



Stickstofflimitation in Binnengewässern

**Ist Stickstoffreduktion
ökologisch sinnvoll
und
wirtschaftlich vertretbar?**

**Abschlussbericht
NITROLIMIT II**

NITROLIMIT

Stickstofflimitation in Binnengewässern – Ist Stickstoffreduktion ökologisch sinnvoll und wirtschaftlich vertretbar?

Zitationsvorschlag:

NITROLIMIT – Stickstofflimitation in Binnengewässern: Ist Stickstoffreduktion ökologisch sinnvoll und wirtschaftlich vertretbar? Abschlussbericht des BMBF-Verbundprojekts NITROLIMIT II, November 2016. BTU Cottbus-Senftenberg, Lehrstuhl Gewässerschutz (Hrsg.). Bad Saarow. 177 Seiten.

Projektförderung:

NITROLIMIT wird vom Bundesministerium für Bildung und Forschung (BMBF) im Rahmen des BMBF-Rahmenprogramms „Forschung für nachhaltige Entwicklungen“ (FONA) im Förderschwerpunkt „Nachhaltiges Wassermanagement“ (NaWaM) gefördert.



Förderkennzeichen: 0033W015 AN – GN

Laufzeit: 01.05.2014 bis 31.10.2016

Berichtszeitraum: 01.05.2014 bis 31.10.2016

Projektbegleitung:

Projektträgerschaft Ressourcen und Nachhaltigkeit / Projektträger Jülich

Die Verantwortung für den Inhalt dieser Veröffentlichung liegt bei den Autoren

Das Verbundforschungsprojekt NITROLIMIT wird von folgenden Partnern ausgeführt:



Brandenburgische Technische Universität Cottbus - Senftenberg
Lehrstuhl Gewässerschutz
Seestr. 45, 15526 Bad Saarow

Wissenschaftliche Leitung
Dr. rer. nat. habil. Claudia Wiedner, Prof. Dr. Brigitte Nixdorf
Kontakt: wiedner@b-tu.de / nixdorf@b-tu.de

Projektkoordination
Dr. Claudia Wiedner, Dr. Jeanette Schließ

*Dr. Jacqueline Rücker, Dr. Björn Grüneberg, Dr. Andrew Dolman,
Sebastian Kolzau, Matthias Knie*



Bundesanstalt für Gewässerkunde
Referat U2 - Ökologische Wirkungszusammenhänge
Am Mainzer Tor 1, 56068 Koblenz

Dr. Helmut Fischer
Kontakt: helmut.fischer@bafg.de

Stephanie Ritz



Leibniz-Institut für Gewässerökologie und Binnenfischerei
Abt. Ökosystemforschung
Müggelseedamm 301, 12587 Berlin

Dr. Jan Köhler
Kontakt: koehler@igb-berlin.de

Dorothea Fiedler, Tom Shatwell

Abt. Chemische Analytik und Biogeochemie
Müggelseedamm 301, 12587 Berlin
Dr. Michael Hupfer, Sylvia Jordan, Dr. Elke Zwirnmann

Abt. Experimentelle Limnologie
Alte Fischerhütte 2, 16775 Stechlin OT Neuglobsow
Dr. Peter Casper, Marc Kupetz



Kompetenzzentrum Wasser Berlin gGmbH
Cicerostr. 24, 10709 Berlin

Dr. Pascale Rouault

Kontakt: pascale.rouault@kompetenz-wasser.de

*Dr. Andreas Matzinger, Dr. Christian Remy, Mathias Riechel,
Daniel Mutz, Roberto Tatis-Muvdi*



Technische Universität Berlin
Institut für Landschaftsarchitektur und Umweltplanung
FG Landschaftsökonomie
Straße des 17. Juni 145, 10623 Berlin

Dr. Jürgen Meyerhoff

Kontakt: juergen.meyerhoff@tu-berlin.de

Andreas Horbat



Technische Universität Dresden
Institut für Hydrobiologie
01062 Dresden

Dr. Thomas Petzoldt

Kontakt: thomas.petzoldt@tu-dresden.de

Dr. David Kneis

Assoziierte Partner:

- Berliner Senatsverwaltung für Stadtentwicklung und Umwelt (SenStadtUm)
- Berliner Wasserbetriebe (BWB)
- Landesamt für Umwelt, des Landes Brandenburg (LfU)
- Ministerium für Landwirtschaft, Umwelt und Verbraucherschutz Mecklenburg-Vorpommern (MLUV)
- Landesamt für Landwirtschaft, Umwelt und ländliche Räume des Landes Schleswig-Holstein (LLUR)
- Naturparkverwaltung Dahme-Heideseen (NP-DH)

INHALT

EINLEITUNG	1
ERGEBNISSE	4
MODUL 1 STICKSTOFF ALS STEUERGRÖÖE DES PHYTOPLANKTONS	4
1.1 Zielwerte für Konzentrationen von Gesamtstickstoff und –phosphor zum Erreichen des guten ökologischen Zustandes von Seen	4
1.2 Fallstudien zur saisonalen Regulation und interanuellen Variabilität der Gewässergüte in Flachseen	11
1.2.1 Großer Müggelsee (Berlin)	11
1.2.2 Langer See	17
1.3 Chemische Analytik und ökologische Wirkungen gelöster organischer N-Verbindungen	20
1.3.1 Qualitätskontrolle und Beratung zur chemischen Analytik	20
1.3.2 Nutzung gelöster organischer N-Verbindungen durch das Phytoplankton	22
1.4 Potenzielle Nährstofflimitation in Fließgewässern	25
MODUL 2 STICKSTOFF- UND PHOSPHORUMSÄTZE	33
2.1 Stickstoffeintrag durch N ₂ -fixierende Cyanobakterien	33
2.1.1 Vorkommen von Nostocales und Schätzung der N ₂ -Fixierung durch Nostocales in verschiedenen Gewässertypen	34
2.1.2 Freilandstudien zur N ₂ -Fixierung	42
2.1.3 Entwicklung von N ₂ -fixierenden Cyanobakterien und Bestimmung ihres N ₂ -Fixierungspotenzials	49
2.2 Lachgas (N ₂ O)-Emissionen	58
2.3 Abschätzung des N-Umsatzes in der Elbe über „Open Channel Methoden“ und Modellierung des Stoffumsatzes	66
2.3.1 Modellierung des Stickstoffumsatzes mit dem Gewässergütemodell QSim	66
2.3.2 Untersuchung des Stickstoffumsatzes im Flusssediment mit vereinfachten Modellansätzen	71
2.4 Einfluss von Nitrat auf die Phosphorrücklösung	76
2.4.1 Prozessstudien im Labor und Auswertung von Langzeitdaten	78
2.4.2 Sedimentuntersuchungen und In situ Messung mit Benthoskammern	87
2.4.3 Modellierung	97
2.4.4 Synthese	105

MODUL 3	NÄHRSTOFFREDUKTION - PLANUNG, KOSTEN, NUTZEN UND AKZEPTANZ	108
3.1	Strategien und Konzepte zur Nährstoffreduktion	108
3.1.1	Konzepte zur Nährstoffreduktion in der Storkower Seenkette und Vorbereitungen zur Umsetzung von Maßnahmen	108
3.1.2	Bewertung umgesetzter urbaner Maßnahmen zur Nährstoffreduktion	116
3.2	Analyse zum Potenzial von Maßnahmenkombinationen zur Reduktion der Nährstoffeinträge	125
3.3	Untersuchung der Akzeptanz von Agrarumweltmaßnahmen bei Landwirten	130
3.4	Nutzen aus der Verbesserung des ökologischen Zustandes der Gewässer	146
3.5	Kosten-Nutzen-Analyse (KNA)	150
3.6	Ökobilanz von ausgesuchten Maßnahmen im urbanen Bereich	153
MODUL 4	PROJEKTKOORDINATION UND KOMMUNIKATION	162
FAZIT UND EMPFEHLUNGEN		165
DANKSAGUNG		167
PUBLIKATIONEN		169
ANHANG		172
	Wissenschaftliche Veranstaltungen	172
	Stakeholderaustausch/Kommunikation	175
	NITROLIMIT-Projektseminare und -workshops	176
	Ausbildung	177

EINLEITUNG

Claudia Wiedner (BTU)

Der Großteil von Seen und Flüssen in Deutschland befindet sich nicht in dem von der europäischen Wasserrahmenrichtlinie geforderten guten ökologischen Zustand. Die Ursache hierfür besteht in den meisten Gewässern nach wie vor in zu hohen Nährstoffbelastungen. Dadurch wird besonders im Sommer das Wachstum des Phytoplanktons (Algen) gefördert, das Wasser wird trübe, zeitweise sauerstoffarm und riecht unangenehm. Solche Gewässer stellen für viele Tiere und Pflanzen keinen geeigneten Lebensraum dar und sind für den Menschen unattraktiv.

Die Hauptnährstoffe, um die es dabei geht, sind Stickstoff und Phosphor. Dabei galt Phosphor (P) lange Zeit als der begrenzende Faktor der Phytoplanktonbiomasse in Binnengewässern: Je geringer die P-Konzentration desto geringer die Biomasse und desto besser die Gewässergüte. Dies ist bis heute Lehrbuchmeinung. In der Praxis wurde und wird daher auf eine Senkung der Phosphorkonzentrationen gesetzt, was in vielen, aber längst nicht allen Gewässern zum Erfolg führte. Deutlich weniger Studien zeigten, dass Stickstoff die Phytoplanktonbiomasse begrenzt, was allerdings auch darauf zurückzuführen ist, dass deutlich weniger Studien zum Einfluss von Stickstoff durchgeführt wurden. Eine systematische Analyse zur Bedeutung von Phosphor im Vergleich zu Stickstoff fehlte bisher. Bis heute wird daher die Bedeutung von Stickstoff als begrenzender Faktor der Phytoplanktonbiomasse weitgehend negiert. In NITROLIMIT I (2011 - 2013) wurde dagegen gezeigt, dass die Algenbiomasse in fast der Hälfte der Seen der Norddeutschen Tiefebene durch N begrenzt wird.

In der Praxis wird bislang die gezielte Reduktion von Stickstoffeinträgen abgelehnt, weil man befürchtet, dass dies besonders in Seen durch Stickstofffixierung von Cyanobakterien ausgeglichen werden kann und sinkende Nitratkonzentrationen die Freisetzung von Phosphor aus den Gewässersedimenten steigern. Beides könnte einer Verbesserung der Gewässergüte entgegenwirken. Für diese Argumente fehlte jedoch eine fundierte wissenschaftliche Grundlage. Stickstoff wird sowohl in Seen als auch in Fließgewässern intensiv umgesetzt und kann über verschiedene mikrobielle Umsatzprozesse (insbesondere Denitrifikation) auch wieder aus dem System entfernt werden. Fließgewässer transportieren schließlich die nicht zurückgehaltenen Nährstoffe aus den Einzugsgebieten in die Ästuare, Küstengewässer und Meere, wo in weiten Bereichen Stickstoff der limitierende Nährstoff ist. Über den Umsatz und den Rückhalt von Stickstoff in großen Flüssen bestehen bis heute allerdings große Unsicherheiten. Zur Beantwortung der Frage „Ist Stickstoffreduktion ökologisch sinnvoll?“ bestand daher umfangreicher Forschungsbedarf.

Die bisherige Strategie zur Verbesserung der Gewässergüte zielte auf Minderung der Phosphorkonzentration ab. Hierzu existieren Erfahrungswerte zu Wirkung und Kosten von Maßnahmen. Viele Maßnahmen zur Phosphorreduktion gehen zu einem gewissen Teil auch mit Stickstoffreduktion einher. Der Erfolg der Begleiterscheinung „Stickstoffreduktion“ wurde jedoch meist nicht analysiert. Fallstudien zur Verbesserung der Gewässergüte durch gezielte Stickstoffminderung wurden bisher nicht durchgeführt, weshalb Daten und Erfahrungen zu Kosten und Wirksamkeit solcher Maßnahmen fehlen. Unabhängig davon, ob eine Verbesserung der Gewässergüte über Phosphor- oder Stickstoffreduktion angestrebt wurde, fehlte bisher eine Strategie, nach der im Voraus Kosten, Wirksamkeit und Nutzen ermittelt und abgewogen werden. Daher bestand auch zur Beantwortung der Frage, „Ist Stickstoffreduktion wirtschaftlich vertretbar?“ deutlicher Forschungsbedarf.

Übergeordnete Ziele von NITROLIMIT II

Die in NITROLIMIT I erarbeitete wissenschaftliche Grundlage zur Beurteilung des Einflusses von Stickstoff und Phosphor auf die Gewässergüte sollte validiert und Konzepte zur Nährstoffreduktion beispielhaft präzisiert werden. Kosten, Nutzen und Akzeptanz von Nährstoffreduktionsmaßnahmen sollten weiter aufgeklärt werden. Darauf basierend sollten Empfehlungen für eine nachhaltige Gewässerbewirtschaftung erarbeitet werden.

Projektstruktur

Zum Erreichen der Ziele war eine sehr enge inhaltliche und praktische Vernetzung aller Partner bei der Durchführung notwendig. Das Arbeitsprogramm war daher nicht nach Arbeitspaketen der einzelnen Antragsteller, sondern nach inhaltlichen Modulen gegliedert, die jeweils von mehreren Partnern gemeinsam bearbeitet und von assoziierten Partnern unterstützt wurden (Abb. 1).

Modul 1: Stickstoff als Steuergröße des Phytoplanktons und der Gewässergüte

Der Einfluss von N im Vergleich zu P auf die Entwicklung der Phytoplanktonbiomasse und damit der Gewässergüte wurde durch verschiedene Ansätze weiter untersucht: Die NITROLIMIT-Datenbank wurde erweitert und die bisherigen seentypspezifischen TN- und TP-Zielwerte wurden verifiziert. In Fließgewässern wurden potenzielle Nährstofflimitationen des Phytoplanktons sowie das trophische Potenzial anhand der Fließgewässerdatenbank und durch Modellsimulationen analysiert. In Kooperation mit den Praxispartnern wurde die Ergänzung von Monitoringprogrammen um DON initiiert, um dessen Bedeutung für wichtige Seentypen analysieren zu können.

Modul 2 –Stickstoff- und Phosphorumsätze

N-Einträge durch N_2 -Fixierung nostocaler Cyanobakterien wurden in ausgewählten Seen gemessen. Die Biomasseentwicklung von nostocalen Cyanobakterien und ihr Potenzial N-Mangel durch N_2 -Fixierung auszugleichen wurde weiter aufgeklärt. Die N-Emission aus Seen in Form von Lachgas (N_2O) wurde bestimmt. Für die Elbe wurde der N-Umsatz über „Open Channel Methoden“ und Modellierungsansätze untersucht. Der Einfluss von Nitrat auf die P-Freisetzung aus Seesedimenten wurde für Modellgewässer in Freilandstudien und Laborexperimenten mit Sedimentkernen ermittelt und es wurde ein mathematisches Modell entwickelt, mit dem die P-Freisetzungsraten prognostiziert werden können.

Modul 3 – Nährstoffreduktion- Planung, Kosten, Nutzen und Akzeptanz

Basierend auf den Ergebnissen aus NITROLIMIT I wurde empfohlen, zur Verbesserung der Gewässergüte Einträge von Phosphor und Stickstoff zu reduzieren. In NITROLIMIT II wurden gemeinsam mit assoziierten Partnern (insbesondere LfU, NP-DH und SenStadtUm) Strategien und Konzepte zur Umsetzung der Empfehlungen für drei Modellregionen (Storkower Seenkette, Untere Havel und Berliner Spree) erarbeitet. Die Planung wurde begleitet durch Studien zu Aspekten von Kosten, Nutzen und Akzeptanz von Maßnahmen.

Modul 4 – Projektleitung und –koordination

Zum erfolgreichen Abschluss des Projektes wurde durch regelmäßige Projektworkshops und –seminare eine optimale projektinterne Vernetzung und ein reibungsloser Informations- und Ergebnisfluss zwischen Projektpartnern, assoziierten Partnern und Stakeholdern geschaffen. Darüber hinaus wurden Fachkollegen, Stakeholder und der interessierte Bürger über Inhalte, Verlauf und Ergebnisse des Projektes informiert.

