



Arbeitspapier

**Modellierung der Wirkung und
Kosten von Maßnahmen zur
Reduktion abwasserbedingter
Nährstoffeinleitungen in das
deutsche Elbegebiet**

Christian Sartorius*,
Thomas Hillenbrand und Rainer Walz

Fraunhofer-Institut für System- und Innovationsfor-
schung (ISI), Breslauer Str. 48, 76139 Karlsruhe

* Tel.: + 49 (0)721 6809 118

* E-Mail: christian.sartorius@isi.fraunhofer.de

Karlsruhe, Oktober 2008

Dieses Arbeitspapier entstand im Rahmen des Projektes "Wirkungen des globalen Wandels auf den Wasserkreislauf im Elbegebiet – Risiken und Optionen" (GLOWA-Elbe II). Die Autoren bedanken sich beim Bundesministerium für Bildung und Forschung für die finanzielle Förderung dieses Vorhabens (Fkz 01LW0308).

Ein besonderer Dank geht außerdem an das Forschungsdatenzentrum der Statistischen Landesämter (insbesondere Standort Stuttgart) und die Flussgebietsgemeinschaft Elbe für die Bereitstellung wichtiger, für das Modell unentbehrlicher Daten.

Inhaltsverzeichnis

Kurzfassung	vii
1 Einführung	1
2 Material und Methoden	3
2.1 Herkunft der Daten.....	3
2.2 Umsetzungen der Entwicklungsrahmen (Szenarien).....	5
2.3 Berechnung von Nährstoffemissionen, Vermeidungspotenzialen und Kosten für verschiedene Maßnahmen	7
3 Ergebnisse	19
3.1 Nährstoffemissionen – Referenzzustand und Reduktionspotenzial.....	19
3.2 Einfluss der Entwicklungsrahmen	25
3.3 Regionale Unterschiede.....	27
4 Diskussion	33
4.1 Vergleichende Bewertung der Ergebnisse.....	33
4.2 Übergang zu einer dezentralen Abwasserentsorgung	34
Referenzen	37

Abbildungsverzeichnis

- Abbildung 1: Datenflussstruktur des Modells zur Bestimmung des Einflusses der technischen Ausgestaltung der Abwasserinfrastruktur auf Wirksamkeit und Kosten der Reduktion von Nährstoffemissionen 3
- Abbildung 2: Regionale Verteilung der P-Emissionen im Referenzzustand (a bis d) und ihres maximalen Reduktionspotenzials (e bis h) im Elbegebiet aufgrund weitestgehender, emissionsmindernder Maßnahmen bei den Infrastrukturkomponenten kommunale Kläranlagen (a und e), Kleinkläranlagen (b und f), Retentionsbodenfilter (c und g) und Flächenabkoppelung (d und h) im Szenario **A1⁺** 28
- Abbildung 3: Regionale Verteilung der N-Emissionen im Referenzzustand (a bis d) und ihres maximalen Reduktionspotenzials (untere Reihe) im Elbegebiet aufgrund weitestgehender, emissionsmindernder Maßnahmen bei den Infrastrukturkomponenten kommunale Kläranlagen (a und e), Kleinkläranlagen (b und f), Retentionsbodenfilter (c und g) und Flächenabkoppelung (d und h) im Szenario **A1⁺** 29
- Abbildung 4: Vergleich der regionalen Verteilung der im deutschen Elbegebiet emittierten Phosphat-Referenzfrachten in den Entwicklungsrahmen **A1⁺** (a) und **B2⁺** (b) 31
- Abbildung 5: Regionale Schwerpunkte eines Übergangs von zentraler zu dezentraler Abwasserentsorgung. Die allgemeine Tendenz (b) resultiert aus der (multiplikativen) Verknüpfung der Verbreitung von FAK-Maßnahmen (a) und des Zubaus von KKA (c). 36

Tabellenverzeichnis

Tabelle 1:	Kostenansätze für die Anpassung kommunaler Kläranlagen an unterschiedliche erlaubte Ablaufgrenzwerte in den verschiedenen Entwicklungsrahmen.....	9
Tabelle 2:	Nährstoffretention von Kleinkläranlagen unterschiedlicher Reinigungsklassen	12
Tabelle 3:	Aktuelle Investitions- und Betriebskosten verschiedener Kleinkläranlagentypen	12
Tabelle 4:	Kostendegression (in %) von KKA in Abhängigkeit vom Entwicklungsrahmen	13
Tabelle 5:	Gesamtkosten von RBF in Abhängigkeit von den Entwicklungsrahmen	15
Tabelle 6:	Spezifische Wirkungen der Flächenabkoppelung in Misch- und Trennsystem unter verschieden günstigen Umständen (Quelle: Böhm et al. 2002).....	16
Tabelle 7:	Nährstoffemissionsminderungskosten für Maßnahmen der Flächenabkoppelung im Bestand und in Neubaugebieten unter verschiedenen Rahmenbedingungen (in Euro pro Gramm)	17
Tabelle 8:	Entwicklungsrahmenabhängige Kostendegression von Maßnahmen zur Flächenabkoppelung.....	18
Tabelle 9:	Wirkung und Kosten verschiedener Maßnahmen zur Reduktion der Nährstoffeinträge ins Elbegebiet.....	20
Tabelle 10:	Vergleich der über das deutsche Elbegebiet aggregierten Nährstoffeinträge sowie möglicher Reduktionspotenziale und daraus resultierender Kosten für verschiedene Bereiche der Abwasserinfrastruktur in unterschiedlichen Szenarien	24

Kurzfassung

Die Abwasserentsorgungsinfrastruktur als bedeutender Nährstoffeinleiter im Elbegebiet weist bedeutende technische Potenziale für eine Reduktion gewässerschädlicher Phosphat- und Stickstoffemissionen auf. Auf Seiten der zentralen Infrastruktur können einerseits die Ablaufgrenzwerte der kommunalen Kläranlagen durch weitergehenden Einsatz der Denitrifikation und mittels Membranfiltration weiter gesenkt werden. Andererseits können mit Hilfe von Retentionsbodenfiltern niederschlagsbedingte Abschlüge von Abwasser und kontaminiertem Regenwasser aus der Kanalisation unschädlich gemacht werden. Hinzu kommen Kleinkläranlagen sowie Versickerung und Flächenentsiegelung als dezentrale Elemente der Abwasser- bzw. Regenwasserbehandlung. Es zeigt sich, dass sich bei Ergreifen weitestgehender Maßnahmen in allen abwasserrelevanten Bereichen bis zu 60 Prozent der Phosphat- und 37 Prozent der Stickstoffemissionen vermeiden lassen. Dabei erweisen sich die kommunalen wie auch die Kleinkläranlagen als am wirksamsten und kostengünstigsten. Zum Erreichen eines ökologisch einwandfreien Zustands der Elbe kann es aber notwendig sein, auch die aufwändigeren Ansätze zum Einsatz zu bringen.

Schlagwörter

Abwasserbehandlung, Regenwassermanagement, dezentral, Technikentwicklung, Nährstoffemission

1 Einführung

Neben der Direkteinleitung industrieller Abwässer und dem Abfluss von landwirtschaftlichen Flächen stellt die kommunale Abwasserentsorgung eine der Hauptquellen der Nährstoffeinleitung in Gewässer dar. Die Entwicklung der kommunalen Abwasserinfrastruktur und dabei insbesondere des Aspekts der Nährstoffrückhaltung ist somit von großer Bedeutung für die zukünftig zu erwartende Güte der Gewässer im Elbegebiet.

Bei der Modellierung der Nährstoffemissionen der kommunalen Abwasserentsorgungsinfrastruktur müssen technologische Entwicklungslinien und ihre Diffusion besonders berücksichtigt werden. Von zentraler Bedeutung sind dabei Trends bei den Einzeltechnologien der Abwasserbehandlung, aber auch Einsatzmöglichkeiten von neuen, gesamthaften Konzepten und Systemlösungen. Einige der wichtigsten heute zur Verfügung stehenden Einzeltechniken wie bspw. die weitergehende P-Elimination und die Membranfiltration in kommunalen Kläranlagen wurden bereits früher skizziert (Böhm et al. 2002, Günthert & Reicherter 2002, Interwies et al. 2004) – ihre technischen Entwicklungslinien müssen nun für die entsprechenden Zeiträume abgeschätzt und in die Analyse der Problembereiche integriert werden. Besonders zu berücksichtigen sind dabei ggf. anstehende Änderungen der rechtlichen Randbedingungen. Eine Besonderheit der kommunalen Abwasserinfrastruktur besteht nämlich darin, dass ihre technische Entwicklung vor allem regulierungsgeleitet ist, d. h. Vorschriften bzgl. Art und Menge erlaubter Einleitungen bestimmen in erster Linie Richtung und Ausmaß des technischen Fortschritts. Neben den gesetzgeberischen Vorschriften hinsichtlich der erlaubten Ablaufkonzentrationen wird die Nährstoffbelastung des Gewässersystems der Elbe außerdem durch die demographische Entwicklung und daraus folgend das Aufkommen von Abwasser und den darin enthaltenen Nährstoffen sowie durch Siedlungsstrukturen bestimmt, deren Differenzierung Gegenstand verschiedener, zu untersuchender Entwicklungsrahmen ist. Schließlich sind natürlich auch die aktuellen infrastrukturellen Gegebenheiten hinsichtlich vorhandener Technik, deren Zustand sowie Auslastung zu berücksichtigen.

Die Modellierung der Diffusion von Technologien der Abwasserentsorgung beschränkt sich dabei nicht allein auf inkrementelle Ertüchtigungsmaßnahmen innerhalb des bestehenden, zentralen Systems, sondern es integriert auch dezentrale Elemente der Abwasserentsorgung im engeren Sinne (z. B. Kleinkläranlagen) sowie Maßnahmen der Regenwasserbewirtschaftung, die eher indirekt die Nährstoffbelastung der Gewässer beeinflussen. Auch wenn der Zeithorizont der Analyse mit dem Zieljahr 2020 relativ nahe liegt, so wird schließlich auch untersucht, ob und unter welchen Bedingungen die stattfindenden technischen Neuerungen so umfassend sein könnten, dass legitimer-

weise von einem Systemwechsel z. B. hin zu einem neuen dezentralen Technikparadigma gesprochen werden könnte.

Schließlich steht das hier beschriebene Abwasserinfrastrukturmodell nicht alleine, sondern ist Bestandteil eines größeren Projektverbundes. In diesem Rahmen erhält es Inputs zu Bevölkerungs- und Siedlungsstrukturen von den Modellen REGE (Gornig et al. 2009, Kapitel 2.4) und LAND USE SCANNER (Hoymann 2009, Kapitel 2.5). Die Ergebnisse hinsichtlich emittierter Nährstofffrachten bilden andererseits Input für das Modell MONERIS (Behrendt et al. 2009, Kapitel 4.1), das die Entwicklung der Nährstoffbelastung der Elbe im Flussverlauf abbildet, und die Analyse kosteneffizienter Maßnahmen zur Reduktion der Nährstoffeinträge (Grossmann/Behrendt 2009, Kapitel 4.2).¹

1 Nährstoffemissionen der Abwasserinfrastruktur und Nährstoffeinträge in das Flussgebiet der Elbe beschreiben die gleiche Stofffracht aus unterschiedlichen Perspektiven – derjenigen des Emittenten bzw. des als Senke fungierenden Flussgebiets.

2 Material und Methoden

Zur Ermittlung des Einflusses der technischen Ausgestaltung der Abwasserinfrastruktur auf Wirksamkeit und Kosten der Retention von Nährstoffen wurde ein Modell entwickelt, mit Hilfe dessen Berechnungen auf verschiedenen Aggregationsebenen durchgeführt werden, die sich im Wesentlichen nach der Art der verfügbaren Inputdaten richten. Durch geeignete Transformationsschritte werden die Ergebnisse schließlich auf die Ebene der Teileinzugsgebiete überführt, wo sie neben der unmittelbaren, ergebnisorientierten Darstellung auch als Input für weitere Modelle (z. B. als Nährstoffeinträge in das Nährstoffbilanzierungsprogramm MONERIS) ausgegeben und weiterverwendet werden können. Abbildung 1 zeigt die Struktur des Modells, dessen Einzelheiten in den nachfolgenden Abschnitten erläutert werden.

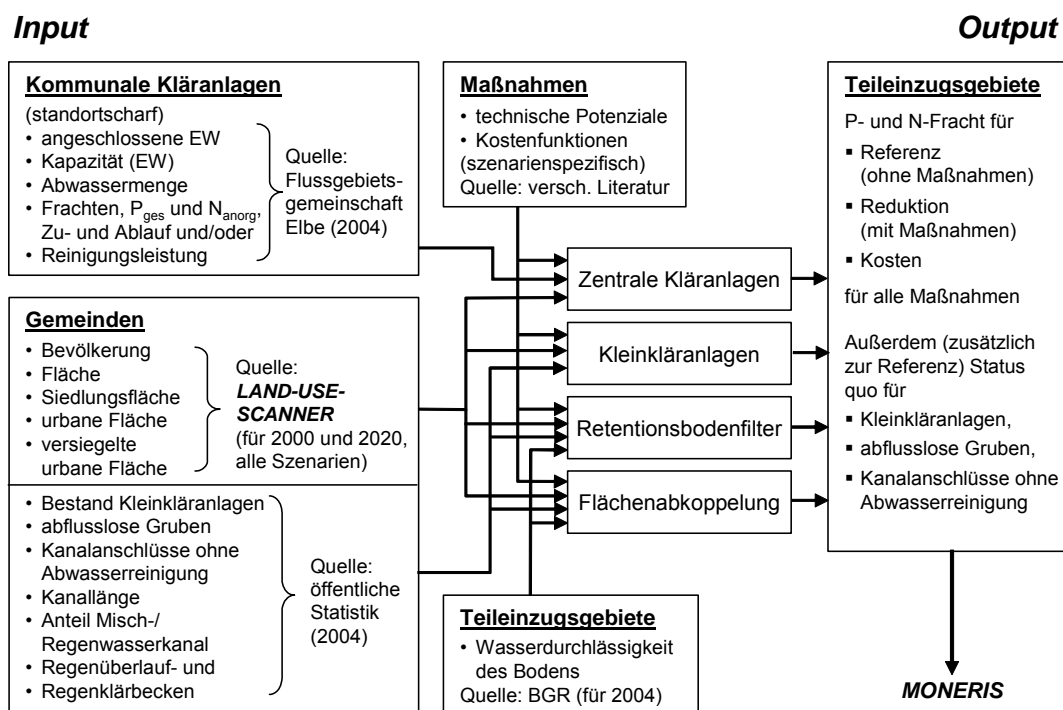


Abbildung 1: Datenflussstruktur des Modells zur Bestimmung des Einflusses der technischen Ausgestaltung der Abwasserinfrastruktur auf Wirksamkeit und Kosten der Reduktion von Nährstoffemissionen

2.1 Herkunft der Daten

Daten zur Anzahl der angeschlossenen Einwohnerwerte (EW), zur Abwassermenge, zur Kapazität (in EW), zu den Frachten an Gesamtposphat (P_{ges}) und anorganischem Stickstoff (N_{anorg}) in Zu- und Ablauf und der daraus abzuleitenden, tatsächlichen Reinigungsleistung für alle Kläranlagen mit einer Kapazität größer als 2000 EW stammen

von der Flussgebietsgemeinschaft Elbe (Stand 2004). Zwecks Erfassung auch aller kleineren kommunalen Kläranlagen erhielten wir Daten vom Institut für Landschaftsarchitektur und Umweltplanung der Technischen Universität Berlin (Stand 2000). Alle 1740 (deutschen) Kläranlagen wurden standortscharf erfasst und hinsichtlich ihrer Abauffrachten dem Teileinzugsgebiet (TEZG) zugeordnet, in das sie ihren Ablauf jeweils einleiten.

Der Modellierung des Einflusses von Retentionsbodenfiltern und einer weitergehenden Ertüchtigung von Kleinkläranlagen (KKA) liegen größtenteils gemeindegrenze Daten des Forschungsdatenzentrums der Statistischen Landesämter zum Bestand von KKA, abflusslosen Gruben, Kanalanschlüssen ohne Abwasserreinigung, Kanallängen, Anteilen von Misch- zu Regenwasserkanallängen, Regenüberlauf- (RÜB) und Regenklärbecken (RKB) (Stand 2004) zugrunde. Wo gemeindegrenze Daten nicht verfügbar waren, wurden Kreisdaten auf der Basis geeigneter Parameter (z. B. Einwohnerzahl) disaggregiert. Diese Parameter wurden teilweise anhand von Regressionen aus Daten einer Umfrage ermittelt, die wir mit Unterstützung der Deutschen Vereinigung für Wasserwirtschaft, Abwasser und Abfall (DWA) Anfang 2006 durchgeführt hatten (Sartorius & Hillenbrand 2008). Hinweise zur aktuellen Funktionsfähigkeit der vorhandenen KKA wurden ebenfalls der Umfrage entnommen.

