDREAS; KRANZ, NICOLE; GÖRLACH, BENJAMIN; DWORAK, THOMAS; BORCHARDT, DIETRICH; RICHTER, SANDRA; WILLECKE, JÖRG (2004): Grundlagen für die Auswahl der kosteneffizientesten Maßnahmenkombinationen zur Aufnahme in das Maßnahmenprogramm nach Artikel 11 der Wasserrahmenrichtlinie. Handbuch. Texte 2/04, Ecologic. Im Auftrag des Umweltbundesamtes

KLAPHAKE, AXEL (2005): Kooperation an internationalen Flüssen aus ökonomischer Perspektive. Discussion Paper / Deutsches Institut für Entwicklungspolitik 2005, Nr.6

KLAUER, BERND; GÖRLACH, BENJAMIN; PIELEN, BRITTA (2007):Verhältnismäßigkeit der Maßnahmenkosten im Sinne der EG-Wasserrahmenrichtlinie – komplementäre Kriterien zur Kosten-Nutzen-Analyse. F+E Vorhaben im Auftrag der Bund/Länderarbeitsgemeinschaft Wasser. Projekt Nr. AR 1.05

KNÖCHEL, A.; HELIOS-RYBICKA, E.; MEYER, A.-K.(2002): Die Belastung der Oder. Ergebnisse des Internationalen Oderprojekts (IOP). Im Auftrag des Bundesministeriums für Bildung und Forschung (BMBF).

LÄNDERARBEITSGEMEINSCHAFT WASSER (LAWA), (2005): Leitlinien zur Durchführung dynamischer Kostenvergleichsrechnungen (KVR-Leitlinien). LAWA-Unterausschuss Wirtschaftlichkeitsfragen in der Wasserwirtschaft.

LECHER, KURT; LÜHR, HANS-PETER; ZANKE, ULRICH (2001.): Taschenbuch der Wasserwirtschaft. Berlin. Parey Buchverlag.

PANASIUK, DAMIAN; BARTCZAK, ANNA; KANIEWSKA, MAGDALENA; MARKOWSKA, AGNIESZKA; ZYLICZ, TOMASZ (2003): Report on the institutional assessment of scenarios, policy options and their effectiveness final version. VISCAT: Warsaw University Department of Economics

PINNEKAMP, JOHANNES; FRIEDRICH, HARALD (2003): Membrantechnik für die Abwasserbehandlung. Siedlungswasser- und Siedlungsabfallwirtschaft Nordrhein-Westfalen, Band 1. RWTH Aachen

SANDER, THOMAS (2003): Ökonomie der Abwasserbeseitigung. Wirtschaftlicher Betrieb von kommunalen Abwasseranlagen. Springer-Verlag, Berlin

SARTORIUS, CHRISTIAN; HILLENBRAND, THOMAS; WALZ, RAINER (2008): Modellierung der Wirkung und Kosten von Maßnahmen zur Reduktion abwasserbedingter Nährstoffeinleitungen in das deutsche Elbegebiet. Fraunhofer-Institut für System- und Innovationsforschung (ISI)

SCHERNEWSKI, GERALD; BEHRENDT, HORST; NEUMANN, THOMAS. (2008): An integrated river basin-coast-sea modelling scenario for nitrogen management in coastal waters. Journal of Coastal Conservation, Volume 12, No. 2, 2008: 53-66.

SCHÖNBÄCK, WILFRIED; OPPOLZER, GERLINDE; KRAEMER, ANDREAS; HANSEN, WENKE; HERBKE, NADINE (2003): Internationaler Vergleich der Siedlungswasserwirtschaft Band 5: Systemvergleich vor europapolitischem und ökonomischem Hintergrund. ifip TU-Wien; Ecologic, Berlin-Brüssel

SCHOU, JESPER SØLVER; NEYE, SUNE THOMAS; LUNDHEDE, THOMAS; MARTINSEN, LOUISE; HASLER, BERIT (2006): Modelling Cost-efficient Reductions of Nutrient Loads to the Baltic Sea - Concept, Data and Cost Functions for the Cost Minimisation Model. National Environmental Research Institute, Ministry of the Environment, Denmark. NERI Technical Report 2006, No. 592

GESCHÄFTSTELLE BERLIN
MAIN OFFICE
Potsdamer Straße 105
10785 Berlin
Telefon: + 49 – 30 – 884 594-0
Fax: + 49 – 30 – 882 54 39

BÜRO HEIDELBERG
HEIDELBERG OFFICE
Bergstraße 7
69120 Heidelberg
Telefon: + 49 – 6221 – 649 16-0
Fax: + 49 – 6221 – 270 60

mailbox@ioew.de
www.ioew.de