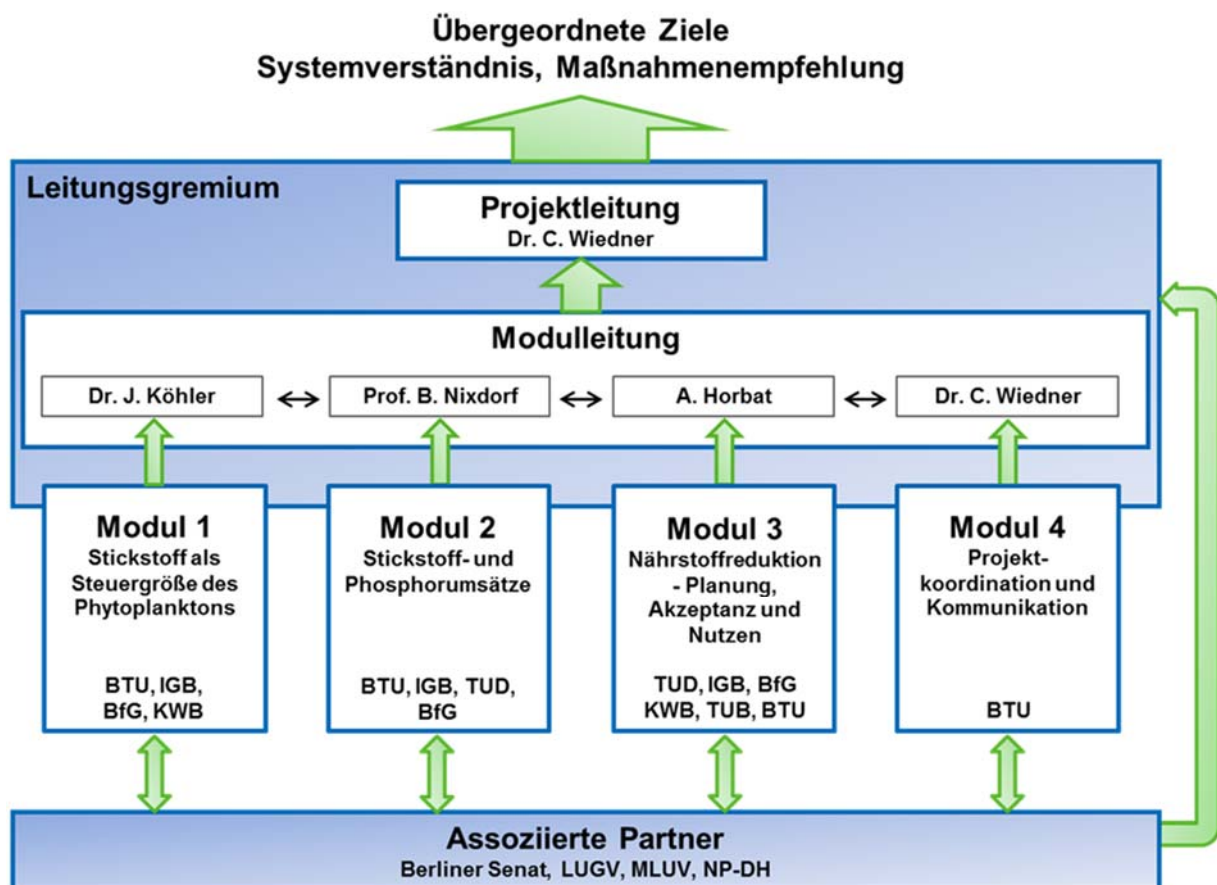


Abbildung 1. Projektstruktur.

ERGEBNISSE

MODUL 1 STICKSTOFF ALS STEUERGRÖÖE DES PHYTOPLANKTONS

1.1 Zielwerte für Konzentrationen von Gesamtstickstoff und –phosphor zum Erreichen des guten ökologischen Zustandes von Seen

Andrew Dolman und Claudia Wiedner (BTU)

Hintergrund

In NITROLIMIT I wurde eine Datenbank (NDB-See) zu 375 natürlichen Seen der Norddeutschen Tiefebene aus den Jahren 2005 - 2010 mit Daten aus den Ländermessprogrammen und der Projektpartner erstellt und analysiert. Es wurde gezeigt, dass sich der größte Teil der Seen in einem befriedigenden bis schlechten ökologischen Zustand befindet (NITROLIMIT I Abschlussbericht, Wiedner et al. 2013). Die Phytoplanktonbiomasse war in fast der Hälfte der Seen durch Stickstoff begrenzt (limitiert), und in Flachseen überwog sogar N-Limitation im Vergleich zu P-Limitation (Dolman & Wiedner 2015). Daraus wurde geschlussfolgert, dass nicht nur Phosphor- sondern auch Stickstoffreduktion zu einer Minderung der Phytoplanktonbiomasse führen kann, und daher ökologisch sinnvoll ist. Daher wurden sowohl für die Konzentrationen von Gesamtphosphor (TP) als auch für Gesamtstickstoff (TN), seetypspezifische Zielwerte, bei deren Unterschreitung zu erwarten ist, dass sich der gute ökologische Zustand einstellt, ermittelt (Dolman et al. 2016). Ein Vergleich der Zielwerte mit dem Status quo der TN- und TP-Konzentrationen zeigte, dass im Großteil der Seen deutlicher Handlungsbedarf bei der Minderung beider Nährstoffe besteht. Allerdings waren die seetypspezifischen Zielwerte mit einer Prognoseunsicherheit behaftet, insbesondere die TN-Zielwerte, was auf die geringe Menge von TN- im Vergleich zu TP-Daten zurückgeführt wurde.

Ziele

Die NDB-See sollte mit Daten der Ländermessprogramme aus den Jahren 2005 – 2013 erweitert werden. Basierend auf der erweiterten Datengrundlage sollten seetypspezifische Zielwerte für TN- und TP-Konzentrationen, bei deren Unterschreitung zu erwarten ist, dass sich der gute ökologische Zustand einstellt, verifiziert und ihre Prognosesicherheit erhöht werden.

Material und Methoden

Die NDB-See wurde mit Daten aus den Jahren 2005 -2013 erweitert. Sie enthält für sieben Seetypen (Tab. 1.1) Daten in einem Umfang, der für die Ableitung von TN- und TP-Zielwerten ausreichend war. In die Analyse gingen insgesamt 6234 Daten zum Phytoplankton sowie zu Stickstoff- und Phosphorkonzentrationen von 560 Messstellen aus 482 Seen ein (Tab. 1.1), wobei sich der größte Teil der berücksichtigten Seen in der Norddeutschen Tiefebene befindet. Die Bewertung des ökologischen Zustands der Seen wurde nach dem Phyto-Seen-Index (PSI), der Informationen zu Chlorophyll *a* Konzentrationen, Phytoplanktonbiomasse und taxonomische Zusammensetzung kombiniert (Mischke et al. 2014), vorgenommen. Der PSI wurde für jede Messstelle und jedes Jahr berechnet. Die Zielwerte wurden für einen PSI-Wert von 2,5, der auf der Scala des ökologischen Zustandes von Seen den Übergang zwischen "moderat" und "gut" markiert, berechnet.

Für die Zielwertanalyse wurde der Datensatz wie folgt aufbereitet und analysiert:

1. Daten von April – Oktober wurden berücksichtigt.

2. Für jede Messstelle und jedes Jahr wurden Monatsmittelwerte für TN, TP, DIN, DIP, Phytoplankton Biovolumen und dem Verhältnis von DIN:TP ($\log_{10}$) berechnet.
3. Aus den Monatsmittelwerten (2.) wurden für jede Messstelle und jedes Jahr Vegetationsmittelwerte berechnet.
4. Differenzierung und Aufsplittung nach N- und P-Limitation:
Basierend auf den Vegetationsmittelwerten (3.) wurde der Datensatz hinsichtlich N- bzw. P-Limitation analysiert und unterteilt. Dabei wurde von den folgenden Annahmen ausgegangen:
 - a. N-Limitation liegt vor, wenn: $\text{DIN} < 140 \mu\text{g L}^{-1}$ und $\text{DIN:TP} < 1.6$
 - b. P-Limitation liegt vor, wenn: $\text{DIP} < 25 \mu\text{g L}^{-1}$ und $\text{DIN:TP} \geq 1.6$Die Annahmen für die Aufsplittung basieren auf Ergebnissen von NITROLIMIT I, wo für verschiedene Verhältnisse von N:P (TN:TP; DIN:DIP und DIN:TP) geprüft wurde, welches Verhältnis die beste Korrelation zum Phytoplanktonbiovolumen liefert. Dies wurde für DIN:TP gefunden (Dolman & Wiedner 2015) und ist in Übereinstimmung mit Ergebnissen aus der Literatur (Morris & Lewis 1988, Ptacnik et al. 2010, Bergström 2010). Durch die Aufsplittung nach Seejahren kann ein See sowohl in der N- als auch P-limitierten Gruppe auftreten, wenn über den Untersuchungszeitraum eine Änderung im Limitationszustand von N nach P oder umgekehrt stattgefunden hat.
5. Von dem Teildatensatz für N-limitierte Seen wurden Werte mit $\text{TN} > 2500 \mu\text{g L}^{-1}$ und von dem Teildatensatz für P-limitierte Seen wurden Werte mit $\text{TP} > 300 \mu\text{g L}^{-1}$ ausgeschlossen, weil die Regressionsgerade (siehe unten) in diesem hohen Bereich abflacht und für die Zielwertableitung der lineare Bereich im unteren Konzentrationsbereich genutzt wurde.
6. Für beide Teildatensätze wurden der TN- bzw. der TP-Zielwert mittels Regressionsanalyse für einen PSI-Wert von 2,5 ermittelt (Abb. 1.2, 1.3). Der PSI-Wert von 2,5 markiert auf der Scala der Bewertung des ökologischen Zustandes die obere Grenze der Zustandsklasse „gut“. Die Zielwertbestimmung mittels Regressionsanalyse ermittelt den Punkt auf der Regressionslinie, an dem 50 % der Seen den Punkt unterschreiten.

Weitere Details zur Methode sind in (Dolman & Wiedner 2015, Dolman et al. 2016) zu finden.

Ergebnisse und Diskussion

Status Quo der Gewässergüte

Der größte Teil der Seen befindet sich nach wie vor in einem mäßigen bis schlechten ökologischen Zustand (Abb. 1.1). Es besteht daher weiterhin deutlicher Handlungsbedarf zur Umsetzung der WRRL, die für alle Gewässer den guten ökologischen Zustand fordert. Dies trifft insbesondere für polymiktische Flachseen mit geringer Durchmischungstiefe (Typ 11.2) zu, die zahlenmäßig den größten Anteil darstellen. Betont werden muss an dieser Stelle auch, dass gerade für diesen Seetyp (11.2) gezeigt wurde, dass dort überwiegend Stickstoff die Biomasse des Phytoplanktons und damit die Gewässergüte bestimmt und somit eine Minderung der Stickstoffkonzentration zur Verbesserung des ökologischen Zustandes beitragen kann (Wiedner et al. 2013, NITROLIMIT I Abschlussbericht 2014, Dolman et al. 2016).

Zielwerte

Die Ableitung der Zielwerte aus der erweiterten NDB-See (2005-2013) ist für TN in Abbildung 1.2 und für TP in Abbildung 1.3 dargestellt. Eine Zusammenfassung der aktuellen Zielwerte für TN- und TP-Konzentrationen wird in Tabelle 1.2 gegeben. Die aktuellen Zielwerte sind vergleichend zu Werten aus der früheren Analyse, basierend auf Daten aus 2005-2010, in Abbildung 1.4 dargestellt.

Die aktuellen Zielwerte für TN- als auch für TP-Konzentrationen liegen geringfügig über den ursprünglich ermittelten Werten basierend auf der NDB-See (2005-2010). Aufgrund der größeren Datengrundlage muss davon ausgegangen werden, dass die aktuellen Zielwerte realistischere Schätzungen liefern. Die Unterschiede zwischen den beiden Schätzungen der Zielwerte können zum Teil auch darauf zurückzuführen sein, dass sich die Berechnung des PSI verändert hat (siehe Mischke *et al.* 2014). In welchem Umfang dies hier Einfluss nimmt, kann jedoch nicht abgeschätzt werden. Bedeutend ist auch, dass die TN-Zielwerte ein geringeres Konfidenzintervall im Vergleich zur ersten Analyse des kleineren Datensatzes aufweisen und somit eine höhere Prognosesicherheit gewährleisten.

Die aktualisierte Bestandsaufnahme des ökologischen Zustandes der Gewässer (Abb. 1.1) zeigt, dass nach wie vor enormer Handlungsbedarf zur Umsetzung der EU-WRRL besteht. Der aktuelle Abgleich zwischen Zielwerten und Status quo der Konzentrationen von TP und TN (Abb. 1.5) zeigt, dass weiterreichende Anstrengungen bei der Reduktion der beiden Nährstoffe notwendig sind.

Bedeutend ist auch, dass die hier präsentierten TN- und TP-Zielwerte aus unserer Sicht die oberste Konzentrationsgrenze für diese beiden Nährstoffe darstellen, die unbedingt erreicht werden sollte, damit sich zumindest in 50 % der Seen ein guter ökologischer Zustand einstellt.

Es wäre eher zu überlegen, ob man nicht eine strengere Zielvorgabe festlegt, beispielsweise für die Mitte der Zustandsklasse „gut“ (bei einem PSI von 2), damit die Zielvorgabe der EU-WRRL erfüllt wird.

Tabelle 1.1. Auflistung der Datensätze zu unterschiedlichen Seetypen, die in der NDB See enthalten sind. Die Nummerierung und Beschreibung der Seetypen orientiert sich an Mathes et al. (2002). VQ: Volumenquotient (Größe des Einzugsgebietes (Km²) in Relation zum Seevolumen (m³))

Seetyp*	Beschreibung	Seen	Anzahl Messstellen	Daten
11.1	Polymiktisch; mittl. Tiefe >= 3m	82	94	891
11.2	Polymiktisch; mittl. Tiefe < 3m	121	138	1291
12	Flusseen	43	50	901
10.1	Dimiktisch; 1,5 <VQ <15	114	131	1278
10.2	Dimiktisch; VQ > 15	38	42	423
13	Dimiktisch; VQ <= 1,5	71	85	1239
14	Polymiktisch; VQ <= 1,5	13	20	211
Alle Typen		482	560	6234

Tabelle 1.2. Seentypspezifische Zielwerte für TN- und TP-Konzentrationen basierend auf der Bewertung nach PSI (Phyto-See-Index) für einen PSI-Wert von 2,5, der die obere Grenze der Zustandsklasse „gut“ markiert. Dargestellt sind Mittelwerte und 95 % Konfidenzintervall (in Klammern).

Seentyp	Stickstoff ($\mu\text{g L}^{-1}$)	Phosphor ($\mu\text{g L}^{-1}$)
10.1	650 (568 - 731)	29 (26 - 32)
10.2	610 (489 - 759)	32 (27 - 38)
11.1	680 (564 - 795)	43 (38 - 49)
11.2	1030 (893 - 1153)	46 (39 - 53)
12	900 (738 - 1084)	78 (56 - 109)
13	550 (464 - 631)	26 (23 - 29)
14	660 (496 - 834)	43 (32 - 60)

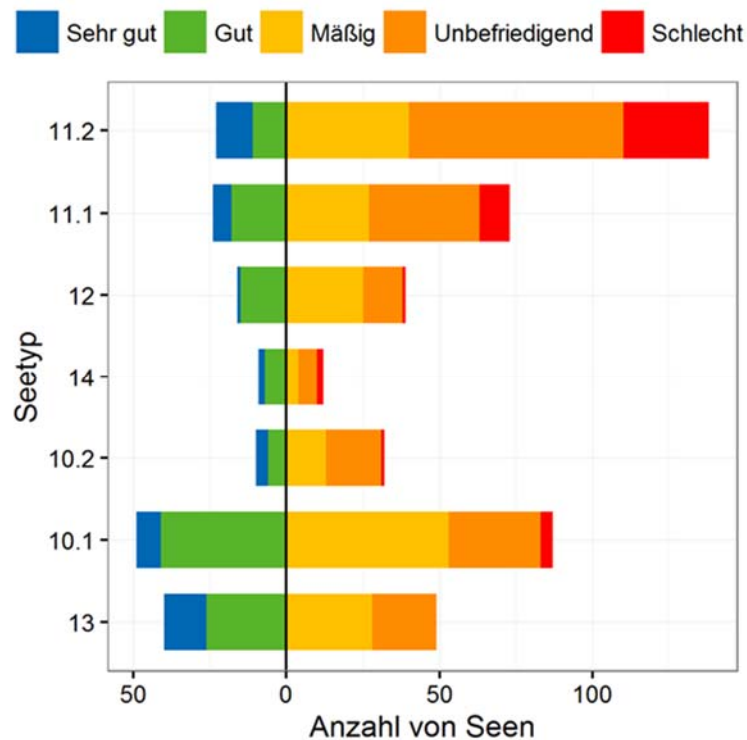


Abbildung 1.1. Ökologischer Zustand von unterschiedlichen Seentypen basierend auf den Mittelwerten des Phyto-Seen-Index (PSI) einzelner Seen für die Jahre 2005-2013. Neben dem ökologischen Zustand wird hier auch die Anzahl von Seen in unterschiedlichen Seentypen deutlich.