Bevölkerung, Gemeindefläche, Siedlungsfläche, urbane Fläche und versiegelte urbane Fläche waren weitere auf Gemeindeebene erfasste Daten, die insbesondere der Abbildung der verschiedenen Szenarien (vgl. Abschnitt 2.2), aber auch der Abschätzung der Verfügbarkeit von Flächen für Retentionsbodenfilter oder Flächenabkoppelung dienen. Diese Daten stammen vom Modell LAND USE SCANNER, mit dessen Hilfe neben der Besiedelung auch andere Nutzungsformen gemeindegrenze entlang verschiedener Szenarien in die Zukunft projiziert wurden (Hoymann 2009, Kapitel 2.4). Die letztlich erforderliche Zuordnung der gemeindebezogenen Ergebnisse zu TEZG erfolgt in der Weise, dass jede Gemeinde jeweils dem TEZG zugeordnet wird, das den größten Teil der Gemeindefläche umfasst.

Schließlich sind noch technische Kennzahlen und Kostenfunktionen zu nennen, die die verschiedenen Maßnahmenoptionen charakterisieren, die zum Zwecke der Reduktion der Nährstoffeinträge ergriffen werden können. Diese Zahlen entstammen der Literatur und eigenen Recherchen und sind in Abschnitt 2.3 im Detail dargestellt.

2.2 Umsetzungen der Entwicklungsrahmen (Szenarien)

Bei der Auswahl und Charakterisierung der Entwicklungsrahmen bzw. Szenarien² fanden unterschiedliche, für das Wasser- bzw. Abwassermanagement relevante Aspekte Berücksichtigung. Für die hier durchzuführende Untersuchung der von der Abwasserinfrastruktur ausgehenden Nährstoffeinleitungen in die Oberflächengewässer am wichtigsten sind die sozio-ökonomischen Rahmenbedingungen, deren Festlegung in Anlehnung an die Szenarien des Intergovernmental Panel of Climate Change (Nakicenovic/Swart 2000) erfolgte. Sie sind in Kapitel 2.1 (Hartje et al. 2009) eingehend beschrieben, so dass an dieser Stelle nur eine kurze Charakterisierung erfolgt. Im Entwicklungsrahmen **A1** ("Globalisierung") wird einer wachsenden Wirtschaft eine stagnierende oder leicht steigende Bevölkerung gegenüberstehen. Dabei gehen wir von der Annahme aus, dass selbst bei einer Verringerung des spezifischen Wasserverbrauchs, wie er für die Haushalte prognostiziert ist, die Schmutzfracht pro Person in etwa gleich bleiben wird. Darüber hinaus wird auch das niedrigere spezifische Abwasservolumen der privaten Haushalte letztlich nur teilweise zum Tragen kommen, weil sich die Volumina an Fremdwasser, Regenwasser und Indirekteinleiterabwasser nicht in gleicher Weise verändern. Auswirken wird sich dagegen die Veränderung der Bevölkerungszahlen. Insbesondere ist hier davon auszugehen, dass das Wachstum bspw. im ländlichen Raum geringer ausfallen wird als in den städtisch geprägten Zentren. Allerdings wird es in diesem Entwicklungsrahmen nicht zu nennenswerten Bevölkerungsrückgängen kommen. Dementsprechend werden vorhandene Kläranlagenkapazitäten zunächst ausgeschöpft. Wo ein Zubau von Abwasserbehandlungskapazitäten notwendig ist, hängt es von der *Siedlungsdichte* (innerhalb des jeweiligen Gebietes) ab, ob (semi-) dezentrale KKA (oder kleine Kläranlagen) oder zentrale Lösungen (Erweiterung vorhandener Kläranlagen) bevorzugt werden.

Wegen des stärkeren regionalen Bezugs und des dadurch geringer ausgeprägten Wettbewerbs fallen das Wirtschafts- und das Bevölkerungswachstum in Entwicklungsrahmen **B2** ("Differenzierung") geringer aus als im Entwicklungsrahmen **A1**. Hinsichtlich der geografischen Differenzierung bedeutet dies, dass die Bevölkerung lokal be-

2 Entwicklungsszenarien in GLOWA Elbe sind laut Grossmann (2006) definiert als Kombinationen aus Entwicklungsrahmen und Handlungsstrategien, die die verfügbaren Handlungsräume der Individuen einschränken. Dabei wird unter Entwicklungsrahmen eine Kombination von Szenarien extern wirkender Einflusskräfte des globalen oder regionalen Wandels (z. B. spezifische Entwicklungen von Bevölkerung, Wirtschaft oder Klima) verstanden, während Handlungsoptionen solche Maßnahmen z. B. politischer Natur umfassen, die von den verschiedenen Akteure innerhalb des Szenarios nicht beeinflussbar sind und als gegeben angesehen werden müssen. D. h. der hier verwendete Terminus "Entwicklungsrahmen" entspricht dem anderenorts meist verwendeten Begriff "Szenario".

grenzt auch schrumpfen kann. Trotz der damit verbundenen sinkenden Wirtschaftlichkeit werden zentrale Abwasserentsorgungsstrukturen wegen der höheren Regulierungsintensität in diesem Entwicklungsrahmen nicht in Frage gestellt. Dementsprechend werden sie erweitert, wenn einerseits Kapazitätsengpässe dies erfordern; andererseits werden Kanalisationsnetze aber auch ausgebaut, wenn mangelnde Auslastung von ZKA einen weitergehenden Anschluss bisher dezentral entsorgter Haushalte wünschenswert erscheinen lässt (vgl. Abschnitt 2.3.2 'Kleinkläranlagen').

Die im Projekt GLOWA-Elbe durchgeführte Differenzierung der Entwicklungsrahmen in solche *mit* (*) bzw. *ohne* (°) verstärkte Umweltorientierung erfolgt an dieser Stelle zunächst nur insoweit als die Entwicklungsrahmen **A1⁰**, **A1⁺**, **B2⁰** und **B2⁺** jeweils verschiedene, auf Gemeindeebene spezifizierte Bevölkerungszahlen sowie unterschiedliche Siedlungsstrukturen (d. h. geringere Zersiedlung in Szenarien mit Umweltorientierung) aufweisen. Die Kosten der technischen Durchführung von Handlungsoptionen, die neben der Bevölkerungs- und Siedlungsstruktur ebenfalls von dem jeweils gültigen Entwicklungsrahmen abhängt, werden in Abschnitt 2.3 spezifiziert.

Hinsichtlich der den Entwicklungsrahmen zugrundeliegenden, wasserwirtschaftlichen Rahmenbedingungen wird unterstellt, dass die Bestimmungen der Abwasserordnung (AbwV) zum Zeitpunkt der Untersuchung bereits umgesetzt sind. Das bedeutet, dass die innerhalb der Entwicklungsrahmen (im Modell) festzustellenden Veränderungen der Nährstoffeinleitungen ausschließlich auf die jeweils zu untersuchenden, weitergehenden Maßnahmen oder Handlungsstrategien zurückzuführen sind, nicht jedoch auf Maßnahmen, die aufgrund bereits bestehender Vorschriften (hier: AbwV) bis zum Zielzeitpunkt sowieso durchzuführen sind. Die der Einfachheit halber bisher und auch im weiteren Verlauf dieses Kapitels mit **A1⁰**, **A1⁺**, **B2⁰** und **B2⁺** bezeichneten Entwicklungsrahmen würden entsprechend der ausführlichen, für das gesamte GLOWA-Elbe-Projekt gültigen Benennung QAwV A1⁰, QAwV A1⁺, QAwV B2⁰ und QAwV B2⁺ heißen.

Eine Differenzierung der Entwicklungsrahmen nach Klimaausprägungen haben wir nicht vorgenommen, weil u.E. nicht von einem signifikanten Einfluss des Klimas auf die Nährstoffeinträge in die Oberflächengewässer ausgegangen werden muss. Die Nährstofffrachten der häuslichen und gewerblichen Abwässer, auf die es bei der Berechnung der Einträge in erster Linie ankommt, sind nämlich von Niederschlagsmengen vollständig unabhängig und auch die niederschlagsbedingten Einträge von Nährstoffen in die Kanalisation sind eher von den Nährstoffmengen abhängig, die zuvor auf den Einzugsflächen deponiert waren, als von der Niederschlagsmenge, die sie in die Kanalisation schwemmt. Außerdem scheint angesichts möglicher Abschläge aus dem Mischwasserkanal die Intensität und Verteilung der Niederschläge von größerer Be-

deutung zu sein als die mit Hilfe des Klimamodells STAR II (Gerstengarbe et al. 2009; Kap. 2.2) berechneten Mengen.

2.3 Berechnung von Nährstoffemissionen, Vermeidungspotenzialen und Kosten für verschiedene Maßnahmen

Eine Besonderheit der kommunalen Abwasserinfrastruktur besteht darin, dass ihre technische Entwicklung vor allem regulierungsgeleitet ist, d. h. Vorschriften bzgl. Art und Menge erlaubter Einleitungen bestimmen in erster Linie die Richtung des technischen Fortschritts. Demgegenüber legen die Entwicklungsrahmen fest, wie hoch das Abwasseraufkommen und damit die Menge der Substanzen (d. h. insbesondere der Nährstoffe N und P) ist, die es in der Abwasserinfrastruktur zu sammeln und zurückzuhalten gilt. Eine besondere Schwierigkeit besteht dabei darin, den in den Entwicklungsrahmen je nach Ausprägung einbezogenen oder nicht einbezogenen Effekt der Umweltorientierung zu unterscheiden von den ebenfalls umweltpolitisch orientierten Maßnahmen (= Handlungsoptionen). Im Folgenden wird dieses Problem so gelöst, dass zu Beginn des Ergebnisteils (Abschnitt 3.1) die im Modell repräsentierten Maßnahmen grundsätzlich für alle Szenarien die gleichen sind, damit ein Vergleich der absoluten Wirksamkeit der Maßnahmen besser möglich ist. Erst in Abschnitt 3.2 wird eine weitergehende Differenzierung der Maßnahmen und ihrer Effekte entsprechend der Umweltorientierung der Entwicklungsrahmen durchgeführt.

Da das Ziel der Modellierung darin besteht, die Wirkung und Kosten verschiedener Maßnahmen zur Reduktion der Nährstoffemissionen zu berechnen, muss für jedes Szenario und jede Maßnahmenkategorie zunächst jeweils ein *Referenzzustand* spezifiziert werden, der angibt, welche P- und N-Frachten ohne Maßnahmen und ohne Wirkung des technischen Fortschritts aus den ZKA abgeleitet werden. Grundsätzlich müssen für diesen Referenzzustand auch keine Kosten beziffert werden. Um die Wirksamkeit und die Kosten einer Maßnahme korrekt abzuschätzen, wird im Referenzzustand davon ausgegangen, dass alle vorhandenen Anlagen die gegenwärtig existierenden gesetzlichen Vorgaben hinsichtlich Nährstoffemissionen einhalten. In der Regel ist dies bei kommunalen Kläranlagen auch der Fall. Im Falle von (dezentralen) KKA und von Kanalanschlüssen ohne Abwasserbehandlung (insbes. in Thüringen) sind die gegenwärtigen Defizite hingegen so groß, dass in diesem Fall auch der Aufwand beziffert wird (und den Kosten der anderen Maßnahmen gegenüber gestellt wird), der notwendig ist, überhaupt den Referenzzustand zu erreichen.

Kommunale Kläranlagen

Im Kontext der kommunalen ZKA findet eine Modellierung der durch die Zu- oder Abnahme der Bevölkerungszahl hervorgerufenen proportionalen Steigerung bzw. Senkung der P- und N-Frachten sowie – vor allem – deren jeweilige Senkung im Rahmen der beabsichtigten Maßnahmen statt. Abgebildet wird außerdem die Erhöhung bzw. Verminderung des (technischen und finanziellen) Aufwandes, mit Hilfe dessen die durch die *Maßnahmen* definierten Grenzwerte eingehalten werden können.³ Im Einzelnen bestehen diese Maßnahmen aus einer Festlegung größenklassenabhängiger Grenzwerte für Phosphat- und Stickstoffkonzentrationen im Kläranlagenablauf.

Ein weiterer Punkt (neben der bereits erwähnten Bevölkerungs- und Siedlungsstruktur), an dem die Unterschiede der Entwicklungsrahmen im Modell zum Tragen kommen, sind die jeweiligen Kosten der Maßnahmen. Dabei wird unterstellt, dass im Bereich der Phosphatelimination (durch Fällung und Flockungsfiltration) und der Nitrifikation bzw. Denitrifikation das stärkere Marktwachstum und vor allem der intensivere Wettbewerb im Entwicklungsrahmen **A1** bis 2020 zu um 10 % sinkenden Kosten bei den Investitionen führt, wogegen im Entwicklungsrahmen **B2** aufgrund geringen Marktwachstums und Wettbewerbs von unveränderten Kosten ausgegangen wird. Die Betriebskosten bleiben in beiden Fällen unverändert. In den Szenarien *mit* Umweltorientierung sind wegen weiterer Verbreitung der Technologie darüber hinaus zusätzlich 10 % Kostendegression zu berücksichtigen.

Zusätzlich zur Fällung und Flockungsfiltration kann durch Einsatz von Membranen eine weitergehende P-Elimination erfolgen, die die P-Konzentration im Abfluss von 0,5 auf bis zu 0,1 mg/l zu senken erlaubt. Insgesamt beträgt die Kostenwirksamkeit der P-Elimination mit der Membrantechnologie nach Böhm et al. (2002) 0,1–0,15 €/m³ Abwasser bzw. 165–500 €/kg P für die Bio-Membran und 0,2–0,5 €/m³ Abwasser bzw. 335–1650 €/kg P für die nachgeschaltete Membranfiltration. Nach Pinnekamp und Friedrich (2006) sind die Zusatzkosten der Membrankläranlage allein auf die Betriebskosten zurückzuführen, die mit 0,18 €/m³ Abwasser um etwa 0,13 €/m³ höher liegen als bei konventionellen Kläranlagen. Vor allem im effizienteren Energiegebrauch und in Fortschritten bei der Membranreinigung wird aber ein hohes Kostenreduktionspotenzial gesehen. Die im Modell verwendeten Kostenansätze sind in Tabelle 1 zusammengefasst.

3 Durch die Veränderung des Abwasseraufkommens eventuell bedingte Kapazitätsanpassungen werden bei den kommunalen Kläranlagen nicht in die Modellierung einbezogen, weil einerseits im Elbegebiet viele Kläranlagen momentan unter Fehlbelastung leiden und andererseits im Modell nicht die Kosten der Kapazitätsanpassung, sondern die (szenariobedingte) Veränderung der Nährstoffeinträge und ihre Kosten untersucht werden sollen.

Tabelle 1: Kostenansätze für die Anpassung kommunaler Kläranlagen an unterschiedliche erlaubte Ablaufgrenzwerte in den verschiedenen Entwicklungsrahmen⁴

Maßnahme	Kostenart ^a	A1 ⁰	A1 ⁺	B2 ⁰	B2 ⁺
P-Elimination	Simultanfällung (bis 2 mg/l (1 mg/l bei GK5) P _{ges} erreichbar)				
	GK 1 und 2 (bis 5000 EW)				
	K _{ges} (€/kg P (€/EW/a)) ^b	27 (7,3)	24 (6,5)	30 (8,1)	27 (7,3)
	GK 3 bis 5 (> 5000 EW)				
	K _{inv^{spez}} (€/EW) ^c	$32985 \cdot \frac{EW}{0,925}$	$29320 \cdot \frac{EW}{0,925}$	$36650 \cdot \frac{EW}{0,925}$	$32985 \cdot \frac{EW}{0,925}$
K _{Fäll} -E _{Abg} (€/EW/a) ^c	-1,85	-1,85	-1,85	-1,85	
Flockungsfiltration (bis 0,5 mg/l P _{ges} , zusätzlich zur Simultanfällung)					
K _{ges} (€/kg P) ^b	135	120	150	135	
Nitrifikation/ Denitrifikation	Installation zusätzl. Belebungsbeckenvolumens zur Erreichung eines höheren Schlammalters nach der Gleichung $V_{BB} = B_{dBSB} \cdot \bar{U}S_B \cdot t_{TS} / TS_{BB}$ ^d				
	K _{inv^{spez}} (€/m ³ V _{BB}) ^c	$4378 \cdot \frac{V_{BB}}{0,388}$	$4147 \cdot \frac{V_{BB}}{0,388}$	$4608 \cdot \frac{V_{BB}}{0,388}$	$4378 \cdot \frac{V_{BB}}{0,388}$
Membrangestützte P-Elimination	Installation einer MF-Membranstufe anstelle des abschl. Abesetzbeckens (nur bei GK 4 und 5)				
	ΔK _{spez} (€/m ³ Abwasser (€/kg P _{ges})) ^b	0,34 (850)	0,28 (700)	0,4 (1000)	0,34 (850)

^a K_{ges} = Gesamtkosten, K_{inv^{spez}} = Spezifische Investitionskosten, K_{Fäll} = Fällmittelkosten, E_{Abg} = eingesparte Abwasserabgabe, ΔK_{spez} = spezifische Zusatzkosten

^b Nach Böhm et al. (2002),

^c Nach Günthert & Reicherter (2002),

^d Vgl. auch für die einzusetzenden Parameter: ATV (1997).

4 Annahmen bzgl. Kostendegression: Verzehnfachung der installierten Anlagenkapazität in Entwicklungsrahmen A1 führt zu Halbierung der Investitionskosten. Der höhere Aufwand für Energie und die Reinigung der Membran führt zu 20 % höheren Betriebskosten als im konventionellen Bereich. Aufgrund geringeren Wettbewerbs und geringerer Marktgrößen (Regionalisierung) beträgt die Kostendegression in B2 nur 30 %. Aufgrund des geringeren technischen Fortschritts und Wettbewerbs sind Betriebskosten 30 % höher als im konventionellen Bereich.

Kleinkläranlagen

Aufgrund globalerer Ausrichtung der Wirtschaft und geringerer Regulierungsintensität (z. B. Abschaffung des Anschlusszwangs) wird im Entwicklungsrahmen **A1** der z.T. hoch subventionierte Anschluss entlegener Haushalte an die zentrale Abwasserinfrastruktur nicht weiter fortgeführt. Die bestehenden Kleinkläranlagen (KKA) bleiben erhalten und werden auf den Stand der Technik gebracht (Referenzzustand). Darüber hinaus wird zusätzlicher, aus Bevölkerungswachstum resultierender Bedarf zu einem bestimmten Anteil mit KKA ausgestattet. Dieser Anteil hängt einerseits von der Bevölkerungsdichte ab.⁵ Außerdem ist der Anteil zusätzlich geringer, wenn im jeweiligen Teilzugsgebiet noch Kläranlagenkapazitäten für den zentralen Anschluss der verbleibenden EW vorhanden sind; wenn dies nicht der Fall ist, kann der KKA-Anteil deutlicher ansteigen. Der von der Bevölkerungsdichte abhängige Anteil kommt auch zur Anwendung, wenn es darum geht zu berechnen, wie viele abflusslose Gruben durch KKA ersetzt und Anschlüsse an Kanäle ohne zentrale Abwasserbehandlung durch (neue) KKA ergänzt werden. Bei *sinkender* Bevölkerungsdichte steigt die Anzahl der KKA ebenfalls, weil die bestehende Infrastruktur, insbesondere die Kanalisation, dann schlechter ausgelastet ist und es daher wirtschaftlicher ist, einen Teil davon stillzulegen und das Abwasser verbleibender Anwohner mittels KKA zu entsorgen. Maßgeblich dafür, ob ein Rückbau erfolgt und KKA die verbleibende Lücke füllen, ist die Stärke des Bevölkerungsrückganges: Ist der Bevölkerungsrückgang geringer als 10 Prozent, erfolgt kein Rückbau und dementsprechend kein Teilersatz durch KKA; ist der Rückgang stärker als 10 Prozent, dann wird davon ausgegangen, dass die relative Anzahl der zu errichtenden KKA umso stärker steigt, je stärker der Bevölkerungsrückgang ist. Der größte Anteil von KKA (20 % des in EW gemessenen Rückbauvolumens) wird zugebaut, wenn ein Rückgang von 30 Prozent und mehr erreicht wird.

Obwohl sich im Entwicklungsrahmen **B2** die verstärkte *Dezentralisierung* (d. h. mehr KKA bei gleichzeitigem Rückbau der zentralen Strukturen) aufgrund der in den ländlichen Gebieten teilweise sinkenden Bevölkerungsdichte verstärkt anböte, bleibt die gegenwärtige Unterstützung (gesetzlich und durch Subventionspraxis) zentraler Strukturen erhalten. Folglich bleiben zunächst nur die KKA erhalten, die dem Stand der Technik entsprechen. Die KKA, die nicht dem Stand der Technik entsprechen, werden ebenso wie abflusslose Gruben und Kanalanschlüsse ohne Abwasserbehandlung nur dann durch neue KKA ersetzt bzw. ergänzt, wenn keine ausreichenden Kapazitäten an

5 Dieser Anteil hängt von der Bevölkerungsdichte ab und ergibt sich aus einer Exponentialgleichung der Art $KKA/EW = A \cdot \exp(-B \cdot Bev/F_{ges})$ (Bev =Bevölkerung; F_{ges} =Gesamtgemeindefläche), wobei A und B empirisch aus den Ergebnissen der Umfrage unter Abwasserentsorgern ermittelt wurde.

kommunalen Kläranlagen als Ersatz zur Verfügung stehen und ein entsprechender Ausbau der zentralen Infrastruktur mit sehr viel größerem Aufwand verbunden wäre. Aus Anlass steigender oder sinkender Bevölkerung werden *keine* KKA hinzugebaut.

Eine Differenzierung zwischen den Entwicklungsrahmen *mit* bzw. *ohne* verstärkte Umweltorientierung erfolgt hier nur insoweit als in beiden Fällen unterschiedliche Siedlungsstrukturen die Zahl der zu bauenden KKA beeinflussen.

Referenzzustand

Zur Bestimmung der Wirkung von Maßnahmen muss auf einen Referenzzustand Bezug genommen werden. Dieser Referenzzustand kann insbesondere im Zusammenhang mit KKA und abflusslosen Gruben *nicht* der Status quo sein, da hier die Nährstoffemissionen infolge des teilweise schlechten Zustandes der Anlagen deutlich höher sind als es die aktuelle Gesetzeslage eigentlich erfordern würde.

Zur Berechnung des Referenzzustandes wird daher davon ausgegangen, dass alle zum Zielzeitpunkt (2020) bestehenden KKA eine funktionierende biologische Behandlung aufweisen, d. h. dass P_{anorg} und N_{ges} um 50 bzw. 25 Prozent reduziert werden. Gleiches gilt für sogenannte abflusslose Gruben, deren Inhalt während der Geltung der Übergangsregelungen auch in kommunale ZKA überführt und gereinigt werden müsste.

Für den tatsächlichen aktuellen Zustand wird die Annahme getroffen, dass im Falle abflussloser Gruben aufgrund des zumeist schlechten Zustandes 80 bzw. 90 Prozent des hineingeleiteten P_{anorg} und N_{ges} emittiert werden. Bei den KKA wurde für alle relevanten Bundesländer aus den Umfragedaten ein durchschnittlicher Erreichungsgrad für den Stand der Technik ermittelt.

Im aktuellen und im Referenzzustand wird ebenso wie später in den Szenarien angenommen, dass von KKA und abflusslosen Gruben ausgehende Nährstoffemissionen entweder direkt in Oberflächengewässer geleitet werden oder auf dem Weg über das Grundwasser indirekt dort wieder in Erscheinung treten werden. D. h. alle Emissionen werden der Gemeinde oder dem Teileinzugsgebiet zugerechnet, in der sie entstehen.

Maßnahmen: Wirkung

Wie schon bei den kommunalen Kläranlagen sind auch im Falle der KKA die zur Wahl stehenden Maßnahmen in allen Entwicklungsrahmen gleich. Es handelt sich dabei um die vorgeschriebenen Reinigungsklassen, wobei folgende Alternativen zur Wahl stehen:

Tabelle 2: Nährstoffretention von Kleinkläranlagen unterschiedlicher Reinigungsklassen

Reinigungsklasse	Reduktion P_{anorg}	Reduktion N_{ges}
C (Referenz)	50 %	25 %
C/N	50 %	60 %
C/N/D	50 %	90 %
+P	80 %	–
(+P)+H	95 %	–

Die Wirkung einer Maßnahme wird immer ausgehend vom Referenzzustand berechnet, d. h. es kommen die über die Minimalanforderungen hinausgehenden Abwasserreinigungsmaßnahmen zum Ansatz. Als Anlagenzahl (mit der die Maßnahmenwirkung zu multiplizieren ist) wird die Anzahl von KKA zugrunde gelegt, die sich für das jeweilige Szenario im Jahr 2020 ergibt.

Maßnahmen: Kosten

Tendenziell steigen sowohl die Investitions- als auch die Betriebskosten mit dem Anspruchsniveau der Reinigungsklassen an. Eine Ausnahme ist die zusätzliche Nitrifikation, die unter Einsatz von SBR und Wirbel- bzw. Schwebebettanlagen erreicht wird (vgl. Tabelle 3). Diese Anlagen sind hinsichtlich der Betriebskosten nur wenig teurer, bezüglich der Investitionskosten aber billiger als Tropfkörper- und Pflanzenkläranlagen, die nur Reinigungsklasse C zuverlässig erreichen. Reinigungsklasse C/N ist also zu geringeren Kosten erreichbar als Reinigungsklasse C. Beim Neubau bedeutet das keine Zusatzkosten.

Tabelle 3: Aktuelle Investitions- und Betriebskosten verschiedener Kleinkläranlagentypen

Reinigungs-klasse	Anlagentyp (Beispiele)	Investitionskosten ¹ (€/EW/a)	Betriebskosten (€/EW/a)
C (Referenz)	Tropfkörper-, Pflanzenkläranlage	95	76
C/N	SBR-, Wirbel-/Schwebebettanlage	82	80
C/N/D	SBR mit angepasstem Volumen und Betriebsweise	109	80
C/N(D) + H	Membran-Bioreaktor	139	111
+ P (zusätzlich)	Dosiereinrichtung	9	12

¹ Annuitäten ($T=20a$, $i=3\%$)

Quelle: Vergleich verschiedener Quellen in Müller et al. (2007) und eigene Berechnungen.

Sind Anlagen gemäß Reinigungsklasse C bereits vorhanden, so ist eine einfache Umrüstung oder Erweiterung nicht möglich; die Anlagen müssen in wesentlichen Teilen ersetzt werden. Folglich müssen die Investitionskosten zusätzlich angesetzt werden.

Allerdings geschieht dies nicht in vollem Umfang, weil in der Regel für bestehende Anlagen Übergangsfristen eingeräumt werden und die bestehenden Anlagen, wenn sie dann ersetzt werden, schon zu einem wesentlichen Teil abgeschrieben sind. Im Modell wird dieses Problem in der Weise berücksichtigt, dass bei allen szenarienbedingten Anstiegen der KKA-Kapazitäten und bei allen KKA, die schon von Anfang an (d. h. vor Erreichen des Referenzzustandes) dem Stand der Technik entsprachen, nur die Zusatzkosten gegenüber dem Referenzzustand berücksichtigt werden, wogegen in den Fällen, in denen KKA als Ersatz für Kanalanschlüsse ohne Kläranlage, abflusslose Gruben und nicht dem Stand der Technik entsprechende KKA zwecks Erreichung des Referenzzustandes bereits eingerichtet wurden, zusätzlich zu den Zusatzkosten auch noch ein Anteil der Investitionskosten für den Referenzzustand angesetzt wird.

Unterschiede zwischen den verschiedenen Entwicklungsrahmen ergeben sich hinsichtlich der *Investitionskosten*. Wegen der vor allem in den Szenarien **A1⁰** und **A1⁺** relativ hohen neu oder als Ersatz zu installierenden Stückzahlen (bis zu 800.000 alleine im Elbegebiet und außerhalb noch mehr) ergeben sich dort teilweise deutliche Kostendegressionen. Dagegen sind in den anderen Szenarien die vom technischen Fortschritt getriebenen Degressionen deutlich geringer.

Tabelle 4: Kostendegression (in %) von KKA in Abhängigkeit vom Entwicklungsrahmen

Entwicklungsrahmen	A1⁰	A1⁺	B2⁰	B2⁺
Kostendegression (%)	30	50	10	20

Spezialfall: Kanalanschluss ohne Abwasserreinigung

Insbesondere, aber nicht ausschließlich in Thüringen ist ein nicht unerheblicher Teil der Haushalte zwar an einen Kanal ("Bürgermeisterkanal") nicht jedoch an eine ZKA angeschlossen. Das gesammelte Wasser wird jedoch nicht ungereinigt dem Vorfluter zugeführt, sondern vor Einleitung in den Kanal mittels KKA oder Absetzgruben gereinigt, die meist jedoch nicht dem Stand der Technik entsprechen und daher erneuert oder ausgetauscht werden müssen. Es wird daher zu Vergleichszwecken untersucht, welche Nährstoffemissionen sich durch eine Instandsetzung oder (im Falle der Gruben) einen kompletten Ersatz vermeiden ließen. Für die Berechnung aktueller Emissionen wird dabei die Annahme getroffen, dass für Phosphat und Stickstoff eine durchschnittliche Reinigungswirkung von 25 bzw. 15 Prozent erzielt wird, wobei die eingeleiteten Frachten dem Teileinzugsgebiet zugerechnet werden, in dem sich der größte Teil der Gemeinde befindet. Für die Charakterisierung des Referenzzustandes wird unterstellt, dass als Minimalmaßnahme eine biologische Behandlung des Abwassers erfolgt, in-

folge derer die Emissionen von P_{anorg} und N_{ges} um 50 bzw. 25 Prozent reduziert werden.

Unterschiede der Entwicklungsrahmen ergäben sich aus den unterschiedlichen Kostendegressionen, die denjenigen für ZKA und KKA (vgl. vorangegangene Abschnitte) entsprechen. Allerdings gilt hier ebenso wie bei den KKA, die derzeit noch nicht dem Stand der Technik entsprechen, dass die Anpassung an die bereits jetzt geltenden gesetzlichen Vorgaben, die generell eine Klärung aller Abwässer entsprechend dem Stand der Technik vorsehen, nicht Bestandteil der zu untersuchenden Maßnahmen ist, sondern bereits im Referenzzustand als gegeben angenommen wird.

Retentionsbodenfilter

Retentionsbodenfilter (RBF) stellen im Gegensatz zu RÜB und RKB nicht nur Zwischenspeicher für durch Regen verdünntes, überschüssiges Schmutzwasser bzw. verschmutztes Regenwasser dar, sondern sie erlauben die Versickerung dieses Wassers und tragen somit zu seiner Reinigung bei.⁶ Primär ist die versiegelte Fläche maßgebend für die Auslegung des Volumens, das mit $70 \text{ m}^3/\text{ha}$ (im Mischsystem) bzw. $80 \text{ m}^3/\text{ha}$ (im Trennsystem) angegeben ist (Born 1997). Da der Versickerung in RBF zwecks Erhaltung der Funktionsfähigkeit immer eine Vorreinigung in RÜB oder RKB vorangehen sollte, wird angenommen, dass RBF immer zusätzlich zu RÜB oder RKB gebaut werden, und zwar im Umfang vorhandener RÜB- und RKB-Kapazitäten, da letztere zur Vorreinigung für die RBF genutzt werden.⁷

Für den Bau gilt pro Kubikmeter Beckenvolumen folgender Kostenansatz:

$$K_{\text{inv}} = 234 \text{ €/m}^3 \text{ (Nutzungsdauer 25 Jahre, } i=3 \text{ \%)} \rightarrow 14 \text{ €/m}^3/\text{a} \text{ (Mittelwert aus ZWas 2000 und MUNLV 2003)}$$

$$K_{\text{Betr}} = 8 \text{ €/m}^3/\text{a} \text{ (Weyand \& Willems 1999)}$$

$$\rightarrow K_{\text{ges}} = 22 \text{ €/m}^3/\text{a} = 1650 \text{ €/ha/a} \text{ (=100 \%)}$$

-
- 6 Ein weiterer Ausbau von RÜB und RKB selbst wurde als mögliche Maßnahme nicht in Betracht gezogen, weil deren Ausbau entsprechend den vorgegebenen Standards (ATV 1997) bereits weitgehend erfolgt ist bzw. keine deutliche Verringerung der N- und P-Emissionen mit sich bringen würde.
- 7 Auch die Wasserdurchlässigkeit des Bodens spielt bei der Entscheidung über den Bau von RBF eine Rolle, jedoch nicht, wie im Fall der Flächenabkoppelung (s. Abschnitt 2.3.4), weil die Wasserdurchlässigkeit eine Voraussetzung für die Funktion der RBF wäre, sondern weil eine höhere Wasserdurchlässigkeit des Bodens eine stärkere Gefährdung des Grundwassers impliziert, wodurch die relativ hohen Kosten der Maßnahme besser gerechtfertigt sind. Entsprechend werden RBF auf gut durchlässigen Böden ($k_f > 2 \cdot 10^{-5} \text{ m/s}$) im vollen beschriebenen Umfang und bei weniger gut durchlässigen Böden mit gewissen Einschränkungen gebaut.