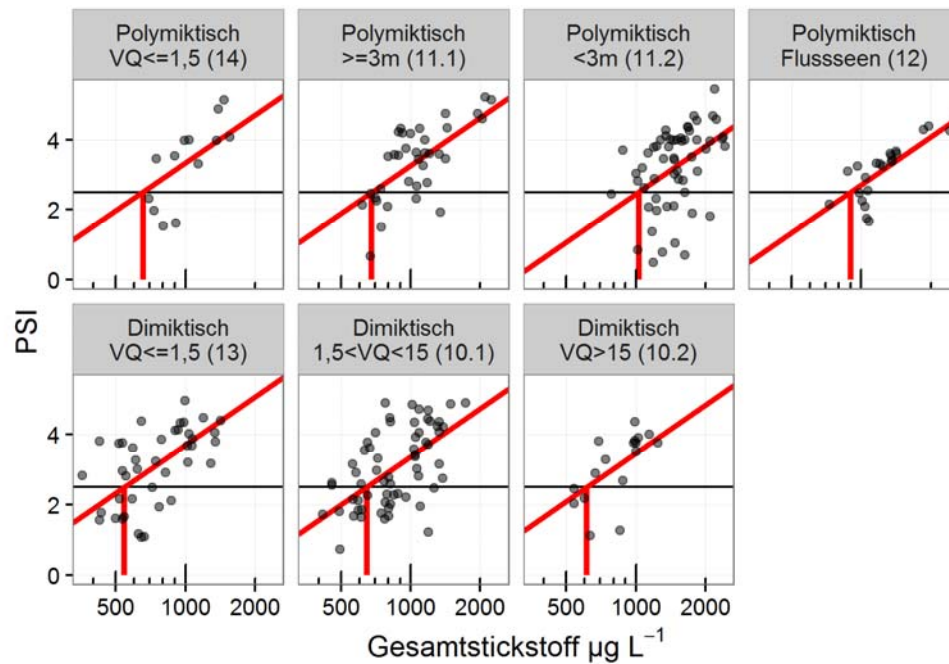


Abbildung 1.2. Ableitung der Zielwerte für TN-Konzentrationen für einen PSI-Wert von 2,5, der auf der Scala des ökologischen Zustandes von Seen die obere Grenze der Zustandsklasse „gut“ markiert.

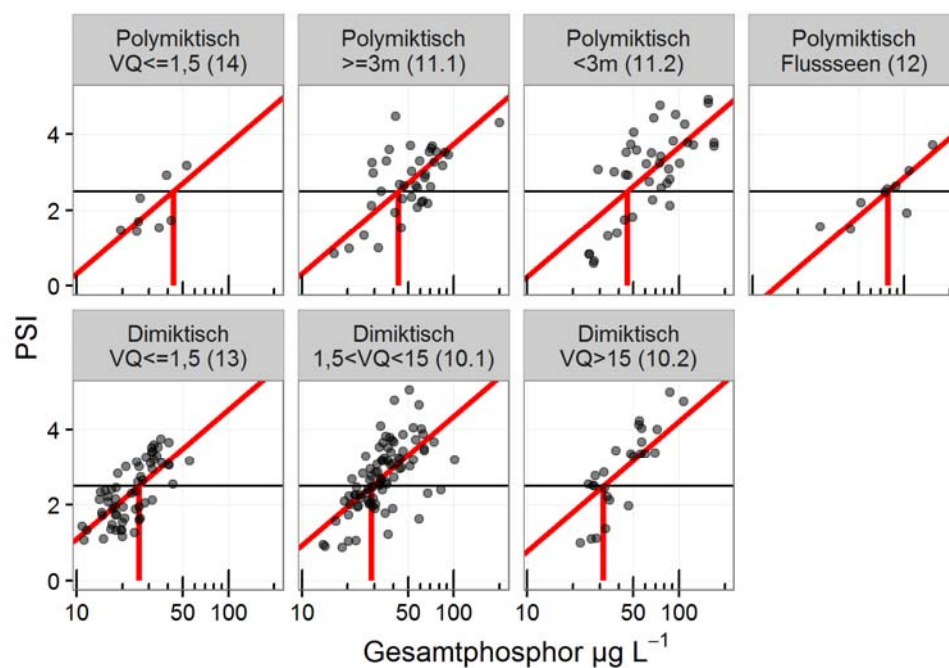


Abbildung 1.3. Ableitung der Zielwerte für TP-Konzentrationen für einen PSI-Wert von 2,5, der auf der Scala des ökologischen Zustandes von Seen die obere Grenze der Zustandsklasse „gut“ markiert.

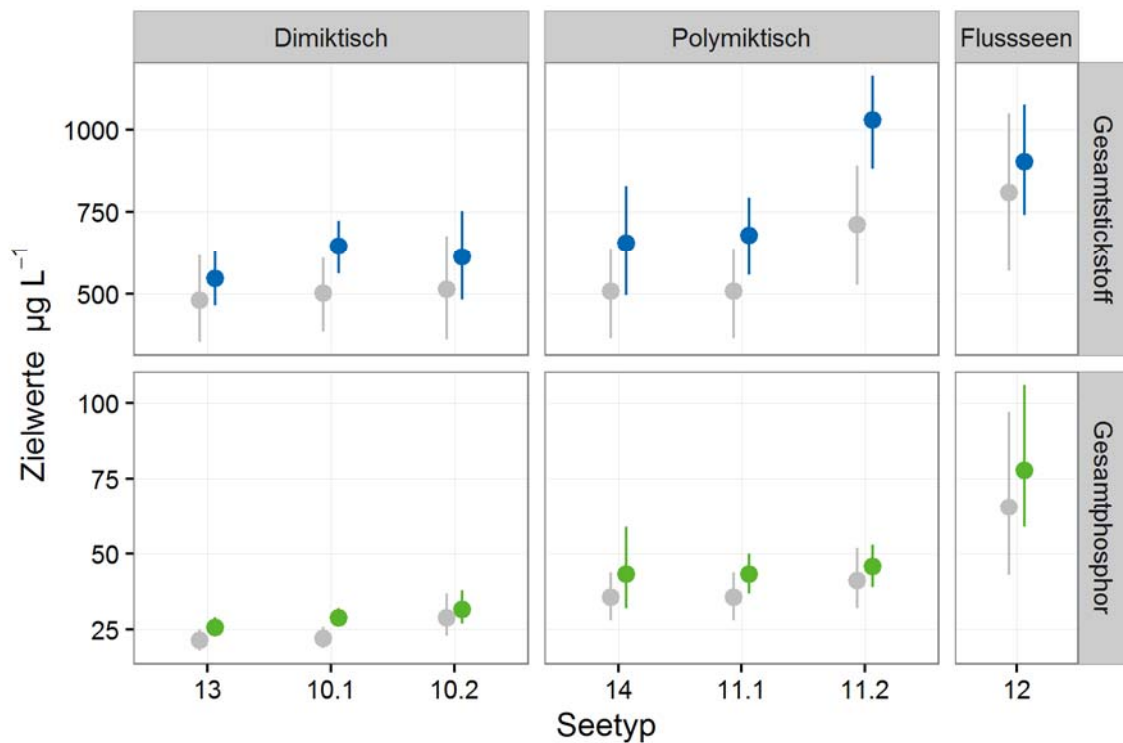


Abbildung 1.4. Zielwerte für Konzentrationen von Gesamtstickstoff und Gesamtphosphor, bei deren Unterschreitung zu erwarten ist, dass sich der gute ökologische Zustand einstellt. Dargestellt ist der Vergleich der Zielwerte, die basierend auf der NDB-See 2005-2010 (graue Punkte) und der NDB-See 2005-2013 (blaue Punkte für Stickstoff, grüne Punkte für Phosphor). Der Fehlerbalken gibt den 95 % Konfidenzintervall an.

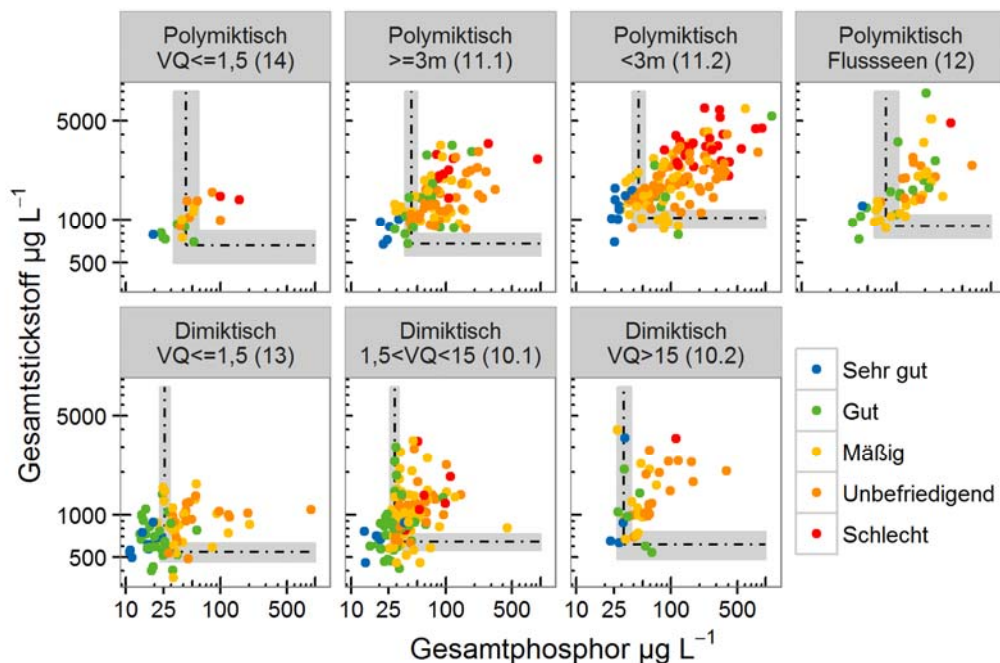


Abbildung 1.5. Vergleich der Zielwerte (gestrichelte schwarze Linien; grauer Bereich, 95 % Konfidenzintervall) mit dem Status quo von TN- und TP-Konzentrationen in unterschiedlichen Seetypen, wobei für jeden Seetyp der ökologische Zustand der einzelnen Seen farblich markiert ist (siehe Legende).

Literatur

- Bergström, A.-K. (2010): The use of TN:TP and DIN:TP ratios as indicators for phytoplankton nutrient limitation in oligotrophic lakes affected by N deposition. *Aquatic Sciences*, 72: 277-281.
- Dolman, A. M., Mischke, U., & Wiedner, C. (2016): Lake-type-specific seasonal patterns of nutrient limitation in German lakes, with target nitrogen and phosphorus concentrations for good ecological status. *Freshwater Biology*, 61: 444-456.
- Dolman, A.M. & Wiedner, C. (2015): Predicting phytoplankton biomass and estimating critical N:P ratios with piecewise models that conform to Liebig's law of the minimum. *Freshwater Biology* 60: 686-697.
- Mathes, J., Plambeck, G. & Schaumburg, J. (2002): Das Typisierungssystem für stehende Gewässer in Deutschland mit Wasserflächen ab 0,5 km² zur Umsetzung der Wasserrahmenrichtlinie. In: Nixdorf B & Deneke R (Hrsg.), *Ansätze und Probleme bei der Umsetzung der EU-Wasserrahmenrichtlinie*. BTUC-AR 5/2002, BTU Cottbus: 15-24.
- Mischke, U., Riedmüller, U.; Hoehn, E. & Nixdorf, B. (2014): *Handbuch Phyto-See-Index: Verfahrensbeschreibung für die Bewertung von Seen*. PhytoSee 6.0 (<http://www.igb-berlin.de/datenbanken.html>).
- Morris, D.P. & Lewis, W.M. (1988): Phytoplankton nutrient limitation in Colorado mountain lakes. *Freshwater Biology* 20: 315-327.
- NITROLIMIT I Abschlussbericht (2014): NITROLIMIT – Stickstofflimitation in Binnengewässern: Ist Stickstoffreduktion ökologisch sinnvoll und wirtschaftlich vertretbar? Abschlussbericht des BMBF-Verbundprojekts NITROLIMIT I, Mai 2014. BTU Cottbus-Senftenberg, Lehrstuhl Gewässerschutz (Hrsg.). Bad Saarow: pp. 208.
- Ptácník, R., Andersen, T. & Tamminen, T. (2010): Performance of the Redfield Ratio and a Family of Nutrient Limitation Indicators as Thresholds for Phytoplankton N vs. P Limitation. *Ecosystems* 13: 1201-1214.
- Wiedner, C., Dolman, A., Mischke, U. & Schließ, J. (2013): Einfluss von Stickstoff und Phosphor auf die Gewässergüte von Seen. NITROLIMIT Diskussionspapier Band 1, Projekt NITROLIMIT c/o BTU Cottbus-Senftenberg, Lehrstuhl Gewässerschutz: pp. 21.

1.2 Fallstudien zur saisonalen Regulation und interanuellen Variabilität der Gewässergüte in Flachseen

Jacqueline Rücker (BTU)

Jan Köhler (IGB)

Bereits in NITROLIMIT I wurde gezeigt, dass das Phytoplankton in flachen, polymiktischen Seen in der Vegetationsperiode häufig durch Stickstoff limitiert ist. Dies traf auch auf zwei der in NITROLIMIT I untersuchten Modellgewässer, Langer See und Müggelsee, zu. Diese beiden Gewässer wurden daher für weiterführende Studien in NITROLIMIT II ausgewählt. Der Lange See liegt im Dahmeinzugsgebiet am Ende der Storkower Seenkette, einer Modellregion, für die in NITROLIMIT II außerdem ein Nährstoffreduktionskonzept erarbeitet wurde (Modul 3.1).

Ziel

Für den Müggelsee und den Langer See sollte der Einfluss von Stickstoff und Phosphor sowie anderer relevanter Einflussgrößen auf die saisonale und langfristige Entwicklung des Phytoplanktons und der Gewässergüte weiter aufgeklärt werden. Die Untersuchungen stellten darüber hinaus wichtige Daten für die Interpretation der Prozessmessungen in Modul 2 (N₂-Fixierung und P-Rücklösung) bereit. Für das Einzugsgebiet des Langer Sees wurden ergänzend zu eigenen Messungen bestehende Datensätze zu Nährstoffeinträgen, Wassermenge und -güte verschiedener Quellen gesichtet und zusammengeführt, die als Basis zur Planung von Nährstoffreduktionsmaßnahmen dienen.

1.2.1 Großer Müggelsee (Berlin)

Tom Shatwell und Jan Köhler (IGB)

Hintergrund

Ökosysteme reagieren auf geänderte Bedingungen oft nicht-linear, graduelle Änderungen können plötzliche Umschwünge hervorrufen, eine Rückkehr in den Ausgangszustand kann unmöglich sein oder stark verzögert werden. Langzeittrends können durch interannuelle Variabilität verdeckt sein. Daher können langfristige Entwicklungen nicht durch Extrapolation von Kurzzeitbeobachtungen erklärt oder vorhergesagt werden.

Bis auf sehr wenige Ausnahmen begannen konsequente Messprogramme zur Langzeitentwicklung von Seen erst in den 1970er Jahren. Mit einem kontinuierlichen Messprogramm seit 1978 ist der Müggelsee neben dem Bodensee und dem Stechlinsee der bestuntersuchte deutsche See (Köhler 2010).

Ziel

Im Kontext des NITROLIMIT-Projekts sollen folgende Fragen mithilfe der Langzeitdatenreihe des Müggelsees beantwortet werden:

Wirkt sich eine Verringerung der externen Belastung sofort oder verzögert auf die seeinternen Konzentrationen von N und P aus? Wie lange wirken Verzögerungsmechanismen?

Reagieren Biovolumen und Zusammensetzung des Phytoplanktons sofort und proportional auf verringerte N- und P-Konzentrationen oder gibt es hier eine Hysterese?

Weisen die Konzentrationen und Elementarverhältnisse auf eine Wachstumsbegrenzung des Phytoplanktons durch P oder durch N hin? Änderte sich der limitierende Nährstoff langfristig oder saisonal?

Welche Auswirkungen haben verringerte N-Konzentrationen und verringerte N:P-Verhältnisse auf den Anteil von N₂-fixierenden Blaualgen? Produzieren diese verstärkt Heterocysten?

Kann eine Verringerung der externen N-Last langfristig durch verstärkte N₂-Fixierung ausgeglichen werden, wie Schindler et al. (2008) postulierten?

Material und Methoden

Der Große Müggelsee ist ein polymiktischer Flachsee (mittlere Tiefe 4,9 m) mit einer Oberfläche von 7,3 km². Seit 1976 werden wöchentlich, im Winter 14-tägig, Wasserproben aus diesem See untersucht. Bis 1986 wurden an der tiefsten Stelle aus 0,5, 4 und 7m Tiefe Proben genommen, seither werden volumengewichtet 21 Teilproben gemischt (s. Driescher et al. 1993). Die Messmethoden sind bei Zwirnmann et al. (2000) und Köhler et al. (2005) beschrieben.

Gelöster anorganischer Stickstoff (DIN) wurde kalkuliert als Summe aus Nitrat und Ammonium, partikulärer Stickstoff und Phosphor (PN und PP) als Differenz aus Gesamt- und Gelöst-N bzw. -P (TN-DN bzw. TP-DP). Für die statistischen Analysen wurde R (ver. 3.3.0) mit dem betareg-Paket genutzt. Für Anteile als abhängige Variable wurden beta-Regressionen mit logit link-Funktion verwendet, ansonsten übliche lineare Regressionen. Nährstoff-Verhältnisse wurden log-transformiert.

Ergebnisse und Diskussion

Durch die Spree wurde in den 1980er Jahren im Mittel 143 g TN und 5,9 g TP pro m² und Jahr in den Müggelsee eingetragen. Seither nahmen diese Frachten jeweils um etwa 75 % ab. Im Jahresmittel waren die TN-Konzentrationen im See stets niedriger als im Zufluss, entwickelten sich aber zeitgleich (Abb 1.6a). TP hingegen war zwischen 1980 und 2010, insbesondere von 1988-92, im See höher als im Zufluss. Die Verringerung der externen P-Belastung wurde erst mit einer Verzögerung von etwa 5 Jahren im See wirksam (Abb 1.6b). Ursache war die interne P-Last durch Rücklösung von P aus den Seesedimenten im Sommer und Herbst. Die Jahresmittel von TN:TP verringerten sich sowohl im Zufluss als auch im See, blieben aber stets über dem Redfield-Verhältnis von 7,2 (Abb 1.6c).

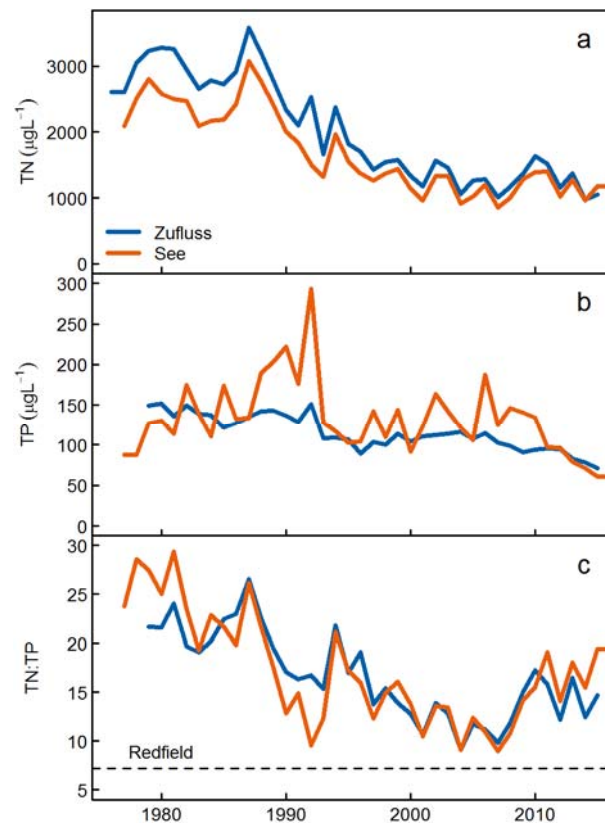


Abbildung 1.6. Langzeitentwicklung der Jahresmittel von TN (a), TP (b) und dem Verhältnis von TN:TP (c) in Zufluss (blau) und See (orange).

Nachfolgend werden nur noch die Verhältnisse im See beschrieben. Dort verringerten sich die Konzentrationen an TN im Frühjahr und Sommer signifikant, die an DIN in allen Jahreszeiten. Die Phosphorkonzentrationen änderten sich im Sommer und Herbst nicht signifikant, während sie im Winter (SRP und TP) und Frühjahr (nur TP) abnahmen.

Die N-Konzentrationen sind maximal im Winter und minimal im Sommer, während die P-Konzentrationen im Winter und Frühjahr am geringsten und im Sommer am höchsten sind. Entsprechend variierten die mittleren TN:TP-Verhältnisse (nach Gewicht) zwischen 22,8 im Winter und 6,2 im Sommer, wobei es keinen Langzeittrend gab. Die mittleren DIN:SRP-Verhältnisse schwankten stärker (zwischen 75 im Winter und 2,6 im Sommer), wobei dieses Verhältnis im Sommer und Herbst über die Jahrzehnte signifikant abnahm. Das Verhältnis von PN:PP variierte nur zwischen 5,4 im Frühjahr und 4,2 im Herbst, mit einem Abwärtstrend im Sommer. Das Verhältnis von partikulärem C zu N lag zwischen 5,4 und 6,0 und nahm um etwa 2 % pro Jahr für Frühjahr und Sommer und um 3,5 % pro Jahr für Herbst und Winter zu (Abb. 1.7).

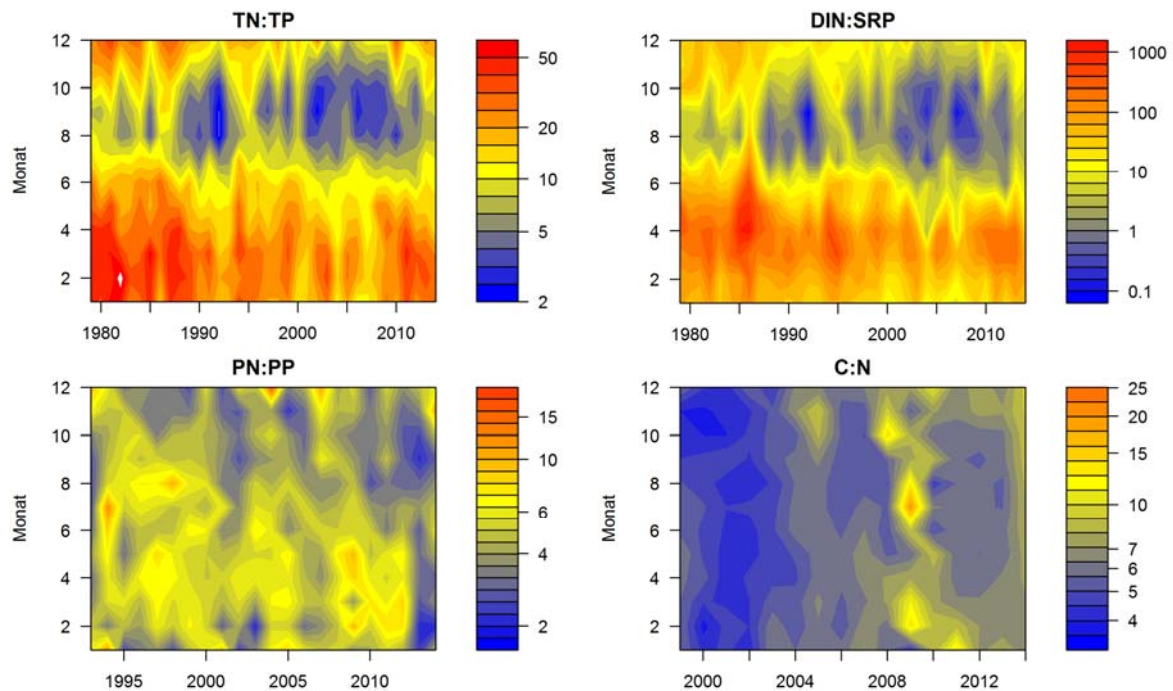


Abbildung 1.7. Langzeitentwicklung der Nährstoffverhältnisse (oben) und der Sestonzusammensetzung (unten, massebezogen) im Müggelsee.

Die Dauer der Perioden mit geringen DIN-Konzentrationen ($< 200 \mu\text{g L}^{-1}$) verlängerte sich signifikant um fast 4 Tage pro Jahr von weniger als 50 in den frühen 1980ern auf etwa 150 Tage pro Jahr in jüngster Vergangenheit. Während sie früher auf die Zeit von Mitte Juli bis Ende August begrenzt waren, erstrecken sie sich jetzt auf Anfang April bis Ende Oktober. Die Dauer von Phasen niedriger SRP-Konzentrationen ($< 20 \mu\text{g L}^{-1}$) verkürzte sich marginal, wobei sie jetzt signifikant früher enden (Anfang Juni) als in den 1980er Jahren (Anfang September). Die Phasen mit DIN:SRP-Verhältnissen $< 7,2$ (Redfield-Ratio) wurden um 3,8 Tage pro Jahr länger. Sie erstreckten sich in den 1980ern von Ende Juli bis Mitte September, nun von Mitte Juni bis Anfang Dezember.

Der Jahresgang der Phytoplankton-Biomasse ist im Müggelsee bimodal, mit einem Frühjahrsmaximum von Kieselalgen und einer variablen und diversen Algenentwicklung im Sommer. N_2 -Fixierer (*Aphanizomenon* sp. und *Anabaena* sp.) sind von Juli bis September von Bedeutung. Im Jahresmittel sank das Phytoplanktonbiovolumen signifikant von etwa $10 \text{ mm}^3 \text{ L}^{-1}$ in den 1980ern auf derzeit etwa $3 \text{ mm}^3 \text{ L}^{-1}$. Das Biovolumen der N_2 -Fixierer sank sogar stärker, von etwa 6 auf unter $1 \text{ mm}^3 \text{ L}^{-1}$ (Sommermittel). Ihr Anteil am Biovolumen sowohl des gesamten Phytoplanktons als auch der Blaualgen sank signifikant. Trugen sie in den 1980ern noch etwa 70 % zum Biovolumen der Blaualgen und 40 % zu dem aller Planktonalgen im Sommer bei, verringerten sich diese Anteile auf 50 und weniger als 30 %. Das mittlere Phytoplankton-Biovolumen war im Frühjahr signifikant korreliert mit den Konzentrationen an TP ($r^2=0,63$) und TN ($r^2=0,63$). Im Sommer hing es insbesondere von TN ab ($r^2=0,78$), weniger von TP ($r^2=0,12$) (Abb. 1.8). Der mittlere Biomasseertrag von P war viel höher im Frühjahr ($0,166 \text{ mm}^3$ pro $\mu\text{g TP}$) als im Sommer ($0,019 \text{ mm}^3 / \mu\text{g TP}$). Der Ertrag pro N war hingegen im Frühjahr geringer als im Sommer ($6,04$ vs $12,09 \text{ mm}^3$ pro mg TN). Entsprechend war das Verhältnis von N- zu P-Ertrag im Frühjahr viel höher (27,4) als das Redfield-Ratio, im Sommer hingegen deutlich geringer (1,6). Im Jahresmittel lag das Verhältnis zwischen N- und P-Ertrag mit 8,0 leicht über dem Redfield-Ratio (7,2). Damit war dieses Verhältnis sowohl im Zufluss als auch im See im Langzeitmittel höher als das optimale N:P-Verhältnis für Phytoplankton.

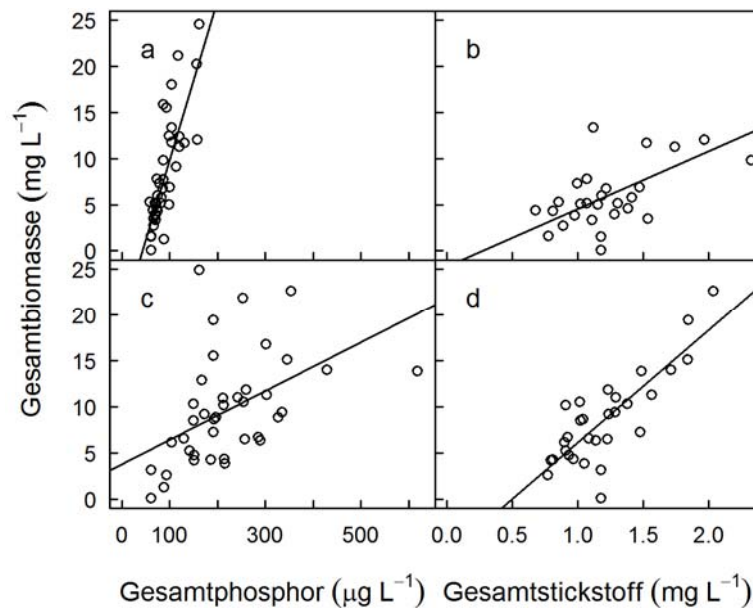


Abbildung 1.8. Korrelation zwischen Phytoplankton-Biovolume und der Konzentration an TP (a, c) und TN (b, d) im Frühjahr (a, b) und im Sommer (c, d).

Der Anteil der N_2 -Fixierer am Phytoplankton-Biovolume war signifikant positiv korreliert mit den Verhältnissen von PN:PP, DIN:SRP und DIN:TP und negativ mit dem Verhältnis von C:N. Er stieg mit der Konzentration an DIN. Die Netto-Wachstumsraten der N_2 -Fixierer waren nicht korreliert mit der DIN-Konzentration, dem N:P-Verhältnis oder der Wassertemperatur, stiegen aber mit dem Lichtangebot. Es gab keinen signifikanten Langzeittrend der Anzahl der Heterocysten, obwohl das mittlere Biovolume der N_2 -Fixierer abnahm. Die Heterocystenzahl war nicht korreliert mit der DIN-Konzentration, allerdings stieg die Heterocystenzahl pro Biovolume der N_2 -Fixierer deutlich bei niedrigen DIN-Konzentrationen (Abb. 1.9).

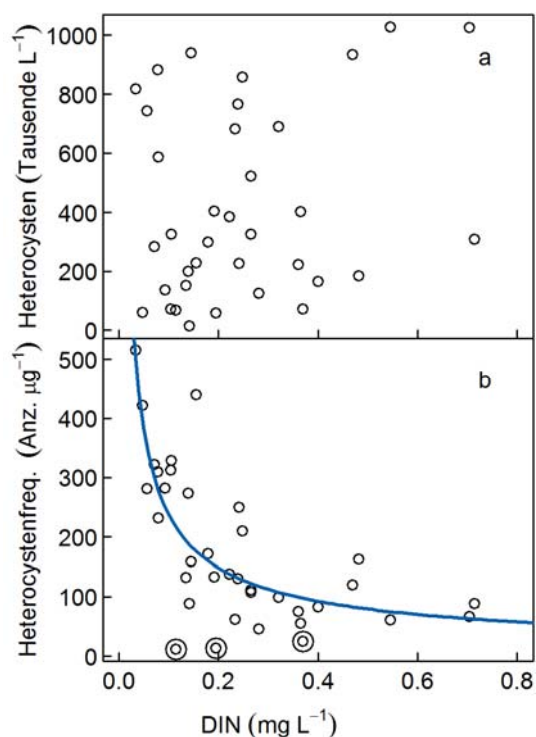


Abbildung 1.9. Korrelation zwischen Saisonmitteln der DIN-Konzentration und der Anzahl (oben) und Frequenz (unten) von Heterocysten. Die Jahre 1987-89 (umrandet) wurden aus der Regression ausgeschlossen.

Zusammenfassung

Konzentrationen und Verhältnisse der Nährstoffe im Müggelsee deuten auf eine Begrenzung der Phytoplanktonbiomasse durch Mangel an P im Frühjahr und an N im Sommer hin. Der N-Mangel hat sich in den letzten Jahrzehnten verstärkt, die Phasen mit niedrigen DIN-Konzentrationen und niedrigen DIN:SRP-Verhältnissen verlängerten sich signifikant. Der See reagierte unmittelbar auf die Verringerung der externen Last von N, während die Remobilisierung von P aus den Sedimenten nach der Lastreduzierung erst zunahm und die Einstellung eines neuen Gleichgewichtes um mindestens 5 Jahre verzögerte. Mit verringerten Nährstoffkonzentrationen sank die mittlere Phytoplanktonbiomasse. Trotz verringerten N-Angebots sank sowohl das Biovolumen als auch der relative Anteil von N_2 fixierenden Blaualgen. Erst bei sehr geringen DIN-Konzentrationen stieg die Zahl der Heterocysten pro Biomasse der N_2 -Fixierer. Entgegen der Thesen von Schindler et al. (2008) wurde verringerter N-Eintrag aus dem Einzugsgebiet nicht durch verstärktes Aufkommen von N_2 fixierenden Blaualgen ausgeglichen.

Literatur

- Driescher E., Behrendt H., Schellenberger G. & Stellmacher R. (1993): Lake Müggelsee and its environment – natural conditions and anthropogenic impacts. *Internationale Revue der gesamten Hydrobiologie*, 78: 327–343.
- Köhler, J. (2010): Long-term ecological research in freshwater ecosystems.- In: Müller, F., Baessler, C., Schubert, H. & Klotz, S. (Eds). *Long-term ecological research – between theory and application*, Springer Netherlands, 179-187.
- Köhler, J., Hilt, S., Adrian, R., Nicklisch, A., Kozerski, H.P. and Walz, N. (2005): Long-term response of a shallow, moderately flushed lake to reduced external phosphorus and nitrogen loading. *Freshwater Biology*, 50(10): 1639-1650.
- Schindler, D.W., Hecky, R.E., Findlay, D.L., Stainton, M.P., Parker, B.R., Paterson, M.J., Beaty, K.G., Lyng, M. and Kasian, S.E.M. (2008): Eutrophication of lakes cannot be controlled by reducing nitrogen input: Results of a 37-year whole-ecosystem experiment. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 105(32): 11254-11258.
- Zwirnmann, E., Krüger, A. und Gelbrecht, J. (2000): *Analytik im Zentralen Chemielabor des IGB. Berichte es IGB* 9, Berlin, 24 Seiten.

Danksagung

Über die letzten 40 Jahre haben eine Vielzahl von Mitarbeiterinnen und Mitarbeitern des IGB und seines Vorgänger-Instituts tausende Proben genommen und analysiert.