Bei Berücksichtigung einer schwachen Kostendegression ergeben sich die in Tabelle 5 angegebenen Kosten.

Tabelle 5: Gesamtkosten von RBF in Abhängigkeit von den Entwicklungsrahmen

Entwicklungsrahmen	<i>A1⁰</i>	<i>A1⁺</i>	<i>B2⁰</i>	<i>B2⁺</i>
Annuität (€/m ³ /a)	21,30	20,60	22,00	21,30

Die Wirkung der Einrichtung der RBF hinsichtlich verminderter Nährstoffemissionen beläuft sich nach Böhm et al. 2002 (für mittlere Verhältnisse) auf:

P_{ges} : 0,021 kg P/m³/a und N_{anorg} : 0,077 kg N/m³/a im Mischsystem und

P_{ges} : 0,011 kg P/m³/a und N_{anorg} : 0,054 kg N/m³/a im Trennsystem

Der Unterschied zwischen den Entwicklungsrahmen resultiert aus den Veränderungen hinsichtlich der versiegelten Fläche und der (schwachen) Kostendegression und ist insgesamt eher gering.

Flächenabkoppelung: Versickerung und Entsiegelung

Alternativ zu dem in den vorangegangenen Abschnitten bereits beschriebenen Einsatz von Regenentlastungsanlagen kann der Regen bereits am Ort des Aufkommens erfasst und versickert werden, so dass er der Misch- oder Regenwasserkanalisation gar nicht erst zugeführt wird. Dabei wird zwischen Entsiegelung bzw. Versickerung im Bestand und in Neubaugebieten unterschieden. Das Potenzial zur Abkoppelung versiegelter Flächen von der Kanalisation liegt in städtischen Gebieten bei 10 bis 30 Prozent (Londong 1999; Wolf & Milojevic 2000). In ländlichen Gebieten kann es bis auf 80 Prozent ansteigen (Leineweber/ Schmitt 2000). Im Modell wird die Einstellung eines Zielwertes für die Abkoppelung versiegelter Flächen von bis zu 20 Prozent im Bestand (d. h. im Jahre 2001 bereits versiegelte Fläche) und bis zu 100 Prozent in neu zu bebauenden Flächen (bis 2020 zusätzlich versiegelte Fläche) ermöglicht.

Die Wirkung der Maßnahme im Hinblick auf die Vermeidung von Nährstoffeinträgen in die Gewässer beträgt entsprechend dem flächenspezifischen Abtragspotenzial von undurchlässigen urbanen Flächen infolge Niederschlagsabfluss zunächst durchschnittlich 2,2 kg/ha/a P_{ges} und 15,9 kg/ha/a N_{ges} (Hahn et al. 2000). Diese Werte kommen bei der Abkoppelung von Flächen in Neubaugebieten zum Ansatz. Die Wirkung im Bestand kann dagegen je nach Umständen sogar noch höher sein. Die tatsächlichen spezifischen Wirkungen der Abkoppelung von Flächen durch Versickerung oder Entsiegelung sind nach Umständen differenziert in Tabelle 6 zusammengefasst.

Tabelle 6: Spezifische Wirkungen der Flächenabkoppelung in Misch- und Trennsystem unter verschiedenen günstigen Umständen (Quelle: Böhm et al. 2002)

Verhältnisse	Mischsystem			Trennsystem		
	günstig	mittlere	ungünstig	günstig	mittlere	ungünstig
P_{ges} (g/m ² /a)	0,61	0,40	0,20	0,22	0,16	0,10
N_{ges} (g/m ² /a)	2,97	2,08	1,18	1,60	1,30	1,00

Im Modell werden günstige, mittlere oder ungünstige Verhältnisse unterstellt, wenn der Versiegelungsgrad der urbanen Fläche vor Beginn der Maßnahme kleiner als 5, zwischen 5 und 10 bzw. größer als 10 Prozent ist. Misch- und Trennsystem werden entsprechend ihrem relativen Anteil in der jeweiligen Gemeinde berücksichtigt. Die gesamte Reduktion von P- und N-Emissionen ergibt sich aus der Summe der Wirkungen der Maßnahmen im Bestand und den Maßnahmen in Neubaugebieten (d. h. der Zunahme urbaner Versiegelungsflächen). Eine Abhängigkeit des Ergebnisses vom jeweils gewählten Szenario ergibt sich allein aufgrund der szenarienspezifischen Zunahme urbaner Flächen, d. h. in Neubaugebieten.

Für die Berechnung der Kosten der oben beschriebenen Maßnahmen wird von den von Böhm et al. (2002) angegebenen wirkungsspezifischen Kosten für Versickerung und Entsiegelung in Misch- und Trennsystem unter unterschiedlichen Bedingungen ausgegangen. Zwecks Vereinfachung wird angenommen, dass unter günstigen Umständen bei Maßnahmen im Bestand 90 Prozent der Reduktionen der Nährstoffemissionen durch Versickerung und 10 Prozent mittels Entsiegelung erzielt werden, unter mittleren und ungünstigen Verhältnissen werden die relativen Anteile zu 20 und 80 Prozent bzw. 40 und 60 Prozent angenommen. In Neubaugebieten wird keine Entsiegelung berücksichtigt, da der Einbau regendurchlässiger Bodenbeläge keine nennenswerten zusätzlichen Kosten verursacht, wenn er von vorne herein vorgesehen ist. Im Übrigen kommen beim Neubau die Kostensätze für das Trennsystem zum Ansatz, wobei für die Wirkung immer der günstige Fall angenommen wird.

Daraus ergibt sich hinsichtlich der spezifischen Nährstoffemissionsminderungskosten folgendes Bild (vgl. Tabelle 7).

Tabelle 7: Nährstoffemissionsminderungskosten für Maßnahmen der Flächenabkoppelung im Bestand und in Neubaugebieten unter verschiedenen Rahmenbedingungen (in Euro pro Gramm)

	Maßnahmen im Bestand						... in Neubaugebieten		
	Mischsystem			Trennsystem					
	günstig	mittlere	ungünstig	günstig	mittlere	ungünstig	günstig	mittlere	ungünstig
P _{ges}	-0,68	1,55	10,96	-1,86	3,88	21,78	-0,75	0,79	2,85
N _{ges}	-0,14	0,30	1,87	-0,26	0,47	2,16	-0,16	0,17	0,59

Zusätzlich ist zu berücksichtigen, dass die Wirksamkeit von Maßnahmen zur Versickerung und Entsiegelung vom Wasserdurchlässigkeitsbeiwert k_f des Bodens abhängt. So genügen bei einem gut wasserdurchlässigen Sandboden ($k_f > 2 \cdot 10^{-5}$ m/s) einfachere, kostengünstigere Installationen (z. B. einfache Mulden), um die gleiche Versickerungswirkung zu erzielen wie bei einem Ton- oder Lehmboden ($k_f < 2 \cdot 10^{-6}$ m/s) mit Hilfe von Rigolen oder Schächten. Außerdem müssen im ersten Fall kleinere Flächen entsiegelt werden als in letzterem. Nach Böhm et al. (2002) beläuft sich der Unterschied zwischen beiden Fällen auf einen Faktor von ungefähr 2.

Für die Berechnung der Kosten der Flächenabkoppelung innerhalb einer Gemeinde oder eines Teileinzugsgebietes wird nun nicht vom gleichen Grad der Abkoppelung in allen Gemeinden bzw. Teileinzugsgebieten ausgegangen. Vielmehr wird unterstellt, dass im Sinne der wirtschaftlichen Effizienz dort stärker abgekoppelt wird, wo dies relativ kostengünstig möglich ist, während unter ungünstigeren Bedingungen weniger Abkoppelung durchgeführt wird. Im Einzelnen wird unterstellt, dass die spezifischen Abkoppelungskosten (K_{spez}) im Bestand der urbanen Fläche mit steigendem Ausgangsversiegelungsgrad (VG) und Zielgrad der Abkoppelung (EG) überproportional zunehmen und darüber hinaus eine (umgekehrt) proportionale Abhängigkeit vom Wasserdurchlässigkeitsgrad (WG) und dem Anteil der Trennkanalisation (AT) aufweisen. Dementsprechend ergeben sich auf der Grundlage der oben aufgeführten Kostendaten folgende spezifischen Reduktionskosten für P (in €/g P):

$$K_{spez} = (0,5 + 0,65 \cdot AT) \cdot (1 - 0,5 \cdot WG) \cdot (8,5 \cdot e^{4,5 \cdot EG} - 9,9) \cdot e^{VG} \quad (1)$$

Für jede Gemeinde wird nun nach dem ökonomischen Grundsatz, dass Kosteneffizienz dann erreicht ist, wenn die Grenzkosten in allen Teilbereichen gleich groß sind, der Abkoppelungsgrad für einen gegebenen spezifischen Kostensatz ermittelt. Die erforderliche Gleichung lässt sich durch Umformung von Gleichung 1 berechnen.

$$EG_{Bes\ tan\ d} = 0,222 \cdot \ln \left(\frac{K_{spez}}{8,5 \cdot (0,5 + 0,65 \cdot AT) \cdot (1 - 0,5 \cdot WG) \cdot e^{VG}} + 1,165 \right) \quad (2)$$

In vergleichbarer Weise werden die spezifischen Kosten und der resultierende Abkoppelungsgrad (vgl. Gleichung 3) für bis zum Zieljahr (2020) zusätzlich erschlossene urbane Flächen ermittelt, wobei hier der Ausgangsgrad der Versiegelung und die Art der Kanalisation keine Rolle spielt.

$$EG_{Neubau} = 1,818 \cdot \ln(0,33 \cdot K_{spez} + 0,5 \cdot WG + 0,73) \quad (3)$$

Zur Berechnung von Wirkung und Kosten eines bestimmten (angestrebten) Abkoppelungsgrades werden schließlich die spezifischen Kosten iterativ angepasst. Ganz zum Schluss sind auf diese Zahlen noch die szenarienabhängigen Kostendegressionsfaktoren anzuwenden, wie sie in folgender Tabelle 8 dargestellt sind.

Tabelle 8: Entwicklungsrahmenabhängige Kostendegression von Maßnahmen zur Flächenabkoppelung

Entwicklungsrahmen	A1⁰	A1⁺	B2⁰	B2⁺
Kostendegression (%)	5	10	0	5

3 Ergebnisse

3.1 Nährstoffemissionen – Referenzzustand und Reduktionspotenzial

Kommunale Kläranlagen

Verglichen mit jeweils knapp 400 und 230 Tonnen pro Jahr im Falle der Retentionsbodenfilter bzw. Flächenabkoppelung und, je nach Entwicklungsrahmen, mehr als 400 Tonnen pro Jahr im Falle der KKA weisen die kommunalen Kläranlagen mit mehr als 1000 Tonnen pro Jahr im Referenzzustand, d. h. wenn keine zusätzlichen Maßnahmen ergriffen werden, mit Abstand die höchsten Phosphatmissionen in die Gewässer des Elbegebietes auf (vgl. Tabelle 9). Verglichen mit diesen Referenzwerten hängt die mögliche Reduktion von Emissionen stark von den jeweils ergriffenen Maßnahmen ab.

Durch Einführung der Flockungsfiltration zusätzlich zur heute bereits durchgeführten Simultanfällung lässt sich bei Kläranlagen der Größenklasse 5 (> 100.000 EW) mit einer Höchstkonzentration von $0,5 \text{ g/m}^3$ eine Reduktion der P-Emissionen um knapp 8 Prozent herbeiführen. Die Durchführung der gleichen Maßnahme bei Kläranlagen der Größenklasse 4 (>10.000 bis 100.000 EW) entfaltet mit knapp 15 Prozent Emissionsreduktion sogar noch eine deutlich höhere Wirkung, weil an diese Kläranlagen bisher niedrigere Anforderungen gestellt werden (2 g/m^3 anstelle von 1 g/m^3) als an diejenigen der Größenklasse 5. In Fortsetzung dieser Logik überrascht es wenig, dass sich bei Kläranlagen der Größenklassen 1 bis 3 (< 10.000 EW) mit rund 28 Prozent eine noch größere Wirkung erzielen lässt, da hier bislang kein Grenzwert eingehalten werden muss. Allen soweit beschriebenen Maßnahmen ist gemein, dass die Wirkung – die Reduktion der P-Emissionen um insgesamt 50 Prozent – jeweils mit vergleichsweise geringem Verfahrensaufwand erzielt werden kann, wodurch die spezifischen Kosten mit maximal 150.000 Euro pro Tonne vermiedener P-Emissionen vergleichsweise niedrig sind. Demgegenüber sind weitergehende Verfahren, wie die für Kläranlagen der Größenklasse 5 vorgeschlagene Filtration gefällten Phosphates mittels Membran deutlich aufwändiger. Zwar lässt sich ausgehend vom Referenzwert eine weitere Reduktion um mehr als 25 Prozent erzielen, die spezifischen Kosten dafür sind aber mindestens fünfmal so hoch wie die Kosten der einfacheren Verfahren.

Tabelle 9: Wirkung und Kosten verschiedener Maßnahmen zur Reduktion der Nährstoffeinträge ins Elbegebiet

Infrastruktur- element ^a	Nähr- stoff	Maßnahme ^b	Wirkung	Einheit	<i>Entwicklungsrahmen</i>			
					<i>A1⁰</i>	<i>A1⁺</i>	<i>B2⁰</i>	<i>B2⁺</i>
ZKA	P	--	Referenz	t/a	1.062	1.059	1.101	1.099
ZKA	P	0,5 (GK=5)	Reduktion	t/a	81	82	86	85
ZKA	P	0,5 (GK=5)	Kosten	Euro/a	11.212.519	10.064.087	12.509.097	11.239.288
ZKA	P	0,5 (GK=5)	spez. Kosten	Euro/t	138.104	122.662	146.231	131.608
ZKA	P	0,1 (GK=5)	Reduktion	t/a	268	270	282	281
ZKA	P	0,1 (GK=5)	Kosten	Euro/a	217.521.185	180.520.578	256.401.207	217.945.535
ZKA	P	0,1 (GK=5)	spez. Kosten	Euro/t	813.146	694.197	910.551	774.906
ZKA	P	1,0 (GK=4)	Reduktion	t/a	59	58	60	60
ZKA	P	1,0 (GK=4)	Kosten	Euro/a	8.083.653	7.141.542	8.793.215	7.908.432
ZKA	P	1,0 (GK=4)	spez. Kosten	Euro/t	138.104	122.662	146.231	131.608
ZKA	P	0,5 (GK=4)	Reduktion	t/a	155	154	155	159
ZKA	P	0,5 (GK=4)	Kosten	Euro/a	21.445.893	18.927.498	23.323.574	20.987.448
ZKA	P	0,5 (GK=4)	spez. Kosten	Euro/t	138.104	122.662	150.000	131.608
ZKA	P	1,0 (GK<4)	Reduktion	t/a	301	298	310	309
ZKA	P	1,0 (GK<4)	Kosten	Euro/a	17.913.886	15.791.849	19.536.981	17.539.902
ZKA	P	1,0 (GK<4)	spez. Kosten	Euro/t	59.597	52.974	63.065	56.786
ZKA	N	--	Referenz	t/a	12.549	12.556	12.709	12.701
ZKA	N	8 (GK=5)	Reduktion	t/a	2.215	2.224	2.256	2.255
ZKA	N	8 (GK=5)	Kosten	Euro/a	12.638.621	12.001.327	13.284.303	12.616.101
ZKA	N	8 (GK=5)	spez. Kosten	Euro/t	5.707	5.397	5.888	5.594
ZKA	N	10 (GK=4)	Reduktion	t/a	474	470	472	471
ZKA	N	10 (GK=4)	Kosten	Euro/a	9.809.817	9.258.342	10.192.362	9.677.766
ZKA	N	10 (GK=4)	spez. Kosten	Euro/t	20.716	19.711	21.606	20.541
ZKA	N	40 (GK<4)	Reduktion	t/a	468	464	468	467
ZKA	N	40 (GK<4)	Kosten	Euro/a	18.392.594	17.348.409	19.137.075	18.163.064
ZKA	N	40 (GK<4)	spez. Kosten	Euro/t	39.339	37.364	40.899	38.873
ZKA	N	20 (GK<4)	Reduktion	t/a	1.119	1.111	1.120	1.118
ZKA	N	20 (GK<4)	Kosten	Euro/a	42.825.736	40.383.227	44.555.792	42.285.224
ZKA	N	20 (GK<4)	spez. Kosten	Euro/t	38.267	36.360	39.779	37.818
KKA	P	--	Referenz	t/a	409	406	210	210
KKA	P	PE	Reduktion	t/a	245	244	126	126
KKA	P	PE	Kosten	Euro/a	22.979.619	20.699.608	12.886.407	12.342.812
KKA	P	PE	spez. Kosten	Euro/t	93.607	84.982	102.232	97.920
KKA	P	PE+MBR	Reduktion	t/a	368	365	189	189
KKA	P	PE+MBR	Kosten	Euro/a	124.902.583	105.360.544	74.264.716	69.388.346
KKA	P	PE+MBR	spez. Kosten	Euro/t	339.193	288.372	392.779	366.988
KKA	N	--	Referenz	t/a	3.750	3.722	1.926	1.926
KKA	N	N	Reduktion	t/a	1.750	1.733	899	899
KKA	N	N	Kosten	Euro/a	13.548.558	11.109.570	8.745.490	8.058.002
KKA	N	N	spez. Kosten	Euro/t	7.778	6.409	9.731	8.966
KKA	N	DN	Reduktion	t/a	3.235	3.225	1.669	1.669
KKA	N	DN	Kosten	Euro/a	36.977.299	27.762.001	24.285.921	21.871.718
KKA	N	DN	spez. Kosten	Euro/t	11.430	8.624	14.551	13.105

Infrastruktur- element ^a	Nähr- stoff	Maßnahme ^b	Wirkung	Einheit	Entwicklungsrahmen			
					A1 ⁰	A1 ⁺	B2 ⁰	B2 ⁺
RBF	P	--	Referenz	t/a	391	382	387	378
RBF	P	100 %	Reduktion	t/a	144	141	143	140
RBF	N	--	Referenz	t/a	2.668	2.610	2.641	2.584
RBF	N	100 %	Reduktion	t/a	578	565	572	560
RBF	P+N	100 %	Kosten	Euro/a	179.513.573	166.374.668	187.243.711	173.993.091
RBF	P	100 %	spez. Kosten	Euro/t	1.246.429	1.180.043	1.312.927	1.246.278
RBF	N	100 %	spez. Kosten	Euro/t	310.706	294.241	327.187	310.684
FAK	P	--	Referenz	t/a	233	226	230	224
FAK	P	5 %/50 %	Reduktion	t/a	31	25	28	23
FAK	N	--	Referenz	t/a	2.019	1.961	1.993	1.939
FAK	N	5 %/50 %	Reduktion	t/a	226	185	206	171
FAK	P+N	5 %/50 %	Kosten	Euro/a	21.626.336	15.414.873	19.472.373	14.395.045
FAK	P	5 %/50 %	spez. Kosten	Euro/t	702.992	615.171	696.055	622.612
FAK	N	5 %/50 %	spez. Kosten	Euro/t	95.648	83.503	94.605	84.421
FAK	P	--	Referenz	t/a	233	226	230	224
FAK	P	10 %/90 %	Reduktion	t/a	59	48	54	45
FAK	N	--	Referenz	t/a	2.019	1.961	1.993	1.939
FAK	N	10 %/90 %	Reduktion	t/a	430	355	394	330
FAK	P+N	10 %/90 %	Kosten	Euro/a	131.591.392	105.296.224	126.747.215	103.485.168
FAK	P	10 %/90 %	spez. Kosten	Euro/t	2.241.806	2.174.645	2.357.623	2.304.999
FAK	N	10 %/90 %	spez. Kosten	Euro/t	305.844	296.213	321.409	313.728
FAK	P	--	Referenz	t/a	233	226	230	224
FAK	P	20 %/100 %	Reduktion	t/a	92	81	87	77
FAK	N	--	Referenz	t/a	2.019	1.961	1.993	1.939
FAK	N	20 %/100 %	Reduktion	t/a	678	594	638	566
FAK	P+N	20 %/100 %	Kosten	Euro/a	594.133.846	531.945.965	609.365.528	550.876.463
FAK	P	20 %/100 %	spez. Kosten	Euro/t	6.436.852	6.588.321	7.019.932	7.160.868
FAK	N	20 %/100 %	spez. Kosten	Euro/t	876.519	895.998	955.311	973.297

^a Ansatzpunkte für Maßnahmen: ZKA = kommunale (zentrale) Kläranlagen, KKA = Kleinkläranlagen, RBF = Retentionsbodenfilter, FAK = Flächenabkoppelung

^b Maßnahmen: ZKA: Grenzwert in g/m³ bei gegebener Größenklasse; KKA: PE = P-Elimination, MBR = Membranbioreaktor, N = Nitrifikation, DN = Denitrifikation; RBF: Anteil des Maximalausbaus; FAK: Anteil vom maximalen Potenzial in Bestand/Neubaugebieten

Bei den Stickstoffemissionen der kommunalen Kläranlagen ist mit mehr als 12.000 Jahrestonnen der mengenmäßige Abstand vor den alternativen Eintrittspfaden mit jeweils weniger als 4000 Tonnen sogar noch deutlicher als bei den Phosphatemissionen.

Von diesen Emissionen lassen sich durch die flächendeckende Einführung der Denitrifikation insgesamt etwa 30 Prozent vermeiden. Mehr als 58 Prozent davon werden durch Kläranlagen der Größenklasse 5 erbracht, sofern für sie der Grenzwert der (anorganischen) Stickstoffemissionen von gegenwärtig 13 auf 8 g/m³ reduziert wird. Gut 12 Prozent gehen auf das Konto von Kläranlagen der Größenklasse 4 bei Senkung des Grenzwertes von gegenwärtig 18 auf 10 g/m³, und 29 Prozent der Emissionsminderung werden auf Seiten der Kläranlagen mit 10.000 und weniger EW erzielt. Hinsichtlich der spezifischen Kosten der (weitergehenden) Denitrifikation kommt deutlich die starke Kostendegression bei den erforderlichen Erweiterungsbauten zum Tragen. Folgerichtig ist die Reduktion der N-Emissionen bei den größten Kläranlagen mit weniger als 6000 Euro pro Tonne am günstigsten und wird mit abnehmender Kläranlagengröße deutlich teurer (bis zu 40.000 Euro pro Tonne).

Kleinkläranlagen

Da die Auswirkung der Entwicklungsrahmen auf die Emissionsreduktionspotenziale von kommunalen Kläranlagen für Phosphat bzw. Stickstoff in erster Linie auf Unterschieden in der Bevölkerungsentwicklung beruht, unterscheidet sich das jeweils größte vom jeweils kleinsten Potenzial in diesem Fall um nicht mehr als drei Prozent. Dieser Zusammenhang ändert sich im Falle der KKA deutlich, da die Anzahl betriebener KKA nicht in erster Linie von der Bevölkerungszahl abhängt, sondern von der Siedlungsstruktur und, vor allem, dem politischen Willen zum Erhalt und Ausbau der dezentralen Abwasserinfrastruktur. Annahmegemäß sinkt die Anzahl der KKA im Entwicklungsrahmen **B2** (Differenzierung) deutlich, wogegen sie im Entwicklungsrahmen **A1** (Globalisierung) erheblich ansteigt. Folglich unterscheiden sich die Emissionen wie auch die Emissionsreduktionspotenziale in beiden Entwicklungsrahmen unabhängig vom Grad der Umweltorientierung um fast den Faktor 2 (vgl. Tabelle 9). Obwohl auch im Entwicklungsrahmen **A1** die Referenzmenge emittierten Phosphats entsprechend der geringeren Zahl angeschlossener Haushalte erheblich kleiner ist als die Referenzmenge der kommunalen Kläranlagen, bewirkt der (im Vergleich zum mit deutlich höheren P-Emissionen verbundenen Ausgangszustand) höhere Wirkungsgrad der Phosphatelimination in KKA, dass das Gesamtreduktionspotenzial nur wenig kleiner und bei zusätzlichem Einsatz der Membranfiltration in Membranbioreaktoren (MBR) sogar größer ist als das der kommunalen Kläranlagen der Größenklassen 1 bis 3. Vergleichbares gilt für die Reduktion der Stickstoffemissionen mittels Nitrifikation, wogegen der Einsatz der Denitrifikation das Reduktionspotenzial nochmals um etwa 85 Prozent steigert.

An dieser Stelle sei nochmals darauf hingewiesen, dass die genannten (in Tabelle 9 aufgeführten) Reduktionspotenziale sich auf den Referenzzustand beziehen, in dem

alle KKA den derzeitigen, gesetzlich festgelegten Stand der Technik bereits erfüllen. Tatsächlich ist im Elbegebiet, vor allem in Thüringen, eine große Zahl von Haushalten an KKA angeschlossen, die nicht (mehr) dem Stand der Technik entsprechen. Eine Aufrüstung dieser Anlagen hat zusätzlich zu den zuvor betrachteten Maßnahmen ein Emissionsminderungspotenzial von 165 Tonnen P_{anorg} und 502 Tonnen N_{ges} pro Jahr, was bis zu zwei Drittel der Wirkung der Phosphateliminierung und bis zu einem Drittel der Wirkung der Nitrifikation entspricht (vgl. Tabelle 10). Zusätzlich könnte durch den Ersatz noch vorhandener abflussloser Gruben durch dem Stand der Technik entsprechende KKA die aus dieser Quelle stammenden Phosphat- und Stickstoffemissionen von 289 auf 181 bzw. von 1988 auf 1656 Tonnen pro Jahr reduziert werden. Schließlich müssen zu diesen Reduktionspotenzialen in Höhe von 108 bzw. 332 Tonnen pro Jahr weitere 113 (= 338 – 225) bzw. 276 (= 2340 – 2064) Tonnen pro Jahr addiert werden, die auf den Ersatz oder die Aufrüstung vorhandener dezentraler Abwasserbehandlungsanlagen durch dem Stand der Technik entsprechende KKA in all den Fällen zurückzuführen ist, in denen Abwasser in eine Kanalisation ohne ZKA eingeleitet wird.

Regenwasserbewirtschaftung

Sowohl die Errichtung von RBF als auch die FAK durch Entsiegelung und Versickerung sind Maßnahmen der Bewirtschaftung von Regenwasser, die an verschiedenen Stellen der Abwasserinfrastruktur ansetzen. Die FAK vermeidet regenwasserbedingte Nährstoffbelastungen von vorneherein am Ort der Entstehung, wogegen RBF im Sinne einer End-of-pipe-Lösung niederschlagsbedingte Nährstoffemissionen reduzieren. Beide Maßnahmen können bezogen auf einen gegebenen Nährstoffstrom im Trennsystem also sinnvollerweise nur alternativ angewendet werden, wogegen sie im Mischsystem komplementären Charakter haben.

Ein Vergleich der absoluten Wirkungen beider Maßnahmen (in Tabelle 9) zeigt, dass die P-Emissionen durch weitestgehende Einrichtung von RBF um etwa die Hälfte stärker gesenkt werden können als durch die Abkoppelung von 20 Prozent der Siedlungsfläche im Bestand und 100 Prozent der neu bebauten Fläche. Bei den N-Emissionen liegt das mittels RBF erreichbare Reduktionsniveau im Durchschnitt etwa 10 Prozent unter dem der Abkoppelung von 20 bzw. 100 Prozent der Siedlungsfläche in Bestand bzw. Neubaugebieten. Für beide Ansätze der Regenwasserbewirtschaftung entspricht das erreichbare Reduktionsniveau der P-Emissionen somit etwa 18 bzw. 12 Prozent der mit kommunalen Kläranlagen maximal erreichbaren Reduktionen. Im Fall der N-Emissionen ist die mit Hilfe FAK maximal erreichbare Emissionsreduktion etwa 10 Prozent höher als die mittels RBF erzielbare und entspricht dabei in etwa jeweils einem Sechstel der bei kommunalen Kläranlagen maximal erreichbaren Reduktion.

Tabelle 10: Vergleich der über das deutsche Elbegebiet aggregierten Nährstoffeinleitungen sowie möglicher Reduktionspotenziale und daraus resultierender Kosten für verschiedene Bereiche der Abwasserinfrastruktur in unterschiedlichen Szenarien

Szenarien ^a	2004	2020 / A1 ⁰			2020 / A1 ⁺			2020 / B2 ⁰			2020 / B2 ⁺		
	Status quo (t/a)	Referenz (t/a)	Reduktion (t/a)	Spez. Kosten (€/kg)	Referenz (t/a)	Reduktion (t/a)	Spez. Kosten (€/kg)	Referenz (t/a)	Reduktion (t/a)	Spez. Kosten (€/kg)	Referenz (t/a)	Reduktion (t/a)	Spez. Kosten (€/kg)
Phosphat													
ZKA	1158	1062	356	68,33	1059	722	298,05	1101	369	72,69	1099	750	342,15
KKA	481 (316) ^b	409	245	93,61	406	365	288,37	210	126	102,23	210	189	366,99
RBF	370	391	72	311,61 ^c	382	141	590,02 ^c	387	71	328,23 ^c	378	140	623,14 ^c
FAK	220	233	31	357,83 ^c	226	48	1079,80 ^c	230	29	371,44 ^c	224	45	1149,81 ^c
<i>Summe</i>	<i>2229</i>	<i>2094</i>	<i>704</i>	<i>114,76</i>	<i>2074</i>	<i>1277</i>	<i>356,54</i>	<i>1927</i>	<i>594</i>	<i>124,22</i>	<i>1911</i>	<i>1123</i>	<i>414,00</i>
Stickstoff													
ZKA	16188	12549	1374	20,56	12556	3804	16,21	12709	1386	21,23	12701	3845	16,80
KKA	3403 (2901) ^b	3750	1750	7,78	3722	3225	8,62	1926	899	9,73	1926	1669	13,11
RBF	2525	2668	289	77,68 ^c	2610	565	147,12 ^c	2641	286	81,80 ^c	2584	560	155,34 ^c
FAK	1905	2019	228	48,69 ^c	1961	354	147,08 ^c	1993	213	50,50 ^c	1939	329	156,49 ^c
<i>Summe</i>	<i>24021</i>	<i>20986</i>	<i>3641</i>	<i>20,71</i>	<i>20848</i>	<i>7948</i>	<i>28,22</i>	<i>19269</i>	<i>2784</i>	<i>25,98</i>	<i>19151</i>	<i>6403</i>	<i>35,17</i>

Anmerkungen:

^a Beachten Sie, dass sich die Reduktions- und Kostenzahlen auf verschiedene Entwicklungsrahmen *und* unterschiedlich stringente Handlungsoptionen/-strategien beziehen.

Handlungsstrategie in Szenarien **A1**⁰ und **B2**⁰: P_{ges}-Grenzwerte von 0,5, 1,0 und 2,0 g/m³ und N_{anorg}-Grenzwerte von 11, 14 und 40 g/m³ für kommunale ZKA der Größenklassen 5, 4 bzw. 1 bis 3; KKA: Reinigungsklassen N und +P; RBF: Realisierungsgrad 50 %; FAK: Umsetzung 5 % im Bestand, 50 % in Neubaugebieten.

Handlungsstrategie in Szenarien **A1**⁺ und **B2**⁺: P_{ges}-Grenzwerte von 0,1, 0,5 und 1,0 g/m³ und N_{anorg}-Grenzwerte von 8, 10 und 20 g/m³ für kommunale ZKA der Größenklassen 5, 4 bzw. 1 bis 3; KKA: Reinigungsklassen N/D und +P/+H; RBF: Umsetzungsgrad 100 %; FAK: Umsetzung 10 % im Bestand, 90 % in Neubaugebieten.

^b Nährstoffemissionen von KKA in ihrem tatsächlichen, aktuellen Zustand (bzw. wenn sie dem Stand der Technik entsprächen).

^c Spezifische Kosten für RBF und FAK entsprechend einer Kostenteilung für P- und N-Reduktion im Verhältnis 50:50.

Bei gleichem (maximal) erreichbarem Reduktionsvolumen ist die Vermeidung von P-Emissionen mittels FAK mehr als viermal so teuer wie die mittels RBF, aber schon der RBF liegt hinsichtlich der spezifischen Kosten um mehr als einen Faktor 8 über der Flockungsfiltration in Großkläranlagen und immer noch 50 Prozent über der Membranfiltration.