1.2.2 Langer See

Jacqueline Rücker (BTU)

Hintergrund

Seit 1993 wird der Lange See bei Prieros regelmäßig vom Lehrstuhl Gewässerschutz der BTU Cottbus – Senftenberg untersucht und wurde deshalb zu Beginn des NITROLIMIT-Projektes als eines von fünf Modellgewässern ausgewählt. Er ist das letzte Glied der Storkower Seenkette und mündet in die Dahme. Mit einer Fläche von 1,55 km² gehört er zu den berichtspflichtigen Seen nach WRRL. Die mittlere Tiefe beträgt 2,2 m, die theoretische Wasseraufenthaltszeit 30,5 Tage (Mittelwert 1994 – 2015) und liegt damit an der Grenze zwischen den Seentypen 11.2 und 12. Da die theoretische Wasseraufenthaltszeit in der bewertungsrelevanten Vegetationsperiode im langjährigen Mittel jedoch 46,5 Tage beträgt (26,1 - 84,5 d; 1994 – 2015), wurde er als polymiktischer Flachsee mit großem Einzugsgebiet (Typ 11.2) klassifiziert. Auf Grund der hydrologischen und morphologischen Bedingungen wird die Wasserqualität im Langer See stark von der Nährstofffracht aus dem 395 km² großen Einzugsgebiet beeinflusst. Durch die Sanierung des Einzugsgebietes, vor allem Verbesserungen in der Abwasserbehandlung, verringerten sich die Nährstofffrachten seit den 1990er Jahren (siehe auch Modul 3.1.1).

Methoden

Der Lange See wurde während der Vegetationsperiode 14tägig, sonst monatlich an der tiefsten Stelle untersucht. Dort wurden die Sichttiefe gemessen sowie Sondenmessungen physikalischer und chemischer Parameter im Vertikalprofil durchgeführt. Für die Nährstoffanalytik und die Bestimmung des Phytoplanktonbiovolumens nach Utermöhl (1958) wurde jeweils eine Mischprobe über die gesamte Wassersäule hergestellt. Die Bestimmung von Chlorophyll a, TP, TN, SRP, NO_x, NH₄ und Silikat erfolgte nach Standardmethoden (DEV 1976 - 1998). Kartierungen von submersen Makrophyten und Muscheln erfolgten im Rahmen von NITROLIMIT I (NITROLIMIT, 2014). Zur Bewertung der Makrophyten wurde das PHYLIB-Verfahren (Schaumburg et al., 2011) angewendet, zur Bewertung des Phytoplanktons das PhytoSee-Verfahren (Mischke et al., 2016). Der Trophie-Index wurde nach LAWA (2014) berechnet.

Ergebnisse

Für den Langer See ist in Abbildung 1.10A die Langzeitentwicklung der Vegetationsmittelwerte (April – Oktober) der TN- und TP-Konzentrationen den seentypspezifischen Zielwerten für die Erreichung des guten ökologischen Zustandes nach EU-WRRL aus Modul 1.1 gegenübergestellt. Trotz einer ungefähren Halbierung der Konzentrationen im Vergleich zu den 1990er Jahren, liegt TP immer noch etwa 20 µg L⁻¹ über dem Zielwert von 46 µg TP L⁻¹ (Zielwert PSI für den Seentyp 11.2). Der Bereich des Zielwertes für TN (1030 µg L⁻¹ (893 – 1153 µg L⁻¹)) wird hingegen seit 2003 bereits erreicht. Sowohl die gegenwärtigen TP- als auch die TN-Konzentrationen überschreiten jedoch die Zielwerte zur Erreichung des guten ökologischen Zustandes nach PSI von Dolman et al. (2016) (siehe Rücker et al. 2016).

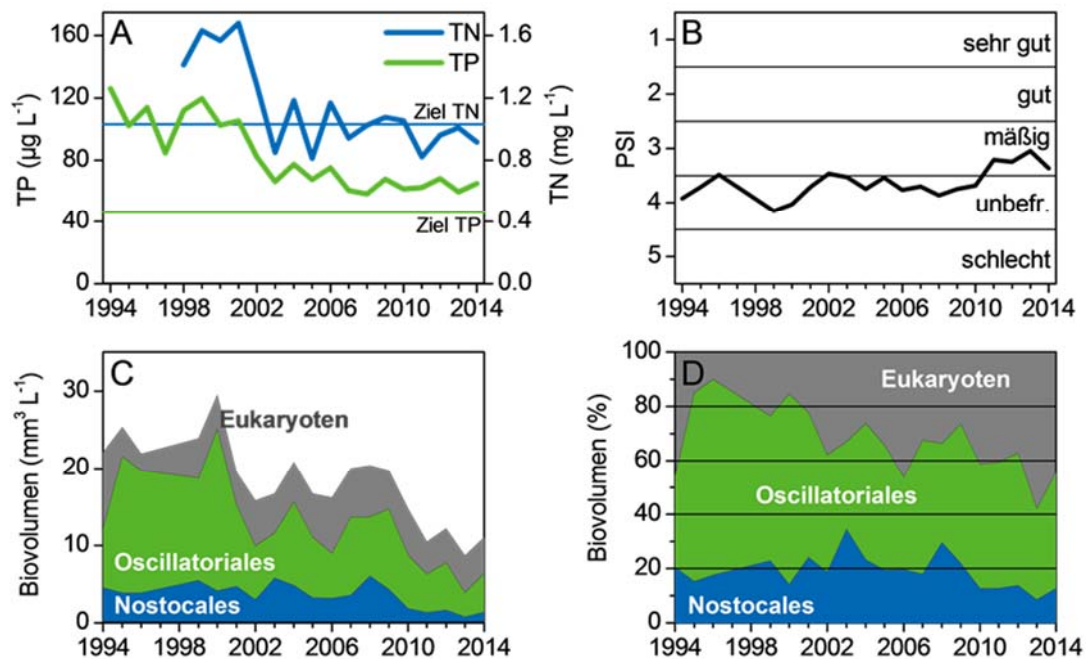


Abbildung 1.10. (A): Vegetationsmittel (April – Oktober) von Gesamtstickstoff- (TN) und Gesamtphosphorkonzentrationen (TP); (B): Bewertung nach Phyto-See-Index (PSI); (C): Phytoplanktonbiovolumen ($\text{mm}^3 \text{L}^{-1}$; summarisch) und (D): relativer Anteil von eukaryotischen Algen (Eukaryoten) sowie Cyanobakterien der Ordnungen Oscillatoriales und Nostocales (N₂-Fixierer) am gesamten Phytoplanktonbiovolumen für den Langen See 1994 – 2014.

Das Phytoplankton reagierte zeitverzögert auf den Rückgang der TN- und TP-Konzentrationen. Zunächst gab es, ähnlich wie bei TN und TP, einen deutlichen Rückgang im Zeitraum 2000 – 2002, der vor allem durch eine Abnahme der Biomasse von fädigen, nicht-stickstofffixierenden Cyanobakterien der Ordnung Oscillatoriales bedingt war (Abb. 1.10C). Da vor allem die Biomasse des Microcystinproduzierenden Cyanobakteriums *Planktothrix agardhii* zurückging, sanken die Toxinkonzentrationen in diesem Zeitraum ebenfalls deutlich. Diese Daten gingen in die Analyse von Dolman et al. (2012) ein. Die Biomasse der stickstofffixierenden Nostocales blieb hingegen bis 2009 etwa konstant auf einem Niveau von rund $4 \text{ mm}^3 \text{L}^{-1}$. Die Saisonale Entwicklung von Nostocales und Oscillatoriales ist in Modul 2.1.2 dargestellt. Ab 2010 nahm die Biomasse dieser beiden Cyanobakteriengruppen dann noch einmal deutlich ab. Ihr relativer Anteil am Gesamtphytoplankton verringerte sich zugunsten eukaryotischer Algenarten und die Bewertung der Biokomponente Phytoplankton nach PSI verbesserte sich 2011 von „unbefriedigend“ auf „mäßig“ (Abb. 1.10B). Da die TN- und TP-Konzentrationen seit 2003 nahezu unverändert blieben, ist zu vermuten, dass biotische Wechselwirkungen zu den Veränderungen im Phytoplankton nach 2010 beigetragen haben. Wie in NITROLIMIT I gezeigt wurde, konnte in diesem Zeitraum eine beginnende Ausbreitung von submersen Makrophyten beobachtet werden, die z.B. durch allelopathische Effekte oder Nährstoffkonkurrenz auf das Phytoplankton wirken und die Sedimentresuspension verringern (Rücker et al. 2013). Ein positiver Einfluss von filtrierenden Muscheln auf die Wasserqualität ist ebenfalls möglich (Rücker et al. 2014). Trotz der langsamen Ausbreitung ergab die Bewertung der Biokomponente Makrophyten 2011 und 2013 nur das Prädikat „schlecht“ (Milke, 2016). Das liegt daran, dass nach der jahrzehntelangen nahezu vollständigen Abwesenheit submerser Vegetation die Biomasse in vielen Bereichen des Sees noch sehr niedrig ist und sich zunächst Arten ausbreiten, die den eutrophen Zustand anzeigen. Nach LAWA (2014) wird der

See, trotz der Verbesserung um zwei Trophiestufen (von hypertroph zu Beginn der 1990er Jahre), gegenwärtig noch als polytroph 1 eingestuft (Rücker et al. 2015).

Zusammenfassung

Infolge umfangreicher Sanierungsmaßnahmen sind die TN- und TP-Konzentrationen im Langen See seit Beginn der 1990er Jahre deutlich zurückgegangen. Die TN-Werte liegen im Bereich der Zielwerte aus Modul 1.1. Das bestätigt die Befunde aus NITROLIMIT I, die den Langen See als stickstofflimitiert ausweisen. Folglich könnte die Verschärfung der N-Limitation des Phytoplanktons durch die Reduktion von N-Einträgen zu einer Verbesserung der Wasserqualität im Langen See und damit zu einer Entlastung der Dahme und der stromabwärts gelegenen Berliner Gewässern beitragen. Gegenwärtig erreicht der Lange See jedoch noch nicht den von der WRRL geforderten guten ökologischen Zustand. Die Bewertung des Phytoplanktons ergab nur einen mäßigen, der Makrophyten einen schlechten ökologischen Zustand. Daher wurden in Modul 3.1.1 Möglichkeiten zur Reduktion von N-Einträgen aus der Landwirtschaft und Sanierungsmaßnahmen im Einzugsgebiet untersucht.

Literatur

- DEV (Deutsche Einheitsverfahren zur Wasser-, Abwasser- und Schlammuntersuchung) (1976 – 1998): WILEY-VCH Verlag GmbH & Co. KGaA, Beuth Verlag GmbH: D11, E5, D9, C9, E1, H7.
- Dolman, A.M., Rücker, J., Pick, F.R., Fastner, J., Rohlack, T., Mischke, U. & Wiedner, C. (2012): Cyanobacteria and cyanotoxins: The influence of nitrogen versus phosphorus. PLoS ONE 7, e38757. doi: 10.1371/journal.pone.0038757.
- Dolman, A.M., Mischke, U., & Wiedner, C. (2016): Lake-type specific seasonal patterns of nutrient limitation in north German lakes and target nitrogen and phosphorus concentrations for a good ecological status. Freshwater Biology 61: 444-456.
- LAWA (Länderarbeitsgemeinschaft Wasser) (2014): Trophieklassifikation von Seen. Richtlinie zur Ermittlung des Trophie-Index nach LAWA für natürliche Seen, Baggerseen, Talsperren und Speicherseen. Empfehlungen Oberirdische Gewässer. LAWA – Bund/Länder Arbeitsgemeinschaft Wasser (Ed.). Access-Auswertungstool. Report: <http://www.lawa.de/Publikationen.html>, Access-Tool version 1.1: http://www.gewaesserfragen.de/publikationen_2012.htm.
- Milke, M. (2016): Nährstoffkonkurrenz zwischen submersen Makrophyten und Phytoplankton in Seen. Diplomarbeit. BTU Cottbus – Senftenberg.
- Mischke, U., Riedmüller, U., Hoehn, E. & Nixdorf, B. (2016): Method description of the assessment of lakes and reservoirs with phytoplankton and the Phyto-See-Index in Germany. User Handbook. Electronic publication. <http://www.igb-berlin.de/datenbanken.html>.
- NITROLIMIT (2014): Stickstofflimitation in Binnengewässern - Ist Stickstoffreduktion ökologisch sinnvoll und wirtschaftlich vertretbar? Abschlussbericht NITROLIMIT I. 208 S.
- Rücker, J., Weyer, K. van de & Nixdorf, B. (2013): Kann Nährstoffkonkurrenz durch submerse Makrophyten die Biomasseentwicklung des Phytoplanktons beeinflussen? Erweiterte Zusammenfassung der Jahrestagung der DGL 2012 in Koblenz. Eigenverlag der DGL, Hardeggen: 346-350.
- Rücker, J., Harandt, C. & Miethling, D. (2014): Abschätzung von Phytoplanktonverlusten durch Muschelfiltration. Erweiterte Zusammenfassung der Jahrestagung der DGL 2013 in Potsdam. Eigenverlag der DGL: 51-56.
- Rücker, J., Barsch, A. & Nixdorf, B. (2015): „Besser, aber noch nicht gut“ – Ökologischer Zustand der Seen in Brandenburg 2014. WasserWirtschaft 12/2015: 41-47.
- Schaumburg, J., Schranz, C., Stelzer, D. & Vogel, A. (2011): Handlungsanleitung für die ökologische Bewertung von Seen zur Umsetzung der EU-Wasserrahmenrichtlinie: Makrophyten und Phytobenthos. Bayrisches Landesamt für Umwelt. http://www.lfu.bayern.de/wasser/gewaesserqualitaet_seen/phy-lib_deutsch/verfahrensanleitung/doc./verfahrensanleitung_seen.pdf
- Utermöhl, H. (1958): Zur Vervollkommen der quantitativen Phytoplankton-Methodik. Mitteilungen der Internationalen Vereinigung für Theoretische und Angewandte Limnologie 9, 1-38.

1.3 Chemische Analytik und ökologische Wirkungen gelöster organischer N-Verbindungen

1.3.1 Qualitätskontrolle und Beratung zur chemischen Analytik

Elke Zwirnmann und Jan Köhler (IGB)

Hintergrund

Bei der Kalkulation der N-Bilanzen in Nitrolimit I wurden deutliche Diskrepanzen festgestellt, die vermutlich auf Probleme mit der chemischen Analytik zurückzuführen sind. Außerdem bestand der Verdacht, dass die in die Nitrolimit-Datenbank eingegangenen N-Konzentrationen aus verschiedenen Quellen teilweise schlecht vergleichbar sind. Harnstoff ist potenziell eine wichtige N-Quelle für das Phytoplankton, seine Konzentration wird aber bisher nur selten erfasst.

Ziel

Um die Vergleichbarkeit der Nährstoffdaten aus den verschiedenen Laboren abzusichern, sollte ein Ringtest durchgeführt werden. Dabei messen alle beteiligten Labore mit ihren Methoden die gleichen Proben. Damit die teilnehmenden Landeslabore Harnstoff in zusätzlichen Seetypen messen können, mussten die Methoden zur Bestimmung von Harnstoff in allen Laboren etabliert werden. Die Landeslabore sollten in die Lage versetzt werden, diesen Parameter selbständig in vergleichbarer Weise zu bestimmen.

Material und Methoden

Für den Ringtest wurden Anfang 2015 synthetische (Nitrat, Ammonium, Harnstoff, Aminosäuren) und natürliche Proben (Müggelsee, Algenkulturen) an folgende Labore verteilt:

- Potsdamer Wasser-und Umweltlabor (Auftragnehmer von LimnoPlan)
- BTU Cottbus-Senftenberg, Lehrstuhl Gewässerschutz
- Institut für angewandte Gewässerökologie (Neuseddin)
- Landeslabor Berlin/Brandenburg Berlin/Frankfurt/Oder
- Landeslabor Berlin/Brandenburg Kleinmachnow
- IGB - Berlin
- IGB – Neuglobsow
- LUNG Mecklenburg-Vorpommern, Güstrow

Bis auf letzteres Labor lieferten alle Teilnehmer die Messergebnisse bis Ende Mai 2015, die Daten aus Güstrow konnten noch nachträglich ausgewertet werden.

Die Methode zur Messung von Harnstoff wurde in den Landeslaboren von Berlin, Brandenburg, Mecklenburg-Vorpommern und Schleswig-Holstein sowie im Potsdamer Wasser- und Umweltlabor Anfang 2015 etabliert. In diesen Laboren wurden 2015 in einer Vielzahl von Seen die Konzentrationen an Harnstoff und DON gemessen.

Ergebnisse und Diskussion

Beim Ringtest synthetischer Lösungen von Nitrat und Ammonium lagen die meisten Labore in einem Bereich von $\pm 20\%$ um den wahren Wert, wobei es auch Abweichungen über 100% gab. Nach dem Aufschluss dieser Lösungen wurden überwiegend deutlich zu hohe Werte für gelösten Stickstoff (DN) ermittelt. Harnstoff wurde nur von vier Teilnehmern bestimmt, von denen drei gute Ergebnisse erzielten, einer aber systematisch deutlich zu geringe Konzentrationen bestimmte. In den Müggelseeproben und Algenkulturen lagen die Nitrat- und die DN-Werte innerhalb von ± 12 um den Mittelwert. Bei Ammonium und bei Harnstoff lagen die Standardfehler zwischen 33 und 61% (Abb. 1.11). Die Bestimmungsgrenzen wurden sehr unterschiedlich angegeben, bei der Harnstoffanalyse waren die Blindwerte oft sehr hoch. Die unterschiedlichen Methoden zur Bestimmung von Nitrat (Ionenchromatographie / FSA) und von DN (Oxidation mit Chemosolv / katalytische Hochtemperaturoxidation) waren nicht eindeutig als Ursache für die Messdifferenzen auszumachen. Im Zuge des Ringtests wurden in zwei Laboren Quellen für systematische Fehler gefunden und abgestellt.