3.2 Einfluss der Entwicklungsrahmen

Beim Vergleich der Wirkung verschiedener Maßnahmen in unterschiedlichen Entwicklungsrahmen in Tabelle 9 wurde zunächst zwecks besserer Vergleichbarkeit angenommen, dass jeweils von Art und Umfang her gleiche Maßnahmen ergriffen werden. Die Wirkung der Maßnahmen unterschied sich folglich bei kommunalen Kläranlagen und RBF nur aufgrund der Unterschiede der Bevölkerungsstruktur, bei der FAK zusätzlich entsprechend den Unterschieden der Siedlungsstruktur. Der Unterschied zwischen den Entwicklungsrahmen mit der höchsten und geringsten Wirkung betrug damit im ersten Fall maximal 3 Prozent, in letzterem bis zu 26 Prozent, in beiden Fällen aber weniger als die 50 Prozent Unterschied bei den KKA (siehe Abschnitt 3.1.2). Maßnahmen an kommunalen Kläranlagen waren dabei in den Entwicklungsrahmen **A1** wirkungsvoller als in **B2**, wogegen die Umweltorientierung nur eine untergeordnete (negative) Rolle spielte. Bei den Maßnahmen der Regenwasserbewirtschaftung erwiesen sich dagegen vor allem die Entwicklungsrahmen *ohne* Umweltorientierung als wirkungsvoller als diejenigen mit Umweltorientierung; die Überlegenheit von **A1** wirkte sich hier nur in zweiter Linie aus. Dass die Wirkung von Maßnahmen zur Reduktion von Emissionen letztlich in beiden Fällen in Entwicklungsrahmen *ohne* Umweltorientierung größer ist als in solchen mit Umweltorientierung, mag auf den ersten Blick widersprüchlich erscheinen, ist aber leicht dadurch erklärbar, dass die bisher diskutierten Maßnahmen *in allen Entwicklungsrahmen jeweils die gleichen* waren. Die Unterschiede ergaben sich alleine aufgrund der Rahmenbedingungen, z. B. eines stärkeren Wirtschafts- und Bevölkerungswachstums in **A1⁰**, woraus i. d. R. ein höherer Referenzwert und, bei gegebener Reinigungswirkung, damit auch ein höherer Reduktionswert resultiert.

Um den (scheinbaren) Widerspruch niedrigerer Reinigungswirkung bei stärkerer Umweltorientierung und stärkerer Reinigungswirkung bei geringerer Umweltorientierung aufzulösen, werden daher im Folgenden auch die Maßnahmen entsprechend der die jeweiligen Entwicklungsrahmen charakterisierenden Stärke der Umweltorientierung differenziert. Dabei wird die Annahme getroffen, dass die Maßnahmen mit der jeweils stärksten Reduktionswirkung für Nährstoffemissionen nur in Entwicklungsrahmen *mit* verstärkter Umweltorientierung zur Anwendung gelangen. In den Entwicklungsrahmen

ohne verstärkte Umweltorientierung wird dagegen bei ZKA der Größenklasse 5 und bei KKA auf den Einsatz der Membranfiltration verzichtet, im Bereich kleinerer ZKA und KKA wird nur Nitrifikation anstelle der anspruchsvolleren Denitrifikation eingesetzt und ansonsten gelangen Grenzwerte zum Ansatz, die etwa in der Mitte zwischen den aktuellen (Referenz-) und den strengsten Grenzwerten liegen. Bei den RBF wird also von einem Umsetzungsgrad von 50 Prozent ausgegangen. Wegen der sehr hohen Kosten einer sehr weitgehenden FAK wird hier in den Entwicklungsrahmen *mit* verstärkter Umweltorientierung von einem Umsetzungsgrad von nur 10 bzw. 90 Prozent (im Bestand bzw. Neubau) ausgegangen, wogegen in den Entwicklungsrahmen *ohne* verstärkte Umweltorientierung 5 bzw. 50 Prozent angesetzt werden. Nach dieser Integration konsistenter Handlungsoptionen (d. h. einer Handlungsstrategie) in die jeweiligen Entwicklungsrahmen ist es gerechtfertigt, von Szenarien statt von Entwicklungsrahmen zu reden. Die szenarienspezifischen Maximaleffekte der Reduktion von Nährstoffemissionen sind in Tabelle 10 zusammengefasst.

Es zeigt sich, dass in den Szenarien mit verstärkter Umweltorientierung verglichen mit der Referenz insgesamt bis zu 60 Prozent und damit etwa das Doppelte an Phosphatmissionen vermieden werden kann wie in den Szenarien ohne verstärkte Umweltorientierung (bis zu 33 Prozent). Allerdings geht dieser Vorteil mit mehr als dreimal so hohen spezifischen Kosten einher, wobei das Niveau der spezifischen Kosten in den Szenarien **A1⁰** und **A1⁺** 9 bzw. 17 Prozent niedriger ist als in den Szenarien **B2⁰** bzw. **B2⁺**. In allen Fällen leisten die ZKA mit 51 bis 66 Prozent den größten Anteil am jeweiligen Reduktionspotenzial für Phosphat, wogegen die Maßnahmen zu RBF und FAK in ihrer Wirkung generell unter einem Anteil von 12 bzw. 5 Prozent bleiben; der Rest (19 bis 34 Prozent) ist den KKA zuzuschreiben.

Auch bei den Stickstoffemissionen sind die Reduktionspotenziale in den Szenarien mit verstärkter Umweltorientierung am größten, wenngleich die Reduktionen (mit bis zu 38 Prozent) sowohl im Vergleich mit den Referenzmengen als auch im Vergleich zu den Reduktionspotenzialen in den Szenarien **A1⁰** und **B2⁰** (16 bzw. 13 Prozent) bescheidener ausfallen als beim Phosphat. Dementsprechend sind die durchschnittlichen spezifischen Kosten in den Szenarien mit verstärkter Umweltorientierung auch nur um jeweils etwa 65 Prozent höher als in den weniger umweltorientierten Szenarien. Die ZKA leisten zwar auch bei den Stickstoffemissionen im Durchschnitt den größten Beitrag zu Reduktion, der Vorsprung gegenüber den KKA ist aber geringer und in einem Fall (**A1⁰**) ist der Beitrag der KKA mit 52 Prozent sogar größer als der der ZKA. Der Beitrag der RBF liegt in allen Szenarien zwischen 7 und 11 Prozent, der der FAK zwischen 4,5 und 8 Prozent. Die spezifischen Kosten beider Maßnahmen sind in den Szenarien mit verstärkter Umweltorientierung etwa gleich hoch; in den anderen Szenarien ist die FAK wegen der mit dem Umsetzungsgrad stärker sinkenden Kosten etwas günstiger.

Insgesamt ergeben sich für das Jahr 2020 Ausgangs- bzw. Referenzwerte hinsichtlich der Phosphatmissionen der in Abbildung 10 betrachteten Infrastrukturelemente, die je nach Entwicklungsrahmen zwischen rund 1900 und 2100 Tonnen pro Jahr variieren. Werden zusätzlich die Emissionsquellen Kanal ohne ZKA und abflusslose Gruben sowie die KKA mit einbezogen, die derzeit noch nicht dem Stand der Technik entsprechen (d. h. der Unterschied zwischen Status quo und Referenzzustand), so steigen die im deutschen Elbegebiet tatsächlich emittierten Phosphatmengen für 2004 auf bis zu 2850 Tonnen pro Jahr. Für die Stickstoffmissionen stehen im Vergleich dazu Referenzwerten von rund 19000 bis 21000 Tonnen pro Jahr eine tatsächliche Jahresmenge für 2004 von bis zu 28350 Tonnen gegenüber. Wird auch die Betrachtung der Reduktionspotenziale nicht auf den Referenzzustand im Jahr 2020, sondern auf den tatsächlichen Emissionen im Jahr 2004 bezogen, so sind auch hier die berechneten Werte deutlich größer als die in Tabelle 10 angeführten. Im Falle weitestgehender Maßnahmen im Szenario **A1⁺** betragen die gesamten Reduktionspotenziale für Nährstoffeinträge in das deutsche Elbegebiet nun 1740 Tonnen Phosphat und 10170 Tonnen Gesamtstickstoff pro Jahr

3.3 Regionale Unterschiede

Die regionalen Unterschiede der P- und N-Emissionen im Referenzzustand sowie der jeweiligen maximalen Reduktionspotenziale in den betrachteten Maßnahmenkategorien ist für das Szenario **A1⁺** in den Abbildungen 2 bzw. 3 dargestellt. Das Szenario **A1⁺** wurde deshalb ausgewählt, weil hier die Reduktionspotenziale allgemein, vor allem aber auch im Zusammenhang mit den KKA, am deutlichsten zutage treten. Davon abgesehen sind die relativen Unterschiede zwischen den TEZG in den verschiedenen Szenarien gering, so dass (abgesehen von den KKA) von einer Differenzierung verschiedener Szenarien in diesem Abschnitt abgesehen werden kann.

Kommunale Kläranlagen

Der größere Anteil dunkler gefärbter Flächen bei der Darstellung der P- und N-Emissionen kommunaler Kläranlagen (Abb. 2 und 3, jeweils linke, obere Karte) bestätigt unmittelbar die Erkenntnis aus Tabelle 5, dass die aggregierte Referenzmenge der jeweiligen Emissionen aus kommunalen Kläranlagen größer ist als bei allen anderen untersuchten Emissionsquellen. Dabei lässt sich auf den ersten Blick ein Thüringen, Sachsen und den südlichen Teil Sachsen-Anhalts umfassendes Gebiet mit deutlich höheren Emissionen vom Rest des deutschen Elbegebietes unterscheiden. Ein Großteil der TEZG mit besonders hohen Emissionen ist dabei dadurch gekennzeichnet, dass größere Ansiedlungen bzw. Städte in ihrem Bereich oder in unmittelbarer Nähe

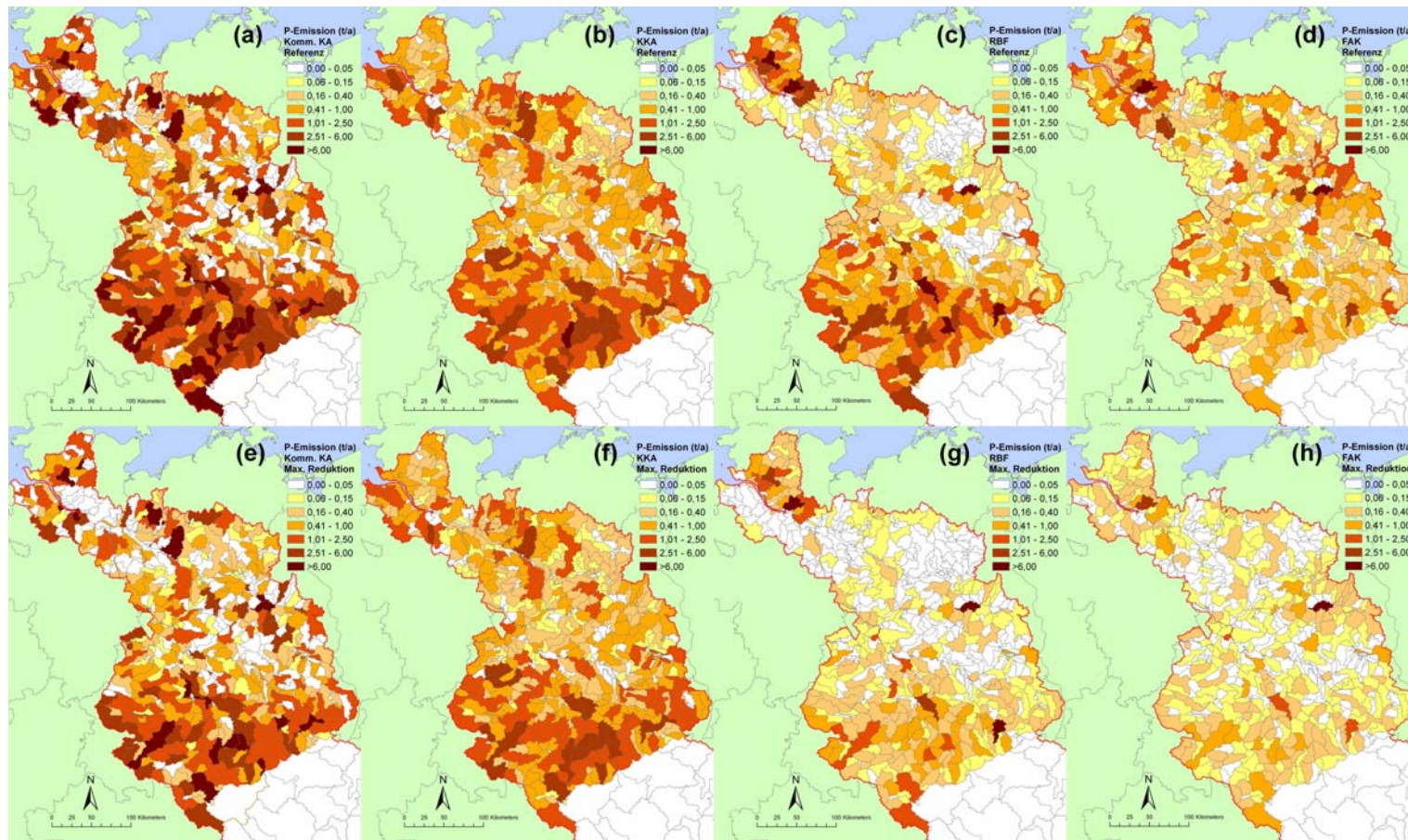


Abbildung 2: Regionale Verteilung der P-Emissionen im Referenzzustand (a bis d) und ihres maximalen Reduktionspotenzials (e bis h) im Elbegebiet aufgrund weitestgehender, emissionsmindernder Maßnahmen bei den Infrastrukturkomponenten kommunale Kläranlagen (a und e), Kleinkläranlagen (b und f), Retentionsbodenfilter (c und g) und Flächenabkoppelung (d und h) im Szenario **A1⁺**.

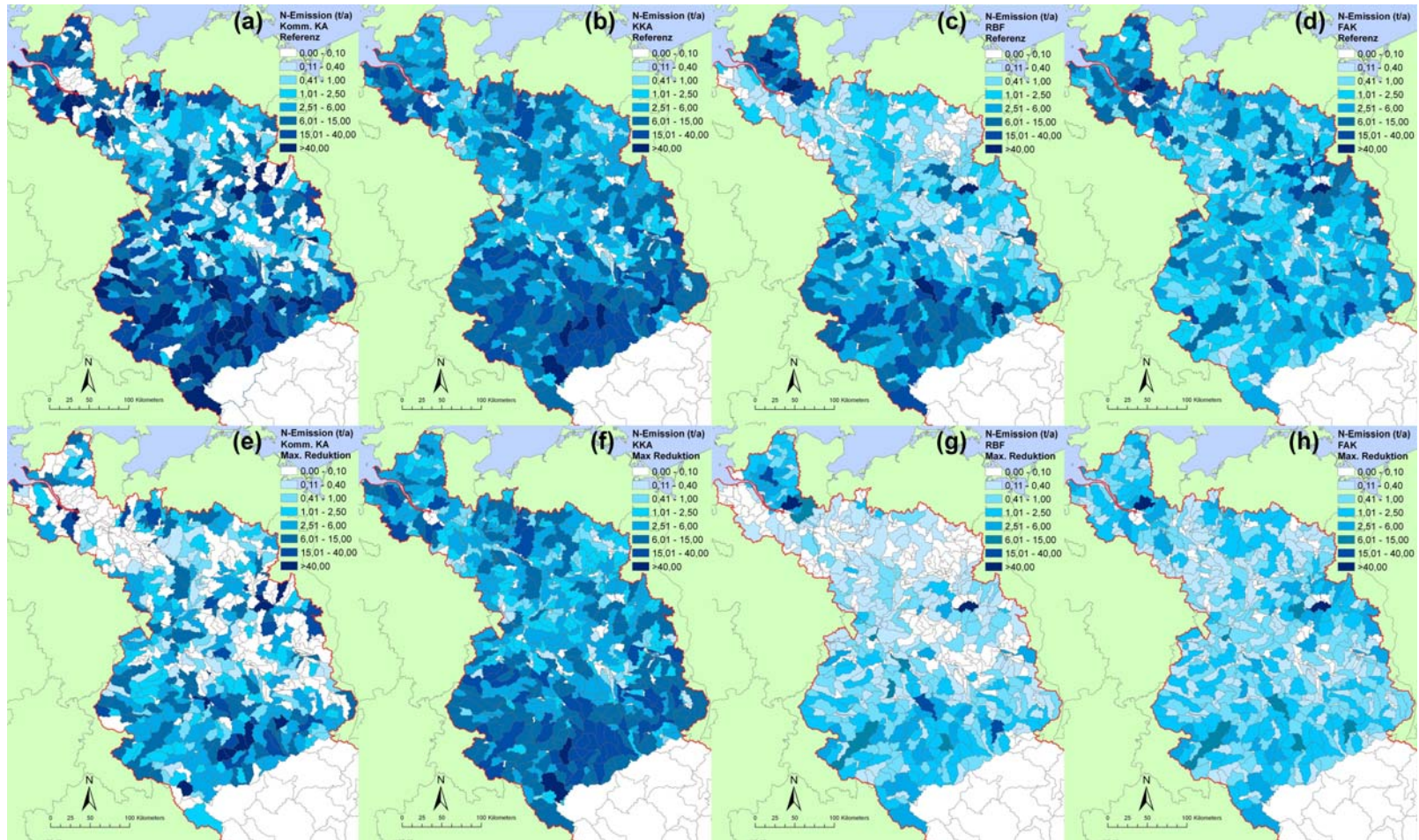


Abbildung 3: Regionale Verteilung der N-Emissionen im Referenzzustand (a bis d) und ihres maximalen Reduktionspotenzials (untere Reihe) im Elbegebiet aufgrund weitestgehender, emissionsmindernder Maßnahmen bei den Infrastrukturskomponenten kommunale Kläranlagen (a und e), Kleinkläranlagen (b und f), Retentionsbodenfilter (c und g) und Flächenabkoppelung (d und h) im Szenario **A1⁺**.

liegen. Letzteres gilt grundsätzlich auch für den nördlichen Teil des Elbegebietes, wobei hier von Ballungsgebieten abgesehen aufgrund der insgesamt geringeren Besiedlungsdichte und der teilweise stärkeren Kleinräumigkeit der TEZG das Emissionsniveau deutlich niedriger ist. Diese Tendenz reicht soweit, dass eine große Zahl von TEZG kein einleitendes ZKA und damit auch keine entsprechenden Emissionen aufweisen. Charakteristisch für Großstädte wie Hamburg und Berlin ist schließlich, dass TEZG ohne Emissionen (und ohne ZKA) in unmittelbarer Nähe einzelner TEZG liegen, in die die ZKA ihr Abwasser einleiten und die dementsprechend starke Emissionen aufweisen.

Grundsätzlich weist die regionale Verteilung der maximalen Emissionsreduktionspotenziale für Phosphat und Stickstoff (jeweils linke, untere Karte in Abb. 2 und 3) eine ähnliche Struktur auf wie die regionalen Verteilungen der Referenzemissionen, wobei die einzelnen TEZG hinsichtlich der P- und N-Frachten im Durchschnitt eine bzw. eine halbe Kategorie niedriger eingestuft sind. Angesichts eines Faktors 2,5 Unterschied zwischen den einzelnen Stufen bestätigt dies wiederum die Ergebnisse aus Tabelle 5, wonach die Referenzfrachten an Phosphat und Stickstoff insgesamt um bis zu 60 bzw. 37 Prozent reduziert werden können.

Kleinkläranlagen

Im Vergleich zu den Emissionen der ZKA weisen die Karten zu Referenzfrachten und maximalen Emissionsreduktionen für Phosphat und Stickstoff bei KKA (jeweils die halblinke, obere bzw. untere Karte in Abb. 2 und 3) eine deutlich homogenere regionale Verteilung aus. Die Ursache dafür besteht darin, dass die Abwässer nicht mit der Kanalisation ggf. aus einem TEZG hinaus transportiert werden, sondern dort eingeleitet werden, wo sie entstehen. Auch in diesem Fall ist der südliche Teil (d. h. Sachsen, Thüringen und südliches Sachsen-Anhalt) vom Rest des (deutschen) Elbegebietes unterscheidbar. Als zusätzliche Emissionsschwerpunkte treten das zu Mecklenburg-Vorpommern gehörende Elbegebiet und Teile Niedersachsens hinzu. Allerdings liegen in beiden (P- und N-) Referenzfällen die emittierten Frachten auf niedrigerem Niveau als bei den ZKA, was mit dem Befund aus Tabelle 5 übereinstimmt, wonach auch die aggregierten Referenzfrachten der KKA in beiden Fällen um den Faktor 2,5 bzw. 3 niedriger liegen als die der ZKA. Augenfällig ist bei den KKA außerdem, dass sich die Karten zu den Reduktionspotenzialen von Phosphat und Stickstoff von denen der Referenzfrachten nicht stark unterscheiden. Auch dies ist Ausdruck der in Tabelle 10 dargestellten Tatsache, dass mit Hilfe der im Szenario **A1+** zum Einsatz kommenden besten verfügbaren KKA-Technologien (d. h. Denitrifikation + P-Elimination + MBR) die Emissionen des Referenzfalles von einem hohen Ausgangsniveau um 90 (P) bzw. 87

Prozent (N) gesenkt werden können. Wie aus Abbildung 4 ersichtlich, unterscheiden sich die P-Referenzfrachten der Entwicklungsrahmen **A1⁺** und **B2⁺** zwar hinsichtlich ihres Niveaus, nicht wesentlich jedoch bezüglich ihrer regionalen Verteilung. Gleiches gilt auch für den Vergleich der N-Referenzfrachten. Die Vergleiche von P- und N-Referenzfrachten in den Entwicklungsrahmen **A1⁺** und **A1⁰** bzw. **B2⁺** und **B2⁰** zeigen jeweils insgesamt nur geringe Unterschiede ohne merkliche Niveaudifferenz.

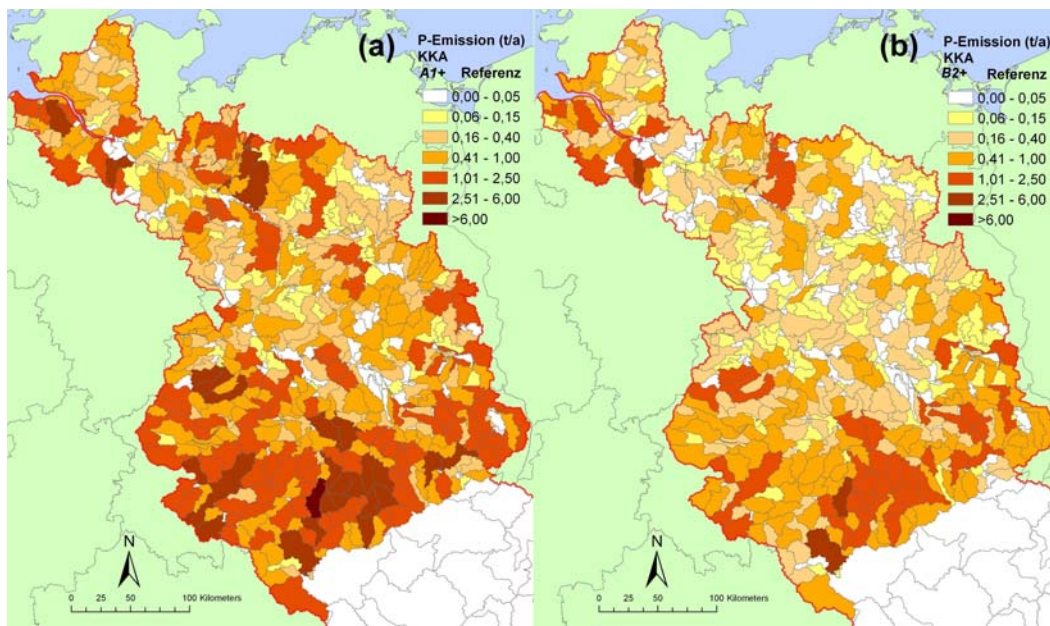


Abbildung 4: Vergleich der regionalen Verteilung der im deutschen Elbegebiet emittierten Phosphat-Referenzfrachten in den Entwicklungsrahmen **A1⁺** (a) und **B2⁺** (b)

Regenwasserbewirtschaftung

Obwohl sowohl RBF als auch FAK darauf abzielen, einerseits der nährstoffemittierenden Wirkung von Niederschlägen entgegenzuwirken, andererseits aber auch der starken Veränderung der Abwassermengen durch Niederschläge und daraus resultierende Abwasserabschlägen entgegenzuwirken, unterscheiden sie sich doch deutlich hinsichtlich der regionalen Verteilung der Emissionen im Referenzzustand. Die RBF wirken stärker auf die (abgeschlagene) Schmutzwasserkomponente in Mischkanalisationen. Außerdem ist ihre Wirksamkeit weniger abhängig von der Wasserdurchlässigkeit der jeweils vorherrschenden Böden. Daher verwundert es nicht, dass, ähnlich wie bei den ZKA, Ansatzpunkte für die Wirkung der RBF in Thüringen, Sachsen, dem südlichen Sachsen-Anhalt und den Gebieten um Hamburg und Berlin in stärkerem Umfang vorhanden sind als im Rest des Elbegebietes (vgl. halbrechte obere Karten in Abb. 2 und 3). Im Gegensatz dazu liegt das bevorzugte Einsatzfeld von FAK in solchen Gebie-

ten, die eine gute Wasserdurchlässigkeit des Bodens aufweisen und aufgrund einer lockereren Siedlungsstruktur den Einsatz von FAK erleichtern. Trotz der geringeren Bevölkerungsdichte in den nördlichen und mittleren Bereichen des deutschen Elbegebietes ist daher eine eher ausgeglichene Verteilung der Referenzmengen für P und N zu verzeichnen mit leichten Schwerpunkten in Schleswig-Holstein, Mecklenburg-Vorpommern und Brandenburg (vgl. halbrechte bzw. rechte obere Karten in Abb. 2 und 3). Die Verteilung der Reduktionspotenziale (halbrechte und rechte, untere Karten in Abb. 2 und 3) ähnelt jeweils stark der Verteilung der Referenzwerte auf den Karten darüber. Der Hauptunterschied zwischen Reduktionspotenzialen und Referenzwerten liegt in der um ein bis zwei Stufen dunkleren Tönung letzterer, was die Wirkungen der Maßnahmen mit Reinigungsgraden zwischen 18 und 37 Prozent gut widerspiegelt.

4 Diskussion

4.1 Vergleichende Bewertung der Ergebnisse

Offensichtlich ist es unter günstigen Bedingungen möglich, selbst in dem vergleichbar kurzen Zeitrahmen bis zum Jahr 2020 die Nährstoffablauffrachten der aktuellen Abwasserinfrastruktur durch eine anspruchsvolle Regulierung um bis zu 60 (Phosphat) bzw. 37 Prozent (Stickstoff) zu reduzieren. Der größte Teil der Frachten wie auch des Reduktionspotenzials ist dabei den ZKA zuzuschreiben, wobei es vom Szenario abhängt, welche Kategorie der ZKA den größten Beitrag leistet. Da bei ZKA der Größenklasse 5 schon jetzt ein Großteil der P- und N-Frachten des Abwassers entfernt werden, erlauben nur die den Szenarien mit verstärkter Umweltorientierung vorbehaltenen sehr niedrigen Grenzwerte eine nennenswerte weitere Reduktion der Nährstofffrachten im Ablauf. In Szenarien mit weniger anspruchsvollen Reduktionszielen sind es dagegen eher die weit verbreiteten, kleineren ZKA, mit deren Hilfe sich deswegen nennenswerte Reduktionen erzielen lassen, weil die aktuellen Ablauffrachten noch relativ hoch sind.

Gerade weil gegenwärtig im deutschen Elbegebiet weniger als 10 Prozent der Menschen an KKA angeschlossen sind, erstaunt zunächst ihr Beitrag zu den gegenwärtigen Nährstofffrachten im Ablauf (bis zu mehr als 20 Prozent) und, mehr noch, ihr maximaler Beitrag zum Reduktionspotenzial, der einen Anteil von mehr als einem Drittel erreichen kann. Bei näherem Hinschauen ist erkennbar, dass der relativ hohe Beitrag zur Referenzfracht vor allem darauf zurückzuführen ist, dass der Großteil der Anlagen zurzeit nicht dem Stand der Technik entspricht. Aber selbst wenn dies der Fall ist, so liegt gegenwärtig das Hauptaugenmerk nicht auf einer Reduktion der Nährstoffemissionen, sondern auf einem funktionierenden biologischen Abbau der organischen Inhaltsstoffe des Abwassers. Das aktuelle Potenzial zur Reduktion der Nährstoffemissionen ist also hinsichtlich der Referenzfrachten schon groß, und es wird noch größer, wenn bspw. mit Hilfe der Kombination von P-Elimination und Membranfiltration besonders niedrige Zielkonzentrationen erreichbar sind. Dabei weisen die KKA im Falle des Stickstoffs niedrigere, im Falle des Phosphats nur geringfügig höhere spezifische Minderungskosten auf als die ZKA.

Im Vergleich zu ZKA und KKA ist die mittels Maßnahmen der Regenwasserbewirtschaftung im weiteren Sinne (RBF oder FAK) erzielbare Wirkung insgesamt deutlich geringer. Erschwerend für die weitergehende Durchführung dieser Maßnahmen wirken sich vor allem die spezifischen Kosten aus, die für RBF je nach Umständen und Nährstoff zwei- bis achtmal und für FAK bis dreißigmal so hoch liegen wie für die jeweils kostengünstigste Maßnahmenkategorie (ZKA bzw. KKA). Die Frage stellt sich hier, ob

die erzielbaren Reduktionen zur Erreichung eines bestimmten, umfassenden Entlastungszieles notwendig sind (vgl. Abschnitt 4.1) und ob der politische Wille besteht, die anfallenden Kosten zu tragen. In jedem Fall sollte jedoch die Flächenabkoppelung in all den Fällen (d. h. Entsiegelung in Neubaugebieten) vorangetrieben werden, wo er ohne Zusatzkosten erreichbar ist. Das gilt zwar nur für drei Prozent der versiegelten Fläche, die Wirkung entspricht aber rund einem Prozent der Referenzemissionen von P und N. Hinsichtlich der spezifischen Kosten der FAK ist an dieser Stelle außerdem hinzuzufügen, dass der Nutzen der FAK nicht allein in der Reduktion von Nährstoffemissionen in die Gewässer besteht. Die FAK kann außerdem im Falle von Kapazitätsengpässen einer bestehender Misch- oder Regenkanalisation den Bau von Erweiterungs- oder Ersatzkanälen und die dadurch ggf. verursachten Zusatzkosten zu vermeiden helfen, sie leistet einen positiven Beitrag zur Erneuerung des Grundwassers, und sie verringert die Gefahr von Überschwemmungen im Falle von Starkniederschlägen. Vor allem die letzten beiden Gründe werden auch von der deutschen Bundesregierung als Rechtfertigung ihres Programms zur Reduzierung der Flächenversiegelung in Deutschland auf 30 Hektar pro Tag im Jahre 2015 angeführt.

4.2 Übergang zu einer dezentralen Abwasserentsorgung

Bei der Betrachtung des Beitrags verschiedener Technologien zur Reduktion von Nährstoffemissionen in die Gewässer des Elbegebietes wurde bisher davon ausgegangen, dass diese Technologien sich in dem Umfang durchsetzen werden wie es die jeweiligen, szenarienabhängigen Umstände erlauben bzw. die geltenden gesetzlichen Regelungen erfordern. Nicht betrachtet wurde dabei bisher, dass technische Entwicklungen nicht unabhängig voneinander stattfinden, sondern dass sich Innovationen durch inhärente Pfadabhängigkeiten und Lock-out gegenseitig behindern (David 1985), durch Synergieeffekte aber auch gegenseitig befördern können. Zum Zwecke der Analyse solcher Phänomene hat Dosi (1982) das Konzept der technologischen Paradigmen bzw. Trajektorien geprägt. Innerhalb eines Paradigmas, bspw. der zentralen Abwasserentsorgung vollzieht sich der technische Fortschritt durch graduelle Verbesserung oder Ergänzungen (auch End-of-Pipe) bestehender Komponenten, ohne dass an der grundlegenden Struktur der Technik Änderungen vorgenommen werden müssten. Entsprechend leicht diffundieren diese Neuerungen. Dagegen haben es grundlegende (auch als radikal bezeichnete) Innovationen wesentlich schwerer, da sie nicht nur in einer tendenziell früheren Phase des Innovationszyklus ihre Nützlichkeit und Wirtschaftlichkeit unter Beweis stellen müssen, sondern dabei zusätzlich noch die selbststabilisierenden Effekte der etablierten Technologie überwinden müssen (Zundel et al. 2005). Im Bereich der Abwasserwirtschaft zeigt sich diese Problematik besonders im Verhältnis zwischen zentraler und dezentraler Abwasserentsorgung. Die zentrale

Abwasserinfrastruktur stellt im Elbegebiet das herrschende technologische Paradigma dar, das einerseits die hohen gesetzlichen Ansprüche an die Behandlung von Abwasser erfüllt, andererseits zur Erfüllung dieses Zwecks auch außerhalb von Ballungsräumen relativ hohe Kosten verursacht. Da diese Kosten zu mehr als 75 Prozent aus Fix- bzw. (nach Tötigung der Anfangsinvestitionen) aus versunkenen Kosten bestehen, ist die Bereitschaft der Betreiber dieser Infrastruktur, sich zusätzlich in dezentraler Abwasserinfrastruktur zu engagieren gering, wenn dadurch die Auslastung der zentralen Infrastruktur gesenkt und die spezifischen Kosten erhöht werden. Die Gemeinden als hoheitliche Träger der Abwasserentsorgungspflicht können diese Pflicht im Falle (zu) hoher Zusatzkosten zwar an private Haushalte abtreten, umgekehrt verhindert aber der Anschluss- und Nutzungszwang für die zentrale Abwasserinfrastruktur, dass die Haushalte aus eigener Initiative die für sie oft kostengünstigere dezentrale Alternative wählen können. Erst seit dem Jahr 2002 ist die KKA in Deutschland grundsätzlich, d. h. auf Bundesebene, überhaupt als vollwertiger Ersatz der ZKA anerkannt (Anhang 1 AbwV).