Die Ergebnisse der Harnstoffanalysen werden im folgenden Kapitel (1.4.2) dargestellt.

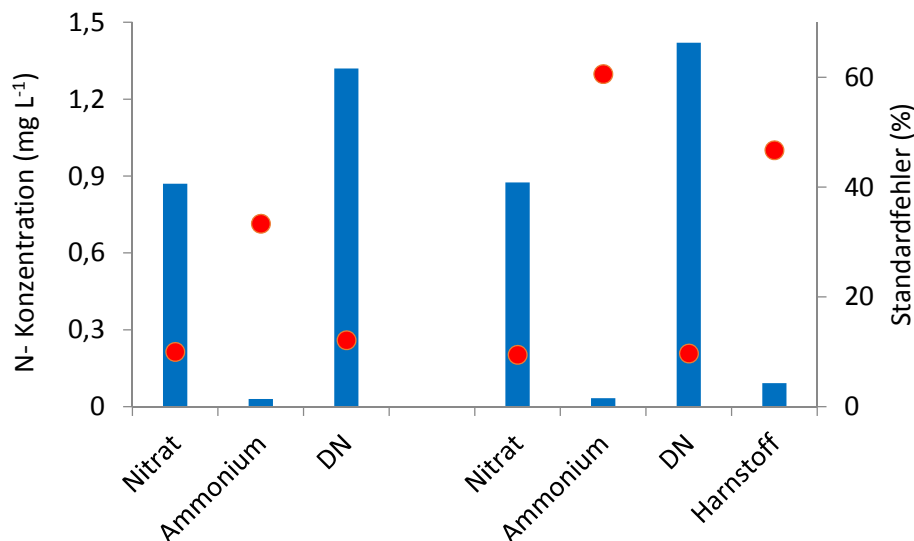


Abbildung 1.11. Beispiel für Ergebnisse des Ringtests: Mittlere N-Konzentrationen (blaue Säulen) und Standardfehler zwischen den beteiligten Laboren (rot), Probe aus dem Müggelsee, links ohne Zusatz, rechts nach Zusatz von 0.1 mg L^{-1} Harnstoff.

Zusammenfassung

In synthetischen Proben wurden Nitrat, Ammonium und Harnstoff weitgehend richtig gemessen, während DN oft überschätzt wurde. In Seeproben und Algenkulturen ermittelten alle Labore recht ähnliche Konzentrationen von Nitrat und von DN, während die Abweichungen bei Ammonium und Harnstoff recht hoch waren. Die Qualitätskontrolle muss weiter verbessert werden, um die Sicherheit und Vergleichbarkeit von Messdaten zu gewährleisten.

1.3.2 Nutzung gelöster organischer N-Verbindungen durch das Phytoplankton

Dorothea Fiedler und Jan Köhler (IGB)

Hintergrund

In Nitrolimit 1 wurde an vier Modellgewässern festgestellt, dass die Konzentrationen an DON jene an Nitrat und Ammonium oft deutlich übersteigen, wobei einige DON-Fractionen sehr gut durch das Phytoplankton verwertet wurden. Die Herkunft dieser N-Verbindungen ist noch weitgehend unklar, ebenso wie ihre Transformationen zwischen Quelle und See. Harnstoff ist als sehr gut nutzbare DON-Fraktion bekannt, seine Konzentration wird aber fast nie bei der Überwachung von Kläranlagenabläufen oder Gewässern erfasst.

Ziel

Um die Bedeutung von Harnstoff in allen im norddeutschen Tiefland wichtigen Seetypen abschätzen zu können, sollten dessen Konzentrationen von den zuständigen Landesämtern im Rahmen des Seenmonitorings erfasst werden. Dazu mussten die Methoden zur Bestimmung von Harnstoff in allen Laboren etabliert werden (s. Kapitel 1.4.1).

Ein zweiter Schwerpunkt sollte in der besseren Aufklärung der Bedeutung wichtiger DON-Quellen für die Phytoplanktonentwicklung liegen. Hierzu sollen Konzentration und Algenverfügbarkeit von DON-Fractionen aus Abwasserreinigungsanlagen mit unterschiedlicher Technologie erfasst und der Ab- und Umbau dieser N-Verbindungen auf dem Weg vom Klärwerksablauf bis zum unterliegenden See verfolgt werden.

Material und Methoden

Die Methoden zur Messung von Harnstoff und DON wurden in den Landeslaboren von Berlin, Brandenburg, Mecklenburg-Vorpommern und Schleswig-Holstein sowie im Potsdamer Wasser- und Umweltlabor Anfang 2015 etabliert. In diesen Laboren wurden 2015 in einer Vielzahl von Seen die Konzentrationen an Harnstoff und DON gemessen.

Die Abläufe der Berliner Klärwerke Münchehofe, Wassmannsdorf und Schönerlinde wurden über ein Jahr beprobt. Analysiert wurden die Konzentrationen an gesamtem gelöstem Stickstoff (DN), Gesamt-DON, Nitrat, Ammonium, Biopolymeren, Huminstoffen und Harnstoff.

Proben aus dem Stechlinsee (bewaldetes Einzugsgebiet), dem Heinersdorfer See (landwirtschaftlich geprägt), der Fuchskuhle (huminstoffreicher Waldsee) und dem Ablauf der Kläranlage Wassmannsdorf wurden ohne Zusätze von Organismen oder Chemikalien für eine Woche inkubiert. Die Konzentrationen an wichtigen Stickstoff-Fractionen wurden vor und nach der Inkubation verglichen.

Ergebnisse und Diskussion

Die Konzentrationen an Harnstoff lagen in den untersuchten Seen Mecklenburg-Vorpommerns, Schleswig-Holsteins und Berlins in den meisten Fällen unter der Nachweisgrenze, die zwischen 10 und 65 $\mu\text{g L}^{-1}$ angegeben wurde. Von den 609 analysierten Seeproben wiesen nur 7,7 % Harnstoffkonzentrationen über 50 $\mu\text{g L}^{-1}$ auf. In 3,1 % der Proben wurden Konzentrationen über 100 $\mu\text{g L}^{-1}$ gemessen, der Spitzenwert betrug 349 $\mu\text{g L}^{-1}$. Es wurden Seen ausgewählt, bei denen aufgrund des niedrigen DIN:SRP-Verhältnisses N-Limitation des Phytoplanktonwachstums denkbar erschien. In

diesen Seen werden die verfügbaren N-Verbindungen normalerweise rasch umgesetzt, so dass ein schneller Umsatz für die meist niedrigen Harnstoffkonzentrationen mitverantwortlich sein kann.

Abbildung 1.12 zeigt die mittlere jährliche Konzentration verschiedener Stickstoffkomponenten in den drei untersuchten Klärwerken. Es wird ersichtlich, dass die Konzentration an DON nur etwa 10 % der Nitratkonzentration ausmacht, dass die DON-Verbindungen überwiegend hochmolekular sind und die Konzentrationen an leicht nutzbarem Harnstoff selten $100 \mu\text{g L}^{-1}$ übersteigen. Die DON-Konzentrationen waren in den Klärwerksabläufen nur wenig höher als in den Modellseen von NITROLIMIT I. Signifikante saisonale Unterschiede in der Stickstoffkonzentration konnten in keinem der Klärwerke festgestellt werden. Möglicherweise ist DON aus Kläranlagen für die unterliegenden Seen trotzdem bedeutender als aus seiner Konzentration am Kläranlagenablauf ableitbar. Nitrat wird in unterliegenden Gewässern schnell durch Algen oder Bakterien aufgenommen oder nach Denitrifikation als N_2 oder N_2O abgegeben, so dass der relative Anteil an höhermolekularen N-Verbindungen auf der Fließstrecke zunimmt.

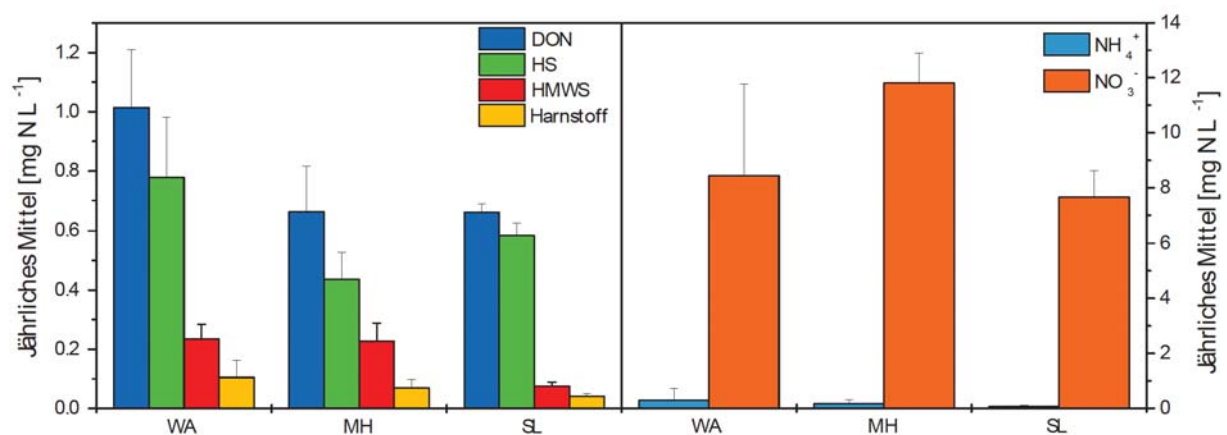


Abbildung 1.12. Jährlicher Mittelwert der Stickstoffkonzentration verschiedener organischer (links) und anorganischer (rechts) Stickstoffkomponenten in den Klärwerken Waßmannsdorf (WA), Münchehofe (MH) und Schönerlinde (SL). DON – gelöster organischer Stickstoff, HS – Huminstoffe, HMWS – Hochmolekulare Komponenten (beachte die unterschiedliche Skalierung der Y-Achsen).

Die Abbauraten von organischen N-Verbindungen waren je nach Herkunft des DON sehr verschieden. In den Abbauversuchen war nach einer Woche sämtliches DON aus dem Kläranlagenablauf durch Bakterien und Algen aufgenommen oder mineralisiert worden. Auch im Stechlinsee und im Heinersdorfer See waren die DON-Verbindungen überwiegend leicht abbaubar, ihre Konzentration nahm in einer Woche um über 50 % ab. Im huminstoffreichen Waldsee (Fuchskuhle) änderten sich Konzentration und Zusammensetzung von DON innerhalb einer Woche hingegen nicht, offensichtlich waren diese Verbindungen nicht weiter biologisch abbaubar. Je nach Herkunft unterschied sich auch der N-Gehalt der Huminstoffe. Dessen C:N-Verhältnis lag in der Fuchskuhle bei 33, in Stechlinsee und Heinersdorfer See dagegen bei 15 bzw. 11. Das Molekulargewicht der Huminstoffe, hier gemessen als Aromazität mittels UV-Absorption, war in der Fuchskuhle deutlich höher als in den Seen. Laborversuche mit Huminstoffen als einziger N-Quelle zeigten ein rasches Wachstum der Diatomee *Cyclotella meneghiniana*, wenn die hochmolekularen organischen Verbindungen aus der Kläranlage Waßmannsdorf stammten. Huminstoffe aus Seen ermöglichten hingegen nur kurzfristig ein geringes Wachstum (Abb. 1.13).

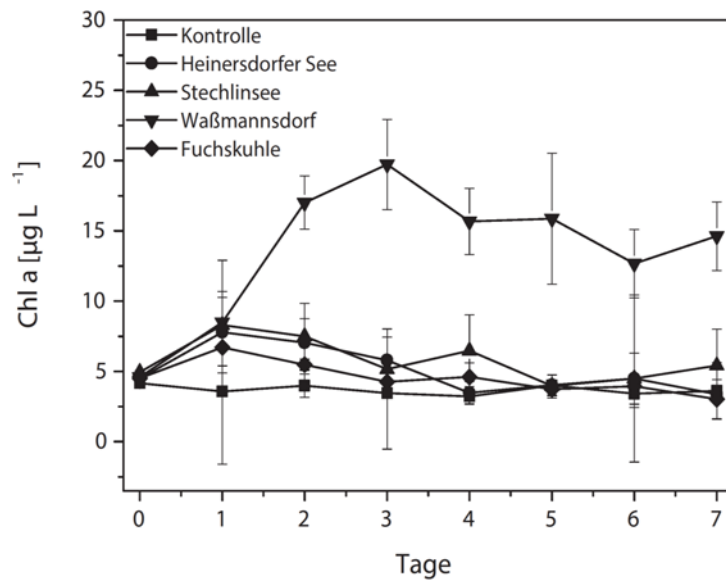


Abbildung 1.13. Änderung der Chlorophyll a-Konzentration bei *Cyclotella meneghiniana* mit Huminstoffen unterschiedlicher Herkunft als einziger N-Quelle. Kontrolle = ohne N-Zugabe.

Zusammenfassung

Diese Untersuchungen zeigen, dass die Verfügbarkeit der organischen N-Verbindungen für Bakterien und Phytoplankton stark von Herkunft und Alter des DON abhängt. Die frischen Verbindungen aus Kläranlagen werden vollständig genutzt, bei der Festlegung von Ablaufgrenzwerten müsste also DON in gleicher Weise wie Nitrat oder Ammonium berücksichtigt werden. Huminstoffe aus Niedermooren sind überwiegend refraktär, sie werden also nur langsam biologisch genutzt. Ähnlich hochmolekulare Verbindungen, die im Gewässer gebildet oder aus landwirtschaftlich genutztem Einzugsgebiet eingetragen wurden, sind hingegen weitgehend abbaubar und müssen zumindest anteilig als N-Quelle berücksichtigt werden.

1.4 Potenzielle Nährstofflimitation in Fließgewässern

Stephanie Ritz, Helmut Fischer (BfG)

Andrew Dolman (BTU)

Hintergrund und Ziele

Große Fließgewässer sind aufgrund hoher Nährstoffkonzentrationen und kurzer Wasseraufenthaltszeiten selten nährstofflimitiert (Reynolds & Descy, 1996). Zeitweise treten jedoch Phasen mit geringen Nährstoffkonzentrationen, insbesondere DIP und gelöstes Silizium (gel. Si) auf, die potenziell limitierend auf das Phytoplanktonwachstum wirken können (Koch et al. 2004; Quiel et al. 2011). Insbesondere die P-Limitation lässt sich in Fließgewässern nur begrenzt über die DIP Konzentration ableiten, da die Algen über einen zellinternen P-Speicher verfügen und somit ein reduziertes Wachstum zeitverzögert eintritt. Um ein besseres Verständnis der zugrundeliegenden Steuergrößen für die Biomasseproduktion bzw. des trophischen Potenzials in Fließgewässern zu erhalten und die tatsächlichen Limitationszustände des Phytoplanktons genauer zu untersuchen, wurde die Phytoplanktonproduktion unter verschiedenen Nährstoffverfügbarkeiten modellgestützt untersucht. Da die DIN Konzentration in Fließgewässern meist weit über dem limitierenden Schwellenwerten von $0,1 - 0,03 \text{ mg L}^{-1}$ (Reynolds 2006) liegt, DIP in der Vegetationsperiode hingegen häufiger unter den limitierenden Wert von $0,01 \text{ mg L}^{-1}$ fallen kann (z.B. an der Mittelbe zwischen Schmilka & Schackenburg, vgl. Daten der FGG Elbe 2010-2015; www.fgg-elbe.de), wurden insbesondere Szenarien einer möglichen P-Limitation modelliert.

Über Datenbankanalysen sollten außerdem die Zeitpunkte solcher Nährstofflimitation sowie die maximal produzierten Biomassen („trophisches Potenzial“) in verschiedenen großen Fließgewässern ermittelt werden.

Material und Methoden

Modellgestützte Analysen mittels QSim

Das Gewässergütemodell QSim (Kirchesch & Schöl 1999) wurde dazu genutzt, die Limitationszustände des Phytoplanktons im Längsverlauf und im Jahresverlauf am Beispiel der Elbe zu untersuchen. Neben der Darstellung des Ist-Zustands wurde der Effekt veränderter Randbedingungen (reduzierte DIP und TP Einträge) auf die Algenbiomassen untersucht.