Vor diesem Hintergrund gewinnen die Erkenntnisse aus Abschnitt 3, wonach vor allem im Szenario **A1+** KKA aber auch eine weitgehende Maßnahmen der FAK einen bedeutenden Beitrag zur Reduktion der Nährstoffemissionen leisten könnten, eine ganz neue Bedeutung. Bisher beschränkte sich das Vorkommen von KKA von vorneherein auf einen Nischenbereich oder, wo es eine größere Zahl von KKA gab, wurde häufig deren Reduktion angestrebt (vgl. die in Abschnitt 2 erwähnte Umfrage unter Abwasserentsorgern, auch Sartorius & Hillenbrand 2008). Erst in jüngerer Zeit setzt ein Umdenken ein, wonach die Regierungen von Bundesländern wie Brandenburg, Sachsen oder Mecklenburg-Vorpommern, die aufgrund der herrschenden EU-Gesetzgebung (vor allem Wasserrahmenrichtlinie) gezwungen sind, einen nennenswerten Teil ihrer Abwasserinfrastruktur in entlegeneren Teilen des Landes zu renovieren, die Chancen des verstärkten Einsatzes dezentraler Technologien erkennen und ihren Einsatz erleichtern (MLUR 2001, MU 2007, SMUL 2007). Im Moment handelt es sich dabei um Maßnahmen, die vorhandene Nischen, die kleiner zu werden drohten, vergrößern. Auch längerfristig ist nicht daran gedacht, die zentrale Infrastruktur in größerem Umfang zu verdrängen. Dennoch kann die dezentrale Infrastruktur auch wegen immer weitergehender Entwicklungen hinsichtlich Leistungsfähigkeit und Wirtschaftlichkeit vor allem in weniger dicht besiedelten Gebieten eine im Vergleich zur zentralen Abwasserinfrastruktur gleichwertige Stellung einnehmen.

Diese Entwicklung wird sich bis zum Jahr 2020 nur andeuten. Trotzdem sind in dem in dieser Arbeit entwickelten Abwasserinfrastrukturmodell im Szenario **A1+** schon deutliche Hinweise auf einen zumindest partiellen Übergang von zentraler zu dezentraler Infrastruktur zu erkennen. Um eine Eingrenzung von Regionen vorzunehmen, in denen sich ein solcher Übergang am ehesten vollziehen dürfte, wurden zwei Indizes mitein-

ander verknüpft, die unterschiedliche Aspekte einer dezentralen Abwasserinfrastruktur darstellen. Einerseits handelt es sich dabei um den Zubau von KKA, der zwecks Normalisierung zur jeweiligen Bevölkerungszahl in Relation gesetzt wird; andererseits um entsiegelte und der Versickerung dienende (d. h. FAK-) Flächen, die zwecks Normalisierung mit der gesamten jeweils versiegelten Fläche verglichen wurden. Die Ergebnisse sind für beide Indizes wie auch für die Verknüpfung in Abbildung 5 dargestellt. Um sicherzustellen, dass bei der Verknüpfung beide Aspekte (KKA und FAK) Berücksichtigung finden, wurde eine multiplikative Verknüpfung gewählt.

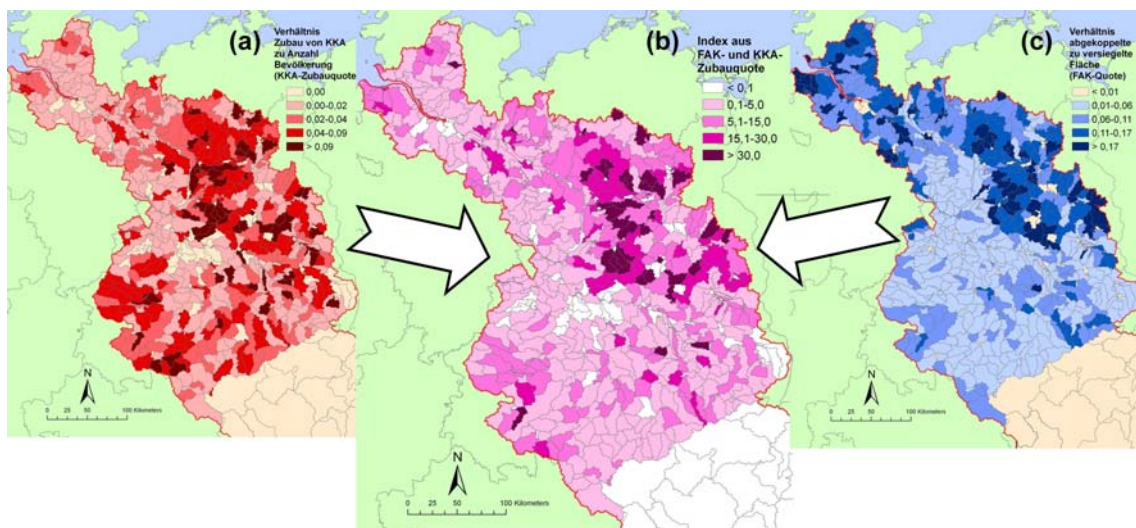


Abbildung 5: Regionale Schwerpunkte eines Übergangs von zentraler zu dezentraler Abwasserentsorgung. Die allgemeine Tendenz (b) resultiert aus der (multiplikativen) Verknüpfung der Verbreitung von FAK-Maßnahmen (a) und des Zubaus von KKA (c).

Sowohl bei den FAK-Maßnahmen als auch beim Zubau der KKA zeigen sich deutlich regionale Schwerpunkte, die zum Teil übereinstimmen (Brandenburg und südliches Mecklenburg-Vorpommern), zum Teil aber auch nicht. So zeigen der Schwerpunkt des KKA-Zubaus in Thüringen und der davon abweichende Schwerpunkt der FAK-Maßnahmen in Niedersachsen und Schleswig-Holstein deutlich, dass mit FAK und KKA-Zubau tatsächlich voneinander unabhängige Aspekte einer dezentralen Abwasserinfrastruktur gemessen wurden. Andererseits schlägt sich die regionale Überlappung in Brandenburg und Mecklenburg-Vorpommern in einem entsprechenden, eindeutigen Kerngebiet für den Übergang zur dezentralen Abwasserinfrastruktur nieder. Auch wenn angesichts der Langlebigkeit der zentralen Infrastruktur und ihres institutionellen Hintergrundes bis zum Jahr 2020 noch nicht von einem tatsächlichen Wandel ausgegangen werden kann, so sind die Chancen in den genannten Regionen doch am größten.

Referenzen

- ATV (Abwassertechnische Vereinigung) (1992): Richtlinien für die Bemessung und Gestaltung von Regenentlastungsanlagen in Mischwasserkanälen. Regelwerk Abwasser-Abfall, Arbeitsblatt A 128, St. Augustin: ATV.
- ATV (Abwassertechnische Vereinigung) (1997): Bemessung von einstufigen Belebungsanlagen ab 5000 Einwohnerwerten. Regelwerk Abwasser-Abfall, Arbeitsblatt A 131, St. Augustin: ATV.
- Behrendt H, Venohr M, Opitz D (2009): Auswirkungen des globalen Wandels auf die Nährstoffeinträge und Frachten im Elbeinzugsgebiet. In: Wechsung F, Hartje V, Kaden S, Behrendt H, Hansjürgens B, Gräfe P (Hg.) (2009) Wirkungen des globalen Wandels auf den Wasserkreislauf im Elbegebiet - Risiken und Optionen. PIK-Report , Potsdam: Potsdam-Institut für Klimafolgenforschung e. V., Kapitel 4.1.
- Blazejczak J, Gornig M, Schulz E (2009): Szenarien zur Demographie und Ökonomie im Elbegebiet. In: Wechsung F, Hartje V, Kaden S, Behrendt H, Hansjürgens B, Gräfe P (Hg.) (2009) Wirkungen des globalen Wandels auf den Wasserkreislauf im Elbegebiet - Risiken und Optionen. PIK-Report , Potsdam: Potsdam-Institut für Klimafolgenforschung e. V., Kapitel 2.4.
- Böhm E, Hillenbrand T, Liebert J, Schleich J, Walz R (2002): Kosten-Wirksamkeitsanalyse von nachhaltigen Maßnahmen im Gewässerschutz. UBA-Texte 12-02, Berlin: UBA.
- Born W (1997): Bodenfilter – eine sinnvolle Ergänzung zur konventionellen Regenwasserbehandlung? In: Wasser, Abwasser, Abfall, Schriftenreihe Gesamthochschule Bd. 18, Kassel.
- David PA (1985): 'Clio and the Economics of QWERTY', *American Economic Review*, **75** (2), 332-337.
- Dosi G (1982): 'Technological Paradigms and Technological trajectories: A Suggested Interpretation of the Determinants and Directions of Technical Change', *Research Policy*, **6**, 147-162.
- Gerstengarbe F-W, Werner PC, Orlowsky B, Wodinsky M (2009): Modellierung der regionalen Klimaentwicklung. In: Wechsung F, Hartje V, Kaden S, Behrendt H, Hansjürgens B, Gräfe P (Hg.) (2009) Wirkungen des globalen Wandels auf den Wasserkreislauf im Elbegebiet - Risiken und Optionen. PIK-Report , Potsdam: Potsdam-Institut für Klimafolgenforschung e. V., Kapitel 2.2.

- Grossmann et al. (2006): The GLOWA storyline. Szenarien des globalen Wandel als Entwicklungsrahmen für die Analyse von Handlungsalternativen in der Wasserpolitik und im Wasserressourcenmanagement. Entwurf vom 15.3.2006.
- Grossmann M, Behrendt H (2009): Kosteneffiziente Maßnahmenkombinationen zur Reduktion der Nährstoffeinträge im Einzugsgebiet der Elbe. In: Wechsung F, Hartje V, Kaden S, Behrendt H, Hansjürgens B, Gräfe P (Hg.) (2009) Wirkungen des globalen Wandels auf den Wasserkreislauf im Elbegebiet - Risiken und Optionen. PIK-Report , Potsdam: Potsdam-Institut für Klimafolgenforschung e. V., Kapitel 4.2.
- Günthert FW, Reicherter E (2002): Investitionskosten der Abwasserentsorgung. München: Oldenbourg Industrieverlag.
- Hahn HH, Fuchs S, Xanthopoulos C (2000): Niederschlagsbedingte Schmutzbelastung der Gewässer aus städtischen befestigten Flächen - Endbericht. Institut für Siedlungswasserwirtschaft, Universität Karlsruhe.
- Hartje V et al. (2009): Szenarioanalyse der Regionalisierung der Driving Forces und Pressures des globalen Wandels in einem mittleren Flusseinzugsgebiet. In: Wechsung F, Hartje V, Kaden S, Behrendt H, Hansjürgens B, Gräfe P (Hg.) (2009) Wirkungen des globalen Wandels auf den Wasserkreislauf im Elbegebiet - Risiken und Optionen. PIK-Report, Potsdam: Potsdam-Institut für Klimafolgenforschung e. V., Kapitel 3.
- HMULF (2002): Verordnung über pauschale Investitionszuweisungen zum Bau von Abwasseranlagen. Hessisches Ministerium für Umwelt, Landwirtschaft und Forsten, Wiesbaden.
- Hoymann J, Dekkers J, Koomen E (2009): Szenarien der Siedlungsflächenentwicklung im Elbeeinzugsgebiet. In: Wechsung F, Hartje V, Kaden S, Behrendt H, Hansjürgens B, Gräfe P (Hg.) (2009) Wirkungen des globalen Wandels auf den Wasserkreislauf im Elbegebiet - Risiken und Optionen. PIK-Report , Potsdam: Potsdam-Institut für Klimafolgenforschung e. V., Kapitel 2.5.
- Interwies E, Kraemer RA, Kranz N, Görlach B, Dworak T, Borchardt D, Richter S, Willecke S (2004): Grundlagen für die Auswahl der kosteneffizientesten Maßnahmenkombinationen zur Aufnahme in das Maßnahmenprogramm nach Artikel 11 der Wasserrahmenrichtlinie. Umweltbundesamt-Text 02-04, Berlin.

-
- Leinweber U, Schmitt TG (2000): Untersuchungen zur Versickerung und Regenwasserbehandlung in ländlichen Gemeinden. *KA-Wasserwirtschaft, Abwasser, Abfall* 47 (9): 1326–1337.
- Londong D (1999): Die finanzielle Seite . Kosten und Finanzierung. In: Londong D, Nothnagel A (Hrsg.): Bauen mit dem Regenwasser. München: Oldenbourg Industrieverlag.
- Müller M, Straub A, Heine A (2007): Leistungsfähig und wirtschaftlich – die Kleinkläranlage als Dauerlösung. *wwt – Wasserwirtschaft Wassertechnik* 6/2007, S. 10–18.
- MLUR (Ministeriums für Landwirtschaft, Umweltschutz und Raumordnung des Landes Brandenburg) (2001): Richtlinie über die Gewährung von Finanzhilfen für die Förderung von Abwasseranlagen, Teil 2: Kleinkläranlagen, vom 19.12.2001.
- MU (Umweltministerium Mecklenburg-Vorpommern) (2007): Richtlinie zur Förderung von Kleinkläranlagen (FöRi-KKA), Bekanntmachungen vom 25. November 2003 und (in Neuauflage) 29. Oktober 2007.
- MUNLV (2003): Retentionsbodenfilter – Handbuch für Planung, Bau und Betrieb. Ministerium für Umwelt und Naturschutz, Landwirtschaft und Verbraucherschutz des Landes NRW, Düsseldorf.
- Nakicenovic N, Swart R (2000): Emission Scenarios. A Special Report of Working Group III of the IPCC, Cambridge University Press.
- Pinnekamp J, Friedrich H (2006): Membrantechnik für Abwasserreinigung. Aachen: FiW.
- RZWas (2000): Richtlinien für Zuwendungen zu wasserwirtschaftlichen Vorhaben. Bayerisches Staatsministerium für Landesentwicklung und Umweltfragen, München.
- Sartorius C, Hillenbrand T (2008): Abwasserentsorgungstechnologie im Elbegebiet – Bestand und Entwicklung. *KA Korrespondenz Abwasser Abfall* 55 (4): 381-386.
- SMUL (Sächsisches Staatsministeriums für Umwelt und Landwirtschaft) (2007): Richtlinie zur Förderung von Maßnahmen der Siedlungswasserwirtschaft (Förderrichtlinie Siedlungswasserwirtschaft – RL SWW/2007) vom 2. März 2007.
- Weyand M, Willems G (1999): Behandlung von Niederschlagswasser im Mischsystem. *gwf Wasser Abwasser*, Nr. 12, S. 816-826.

Wolf M, Milojevic N (2000): Ermittlung der Abkopplungspotenziale in der öffentlichen Kanalisation durch dezentrale Niederschlagswasserbeseitigung. *KA-Wasserwirtschaft, Abwasser, Abfall* 47 (10): 1454-1464.

Zundel S, Erdmann G, Kemp R, Nill J, Sartorius C, Weiner D (2005): Conceptual framework, in Sartorius C, Zundel S (Hg.): *Time Strategies, Innovation and Environmental Policy*. Cheltenham (UK): Edward Elgar, S. 7–38.