QSim ist mit dem hydrodynamischen Modell HYDRAX (Oppermann et al. 2015) gekoppelt und berücksichtigt somit die Transportzeiten im Gewässer und deren Einfluss auf den Stoffumsatz, hier insbesondere auf den Phytoplanktonzuwachs. Die P und N Limitation der Phytoplankter wird im Modell nach dem Droop Ansatz berechnet (Sommer 1994). Hierbei wird der zellinterne Nährstoffspeicher der Algen berücksichtigt, wobei die realisierte Wachstumsrate nicht eine direkte Funktion der externen Nährstoffkonzentrationen ist, sondern eine Funktion des zellinternen Nährstoffgehaltes (Zellquote). Die Silizium (Si)-Limitation der Kieselalgen hingegen wird in direkter Anhängigkeit vom externen Si Angebot über die Monod Gleichung beschrieben, da Si nicht zellintern gespeichert wird (Sommer 1994). Die Limitation wird im Falle von N und P in QSim als Faktor zwischen 0 und 1 ausgegeben, der den aktuellen Nährstoffgehalt der Zelle angibt. Je kleiner dieser Faktor ist, desto leerer ist der Nährstoffspeicher und desto stärker ist die Limitation. Für Silizium kann dieser Faktor direkt über die gegebenen Nährstoffkonzentrationen und die zuvor festgelegte Halbsättigungskonstante berechnet werden. Nach dem Liebig'schen Minimum-Prinzip gilt der Nährstoff als wachstumslimitierend, welcher am wenigsten verfügbar ist. Entsprechend hat auch in QSim nur der kleinste Limitationsfaktor (für N,

P oder Si) Einfluss auf die realisierte Wachstumsrate (Bruttoproduktionsrate). Die im Modell implementierten Parameter zur Nährstoffabhängigkeit des Phytoplanktonwachstums sind in Tabelle 1.3 zusammengestellt

Tabelle 1.3. Parametrisierung der Nährstoffabhängigkeit des Phytoplanktons in QSim.

Parameter	Einheit	Wert
P-Gehalt der Grünalgen (min-max)	mg P mgBio ⁻¹	0,0016 - 0,012
P-Gehalt der Kieselalgen (min-max)	mg P mgBio ⁻¹	0,0011 - 0,009
Si-Gehalt der Kieselalgen	mg Si mgBio ⁻¹	0,18
P-Halbsättigung Grünalgen	mg P L ⁻¹	0,022
P-Halbsättigung Kieselalgen	mg P L ⁻¹	0,02
Si-Halbsättigung Kieselalgen	mg Si L ⁻¹	0,08
Max. Wachstumsrate Grünalgen bei 20°C	Tag ⁻¹	1,3
Max. Wachstumsrate Kieselalgen bei 20°C	Tag ⁻¹	1,8
C-BSB ₅ -Erhöhung Grünalgen	mg O ₂ µgChla ⁻¹	0,004
C-BSB ₅ -Erhöhung Kieselalgen	mg O ₂ µgChla ⁻¹	0,021
CSB-Erhöhung Grünalgen	mg O ₂ µgChla ⁻¹	0,073
CSB-Erhöhung Kieselalgen	mg O ₂ µgChla ⁻¹	0,105
C/Biomasse	mg C mgBio ⁻¹	0,48

Der im Modell untersuchte Abschnitt der Elbe erstreckt sich von der Deutsch-Tschechischen Grenze (Elbe-km 0) bis hin zum Gezeitenwehr bei Geesthacht (Elbe-km 586). Das Modell wurde zunächst für die Jahre 2008-2010 manuell kalibriert und mit den Jahren 2008 bis 2012 validiert. Für die Validierung wurden Daten der Gütemessstation „Schnackenburg“ (Elbe-km 474) herangezogen. Die Modellgüte wurde über die Nash-Sutcliffe-Effizienz (NSE) und über den relativen Fehler (REL) berechnet. Die Szenarien unter veränderten Randbedingungen wurden für die Jahre 2011 und 2012 berechnet. Aufgrund der durchgehend hohen Nitrat Konzentrationen in der Elbe, die auch während starker Phytoplanktonentwicklung 1 mg L⁻¹ nicht unterschreiten, ist keine N-Limitation zu erwarten. Auch im Modell zeigte eine 75 %ige NO₃-N Reduktion während der gesamten Vegetationsperiode keinen Effekt auf die Phytoplanktonentwicklung, weshalb im Folgenden nur Szenarien zur P-Reduktion betrachtet werden.

Im Modell wurden die DIP Eingangswerte (bei Elbe-km 0 und den großen Nebenflüssen Schwarze Elster, Mulde, Saale, Havel) um 25 %, 50 % und 75 % reduziert. Während der Vegetationsperiode findet jedoch sowohl in der Elbe selbst als auch in den Nebenflüssen eine rasche Transformation von DIP zu org. P statt. Entsprechend ist zu erwarten, dass eine Reduzierung der DIP Einträge im Einzugsgebiet

nicht nur verringerte DIP, sondern auch verringerte TP Einträge in die Elbe zur Folge hat. Aus diesem Grunde wurden zusätzlich Szenarien mit verringerten TP-Einträgen berechnet. Hierbei wurde sowohl TP als auch DIP an den Modellrändern um 25 %, 50 % und 75 % reduziert. Bei einer Reduzierung der TP Konzentrationen werden jedoch weitere Anpassungen an den Modellrändern notwendig um die Konsistenz im Modell zu wahren: BSB und C-BSB Werte wurden um den entsprechenden %-Wert (25 %, 50 % oder 75 %) verringert. Sobald die TP Reduzierung dazu führte, dass nicht mehr genügend partikuläres P (= TP-DIP) vorhanden war, um die vorhandene Phytoplanktonkonzentration (gemessen als Chlorophyll-*a* (Chla)) zu rechtfertigen, wurde zusätzlich Chla (um den notwendigen Differenzbetrag zu Wiederherstellung der Modellkonsistenz) und Seston (entsprechend der Chla Verringerung) angepasst.

Datenbankanalyse

Die NITROLIMIT Fließgewässerdatenbank (NDB Flüsse) wurde mit Datenbeständen aus bestehenden Datenbanken (insbesondere aus der LAWA Datenbank für die PhytoFluss Version 3.0) sowie zahlreichen neu importierten Daten der Bundesländer, der IKSE und der BfG erweitert und plausibilisiert. Sie enthält nun 50.278 Datensätze von 468 Probenstellen aus 180 verschiedenen Flüssen. Von diesen Datensätzen enthalten ca. 24.000 sowohl Messwerte zum Phytoplankton (Chla- und/oder Biomasse) als auch Nährstoffdaten und sind somit potenziell für die Auswertung der Nährstoffabhängigkeit geeignet. Damit ist eine umfangreiche Grundlage für die Untersuchung der Nährstofflimitation geschaffen worden.

Die Daten wurden entsprechend der Fließgewässertypen gruppiert und basierend auf der mittleren monatlichen Nährstoffkonzentration wurden potenziell mögliche Nährstofflimitationen abgeleitet. Gemäß Dolman et al. (2016) wurde eine potenziell mögliche N Limitation angenommen, wenn die DIN Konzentrationen $< 100 \mu\text{g L}^{-1}$ lagen und das Verhältnis DIN:TP $< 1,6$ war. Eine potenziell mögliche P-Limitation wurde angenommen, wenn DIP $< 10 \mu\text{g L}^{-1}$ und DIN:TP $> 1,6$ war. Maximal mögliche Biomassen wurden unter der Voraussetzung abgeleitet, dass im Gewässer vorhandenes TP komplett als Phytoplankton Biomasse vorliegt und dass das Redfield Verhältnis von C:N:P = 106:16:1 (molar) gewahrt bleibt.

Ergebnisse

Modellgestützte Analysen mittels QSim

Tabelle 1.4 zeigt die Validierungsergebnisse der für NITROLIMIT II verwendeten QSim Modellversion (QSim 13.30). Nach Moriasi et al. (2007) spiegelt ein NSE von 1 eine optimale Übereinstimmung der gemessenen mit den modellierten Parametern wider, wobei ein Wert $> 0,5$ als ausreichend angesehen wird. Da der NSE empfindlich gegenüber einzelnen Ausreißern reagiert wurde zusätzlich der relative Fehler bestimmt, wobei ein REL = 0 eine optimale Übereinstimmung bedeutet. Demnach zeigt die Validierung für die Zielparameter Chla, DIP, $\text{NO}_3\text{-N}$ und gel. Si ein gutes Ergebnis. Für TN ist die Modellgüte geringer. Mögliche Ursachen hierfür werden in Kapitel 2.3 thematisiert.

Tabelle 1.4. Nash-Sutcliffe-Effizienz (NSE) und relativer Fehler (REL) des verwendeten QSim Modells, basierend auf Daten der Gütemessstation Schnackenburg (Elbe-km 474) und der Pegelstation Neu Darchau (Elbe-km 537) für die Modellläufe 2008-2012

Elbe-km	Statistik	Abfluss	Chla	TN	NO ₃ -N	DIP	gel. Si
474	NSE	0,97	0,77	-0,29	0,71	0,72	0,69
	REL	0,08	0,31	0,26	0,16	0,26	0,22

Die Simulationen des Ist-Zustands für die Jahre 2011 und 2012 zeigen deutlich den Anstieg der Phytoplanktonkonzentrationen entlang der Fließstrecke während der Vegetationsperiode (April bis Oktober). Dieser Anstieg geht mit einer deutlichen Verringerung der gelösten Nährstoffkonzentrationen einher. Im Frühjahr (April – Juni) kommt es aufgrund der Phytoplanktonblüten in den tschechischen Stauhaltungen bereits am oberen Modellrand (Elbe-km 0) zu relativ hohen Chla Konzentrationen und entsprechend geringen Konzentration an gelösten Nährstoffen. Entsprechend ist in diesem Zeitraum die Limitation durch P und gel. Si verstärkt. Die Si-Limitation ist im Frühjahr (Mai und teilweise Juni) in der Regel stärker ausgeprägt als die P-Limitation. Die P-Limitation bleibt aber über einen längeren Zeitraum bestehen. Die Nebenflüsse wirken in der Vegetationsperiode (April-Oktober) meist verdünnend in Bezug auf Chla und reichern die Elbe mit Nährstoffen (NO₃-N, DIP und gel. Si) an. Daher werden die Limitationszustände in der Elbe durch die Nährstoffanreicherungen über die Nebenflüsse immer wieder verringert, steigen nach der jeweiligen Flusseinmündung aber schnell wieder an.

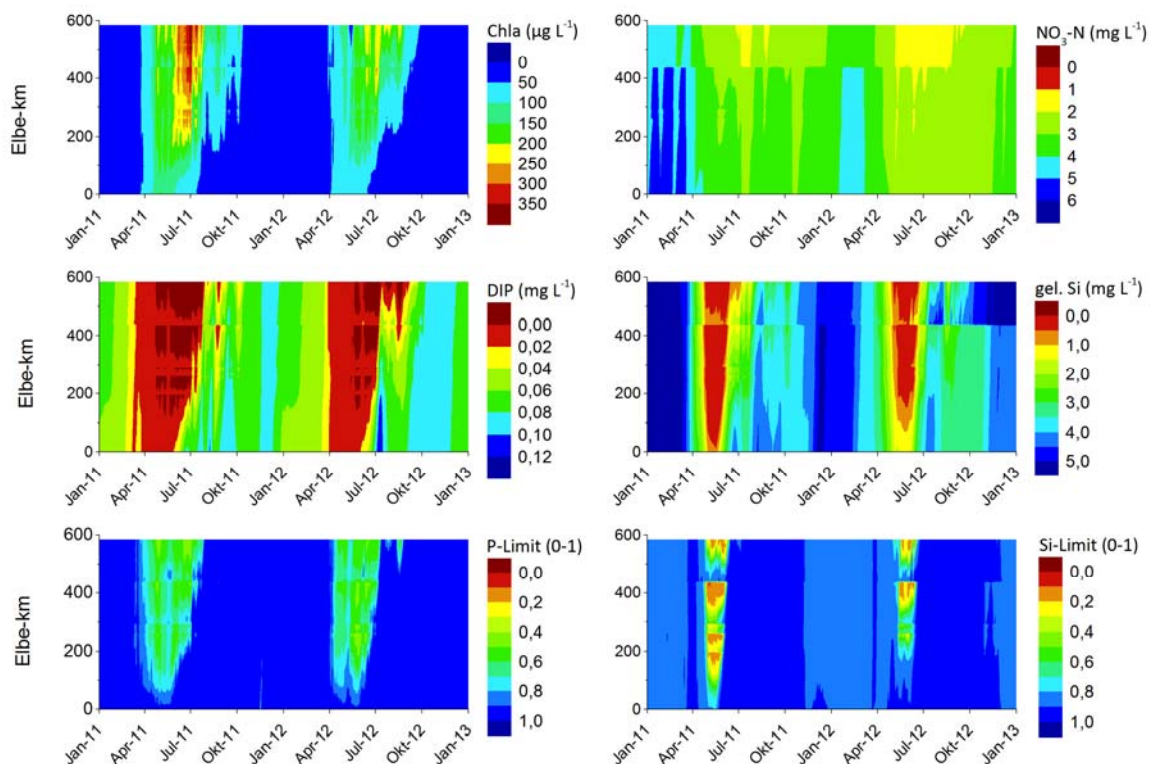


Abbildung 1.14. Simulationsergebnisse des Ist-Zustandes für die Jahre 2011 und 2012. Neben den Einträgen am oberen Modellrand (km 0) sind die Nebenflüsse Schwarze Elster (km 198), Mulde (km 259), Saale (km 291) und Havel (km 438) die Haupteinleiter.

Eine DIP Reduzierung hatte im Frühjahr kaum Effekte auf das Phytoplanktonwachstum (Abb. 1.15A). Erst ab Juni/Juli führte die DIP Reduktion zu deutlich geringeren Chla Konzentrationen. In den Monaten Juli - Oktober sank im Modell bei einer 75 %igen DIP Reduzierung die Chla Konzentration bei Elbe-km 570 von durchschnittlich $150 \mu\text{g L}^{-1}$ auf $90 \mu\text{g L}^{-1}$ (Mittelwerte der Jahre 2011 und 2012). In den Szenarien in denen sowohl DIP als auch TP Reduziert wurde (Abb. 1.15B) resultierte eine 50 %ige und 75 %ige P-Reduzierung auch während der Monate April und Mai in verringerten Chla Konzentration. In diesen Szenarien mussten jedoch auch die Chla- (bzw. die Phytoplankton-) Konzentrationen an den Modellrändern angepasst werden, weswegen die Entwicklung der Chla Konzentrationen allein keine direkten Rückschlüsse auf die Limitationszustände bzw. die Produktionsraten im Fluss zulässt. In diesen Fällen ist zusätzlich der Effekt der verringerten Startpopulationen des Phytoplanktons zu berücksichtigen. Die im Modell ausgegebene Bruttoproduktionsrate ist unabhängig von der vorhandenen Biomasse. Eine Betrachtung der Bruttoproduktionsraten im Längsverlauf der Elbe zeigte kaum Unterschiede zwischen einer reinen DIP und einer DIP & TP Reduzierung (Abb. 1.16). Im Frühjahr (April & Mai) kam es beim DIP & TP Reduktionszenario abschnittsweise sogar zu leicht erhöhten Bruttoproduktionsraten. Dieser Effekt kehrte sich aber ab Elbe-km 437 wieder um. Insgesamt nehmen in allen Szenarien die Bruttoproduktionsraten im Längsverlauf ab.

Datenbankanalyse

Insbesondere in den Fließgewässertypen 10.1 (Kiesgeprägte Ströme mit großer Abflusssspende) und 20.2 (Sandgeprägte Ströme des Tieflands mit kleiner Abflusssspende) war das Phytoplankton potenziell durch P limitiert. Für Fließgewässertyp 10.1 lagen zwischen März und August an über 25 % der Messstationen potenziell limitierende DIP Konzentrationen vor. In Fließgewässertyp 20.2 war das Phytoplankton hauptsächlich im Frühjahr durch P limitiert (im Mai an über 50 % der Messstationen). Die nach Redfield stöchiometrisch möglichen Chla Konzentrationen in Bezug auf den im Gewässer vorliegenden Phosphor wurden im Fließgewässertyp 10.1 nicht erreicht. Im Fließgewässertyp 20.2 dagegen wurde dieses Potenzial häufiger erreicht und überschritten. Dies bedeutet, dass hier mit dem verfügbaren P eine maximale Algenbiomasse erreicht wurde, die durch eine P-Reduktion vermindert werden könnte. Eine potenzielle N Limitation wurde dagegen nur an vereinzelten Messstationen festgestellt, sie spielt demnach in den untersuchten Fließgewässern eine untergeordnete Rolle.

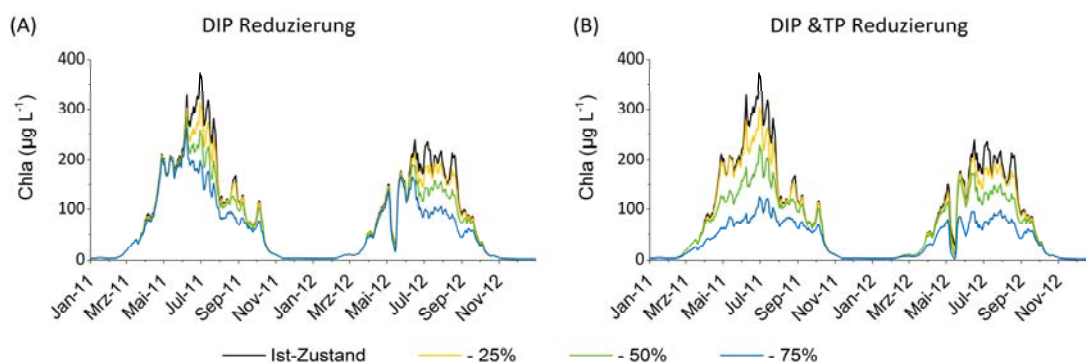


Abbildung 1.15. Jahresgang der modellierten Chla Konzentrationen im Ist-Zustand und unter verringerten a) DIP und b) DIP & TP Einträgen um jeweils 25 %, 50 % und 75 % für die Jahre 2011 und 2012 bei Elbe km 570.

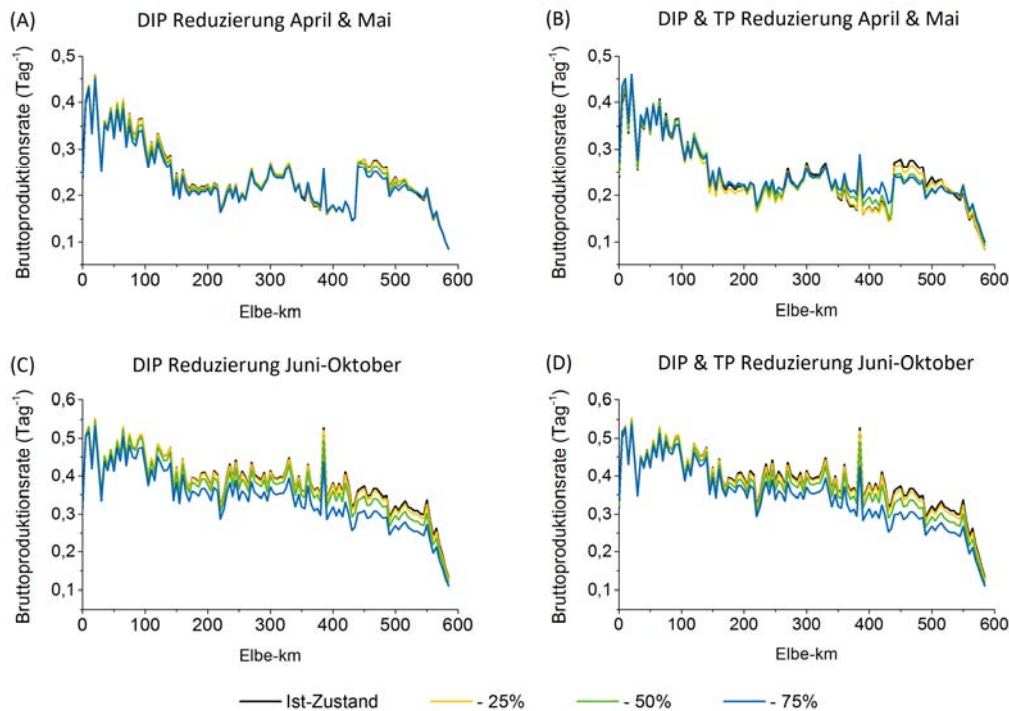


Abbildung 1.16. Modellierter Bruttoproduktionsraten des Phytoplanktons im Längsverlauf im Ist-Zustand und unter jeweils 25 %, 50 % und 75 % verringerten DIP (A und C) und DIP & TP (B und D) Einträgen. Dargestellt sind die Mittelwerte der jeweils angegebenen Zeiträume für die Jahre 2011 und 2012.

Diskussion

Die Limitationszustände des Phytoplanktons sind in Fließgewässern sowohl zeitlich als auch räumlich unterschiedlich ausgeprägt. Sie variieren in Abhängigkeit von den externen Einträgen (insbesondere über die Nebenflüsse) und in Abhängigkeit von flussinternen Prozessen.

Das Modell zeigt für die Elbe eine generelle Abnahme der Bruttoproduktion im Längsverlauf, die auf einer Zunahme der Lichtlimitation (durch Selbstbeschattung und zunehmende Tiefe) und Nährstofflimitation (aufgrund abnehmender gelöster Nährstoffkonzentrationen) beruht. Gelöstes Si dominiert die Nährstofflimitation im Frühjahr, weswegen in diesem Zeitraum selbst hohe Reduzierungen der P Einträge (um 75 % für DIP & TP) das flussinterne Phytoplanktonwachstum kaum beeinflussen. Allerdings können die DIP Einträge insbesondere im Frühjahr bereits im Ist-Zustand sehr gering sein und eine hohe prozentuale DIP Reduzierung bedeutet dann nur eine geringe Reduzierung der absoluten DIP Menge. Eine zusätzliche Reduzierung der TP Einträge bewirkt stärkere Effekte auf die Chla Konzentrationen. Diese beruhen aber primär auf den verringerten Chla Einträgen an den Modellrändern, da sich bezüglich der Bruttoproduktionsraten kaum Unterschiede zwischen der alleinigen DIP Reduzierung und der DIP & TP Reduzierung feststellen lassen. Teilweise führt eine TP Reduzierung in den Monaten April & Mai sogar zu höheren Bruttoproduktionsraten, da mit den verringerten Chla Einträgen (bzw. Phytoplanktonbiomassen) an den Modellrändern auch ein geringerer Verbrauch von gel Si einhergeht, was die in diesem Zeitraum vorherrschende Si-Limitation entsprechend verringert und die Bruttoproduktionsraten erhöht. Wird die Si Limitation durch Si-Anreicherungen über einmündende Nebenflüsse kurzzeitig aufgehoben (hier insbesondere durch die Havel bei Elbe-km 437), kehrt sich das Bild um. Statt gelöstem Si beeinflusst dann, wie in den Monaten Juni-Oktober, DIP die Bruttoproduktion und die DIP-Reduzierung wirkt sich entsprechend auf das Phytoplanktonwachstum aus.

Da die Phytoplankter unter P-Mangel zeitweise noch von ihrem zellinternen P-Speicher zehren können, welcher über die einmündenden Nebenflüsse immer wieder aufgefüllt wird, können sich auch bei geringen DIP Konzentrationen im Fluss hohe Chla Konzentrationen entwickeln. Bei einer DIP & TP Reduzierung um jeweils 50 % (d.h. einer P-Reduzierung auf 0,08 mg TP L⁻¹ und 0,03 mg ortho-P L⁻¹; MW/Jahr zwischen Elbe-km 0 und 580) wären zwar die Orientierungswerte für große Tieflandflüsse und -ströme erreicht (LAWA-AO 2015), die modellierten Chla Konzentration lägen laut Modell aber immer noch bei > 100 µg Chla L⁻¹ in den stromab gelegenen Bereichen. Hierbei ist jedoch zu beachten, dass die Phytoplankter im Modell immer nährstoffgesättigt am oberen Modellrand (Elbe-km 0) in die Elbe eintreten. Dies muss in der Realität aber nicht immer der Fall sein. Insbesondere im Frühjahr kommt es bereits in den tschechischen Abschnitten zu geringen DIP-Konzentrationen und die Phytoplankter könnten mit einem entsprechend verringertem zellinternen P-Speicher in den hier modellierten Elbeabschnitt eintreten. Dies würde bereits in den tschechischen Bereichen zu stärkeren P-Limitationen und unter Umständen auch zu geringeren Chla Produktionen im weiteren Längsverlauf führen. Eine Einstellung der zellinternen Nährstoffkonzentration am oberen Modellrand ist im Modell bislang nicht möglich.

Auch bei der Datenbankanalyse stellte sich heraus, dass N in den untersuchten Flüssen generell im Überschuss vorliegt. Eine potenzielle P-Limitation zeigte sich deutlich häufiger. Vor allem im Fließgewässertyp 20.2 fanden sich sowohl limitierende DIP Konzentrationen als auch ein zeitweises Überschreiten der potenziell möglichen Chla Konzentrationen. Dies bedeutet, dass hier eine starke Phytoplanktonproduktion stattfindet, bei welcher aufgrund potenziell limitierender P Konzentration die algentypische Stöchiometrie, also das Verhältnis der Elemente C, N und P in der Algenbiomasse (nach Redfield) nicht mehr gewahrt werden kann. Eine tatsächliche P-Limitation ist unter diesen Bedingungen möglich und Maßnahmen zu einer weiteren P-Reduzierung würden an diesen Stationen das Phytoplanktonwachstum voraussichtlich herabsetzen. Eine detaillierte Analyse der Datenbank wird in Dolman et al. (2016) beschrieben.

Fazit

Für das Frühjahr stellte sich gelöstes Si als regulierende Steuergröße heraus, weswegen die P-Reduzierungen im Modell vor allem während der Monate Juni-Oktober das Phytoplanktonwachstum beeinflussten. Es konnte somit gezeigt werden, dass P-Reduzierungen prinzipiell auch in der stark nährstoffbelasteten Elbe zu einer Verbesserung der Gewässergüte beitragen können. Um jedoch die Chla Konzentrationen eines guten ökologischen Zustands zu erreichen (52 µg L⁻¹ Gesamtpigment im Saisonmittel, Mischke & Behrendt 2007) wären laut Modell erhebliche P-Reduzierungen notwendig. Aufgrund der hohen Nitratkonzentrationen (> 1 mg L⁻¹) zeigte das Modell selbst bei hohen DIN Reduzierungen (bis zu 75 %) keinen Effekt auf das Phytoplanktonwachstum im Fluss. Auch die Datenbankanalyse zeigte, dass vor allem P-Reduzierungen die Möglichkeit bieten, das Phytoplanktonwachstum in bestimmten Flüssen zu verringern.

Im marinen Bereich fördert Stickstoff jedoch die Eutrophierung, weswegen die hohe N-Fracht der Elbe zur Eutrophierungsproblematik in der Nordsee beiträgt (OSPAR Commission 2009). Im Hinblick auf die Küstengewässer ist also auch eine Reduzierung der N-Einträge in die Elbe anzustreben.

Literatur

- Dolman, A. M., Mischke, U., & Wiedner, C. (2016): Lake-type-specific seasonal patterns of nutrient limitation in German lakes, with target nitrogen and phosphorus concentrations for good ecological status. *Freshwater Biology*, 61: 444–456.
- Dolman, A. M., Ritz, S. & Fischer, H. (2016): The Nitrolimit German Database. Unveröffentlichter Bericht.

- Kirchesch, V. & Schöl, A. (1999): Das Gewässergütemodell QSim - ein Instrument zur Simulation und Prognose des Stoffhaushaltes und der Planktodynamik von Fließgewässern. *Hydrologie und Wasserbewirtschaftung*, 43: 302–308.
- Koch, R. W., Guelda, D. L., & Bukaveckas, P. A. (2004): Phytoplankton growth in the Ohio, Cumberland and Tennessee Rivers, USA: Inter-site differences in light and nutrient limitation. *Aquatic Ecology*, 38: 17–26.
- LAWA-AO (2015): Rahmenkonzeption Monitoring. Teil B Bewertungsgrundlagen und Methodenbeschreibungen. Arbeitspapier II Hintergrund- und Orientierungswerte für physikalisch-chemische Qualitätskomponenten zur unterstützenden Bewertung von Wasserkörpern entsprechend EG-WRRL. Länderarbeitsgemeinschaft Wasser. Stand 09.01.2015.
- Mischke, U. & Behrendt, H. (2007): Handbuch zum Bewertungsverfahren von Fließgewässern mittels Phytoplankton zur Umsetzung der EU-WRRL in Deutschland. Weißensee Verlag, Berlin.
- Moriasi, D.N., Arnold, J.G., Van Liew, M.W., Bingner, R.L., Harmel, R.D., & Veith, T.L. (2007): Model Evaluation Guideliness for Systematic Quantification of Accuracy in Watershed Simulations. *American Society of Agricultural and Biological Engineers*, 50: 885–900.
- Oppermann, R., Schumacher, F., Kirchesch, V. (2015): HYDRAX Ein hydrodynamisches 1-D Modell - Mathematisches Modell und Datenschnittstellen. Bundesanstalt für Gewässerkunde, Koblenz. DOI: 10.5675/HYDRAX.
- OSPAR Commission (2009): Eutrophication Status of the OSPAR Maritime Area. Second OSPAR Integrated Report. Publication Number: 372/2008.
- Quiel, K. Becker, A., Kirchesch, V., Schöl, A., & Fischer, H. (2011): Influence of global change on phytoplankton and nutrient cycling in the Elbe River. *Regional Environmental Change*, 11: 405–421.
- Reynolds, C.S. (2006): *Ecology of phytoplankton*. Cambridge University Press, New York.
- Reynolds, C.S. & Descy, J.-P. (1996): The production, biomass and structure of phytoplankton in large rivers. *Archiv für Hydrobiologie*, 113: 161–187.
- Sommer, U. (1994): *Planktologie*. Springer Verlag, Berlin Heidelberg.

MODUL 2 STICKSTOFF- UND PHOSPHORUMSÄTZE**2.1 Stickstoffeintrag durch N₂-fixierende Cyanobakterien****Hintergrund und Ziele**

Wie alle Lebewesen benötigen Phytoplankter Stickstoff zum Aufbau von Biomasse. Die meisten Arten sind dabei auf anorganische Verbindungen wie Ammonium (NH₄) oder Nitrat (NO₃), die im Sommer häufig knapp werden, angewiesen. Doch einige können auch gasförmigen molekularen Stickstoff (N₂), der stets im Überfluss vorhanden ist, verwenden. Dazu gehört eine Gruppe von Cyanobakterien, die Nostocales. Sie können spezialisierte Zellen, Heterocyten, ausbilden, in denen sie N₂ in organische Stickstoffverbindungen umwandeln. Diese N₂-Fixierung ist eine enzymatische Reaktion, die dem Haber-Bosch-Verfahren gleicht, bei dem N₂ auf chemische Weise in pflanzenverfügbare Stickstoffverbindungen umgesetzt wird. Es ist eine weit verbreitete Annahme, dass Nostocales bei Mangel von Ammonium und Nitrat auf N₂-Fixierung umsteigen, durch diesen Konkurrenzvorteil innerhalb der Phytoplanktongemeinschaft zur Dominanz gelangen und in bedeutendem Maße zum Eintrag von Stickstoff in Gewässer beitragen. So würden sie kostenintensiven Maßnahmen zur Reduktion von Stickstoffeinträgen entgegenwirken. Unbestritten ist, dass Nostocales N₂ fixieren können. Für alle weiteren Annahmen fehlt jedoch eine fundierte wissenschaftliche Grundlage. Ziel dieser Teilstudie war es daher, folgende Fragen aufzuklären:

- Wie hoch ist die Biomasse von Nostocales in verschiedenen Seetypen im saisonalen Verlauf und wieviel N₂ können Nostocales fixieren?
- Wie hoch ist der N-Eintrag durch N₂-Fixierung von Nostocales im Vergleich zu anderen N-Einträgen?
- In welchem Umfang können Nostocales eine Minderung der gewässerinternen N-Konzentration durch N₂-Fixierung kompensieren?

Zur Klärung dieser Fragen wurde die NITROLIMIT Datenbank (NDB-See) zu saisonalen und seetypspezifischen Biomassevorkommen von Nostocales analysiert und ihre N₂-Fixierung geschätzt (2.1.1), in einer Fallstudie am Langen See und Müggelsee wurde die N₂-Fixierung im Vergleich zu anderen Stickstoffeinträgen gemessen (2.1.2) und durch Experimente das Potenzial, N-Mangel durch N₂-Fixierung zu kompensieren, ermittelt (2.1.3).

2.1.1 Vorkommen von Nostocales und Schätzung der N₂-Fixierung durch Nostocales in verschiedenen Gewässertypen

Andrew Dolman und Claudia Wiedner (BTU)

Ziele

- Seetypspezifische und saisonale Muster im Vorkommen von Nostocales sollten analysiert werden.
- N₂-Fixierungsraten pro Biovolumen von Nostocales sollten ermittelt werden.
- Der potenzielle Eintrag von Stickstoff durch N₂-Fixierung von Nostocales sollte für verschiedene Seetypen geschätzt werden.

Material und Methoden

Seetypspezifische und saisonale Muster im Vorkommen von Nostocales: Die erweiterte NDB-See (mit Daten aus den Jahren 2005-2013, siehe Modul 1.1) wurde hinsichtlich der Biovolumina von Nostocales im Vergleich zu anderen Cyanobakterien und dem eukaryotischen Phytoplankton analysiert. Saisonale und seetypspezifische Muster wurden für alle in Tabelle 1.1 (Modul 1) aufgelisteten Seetypen ermittelt. Die Daten wurden nach Seetyp und Monat gruppiert und für jeden Monat wurde die Verteilung der Biovolumina der drei Gruppen analysiert.

N₂-Fixierungsraten von Nostocales: Hierfür wurde eine Recherche und Analyse von Daten zu N₂-Fixierungsraten pro Biovolumen von Nostocales in Abhängigkeit von Umweltparametern durchgeführt. Dabei wurden Daten, die in NITROLIMIT erhoben wurden sowie Daten aus der Literatur berücksichtigt.

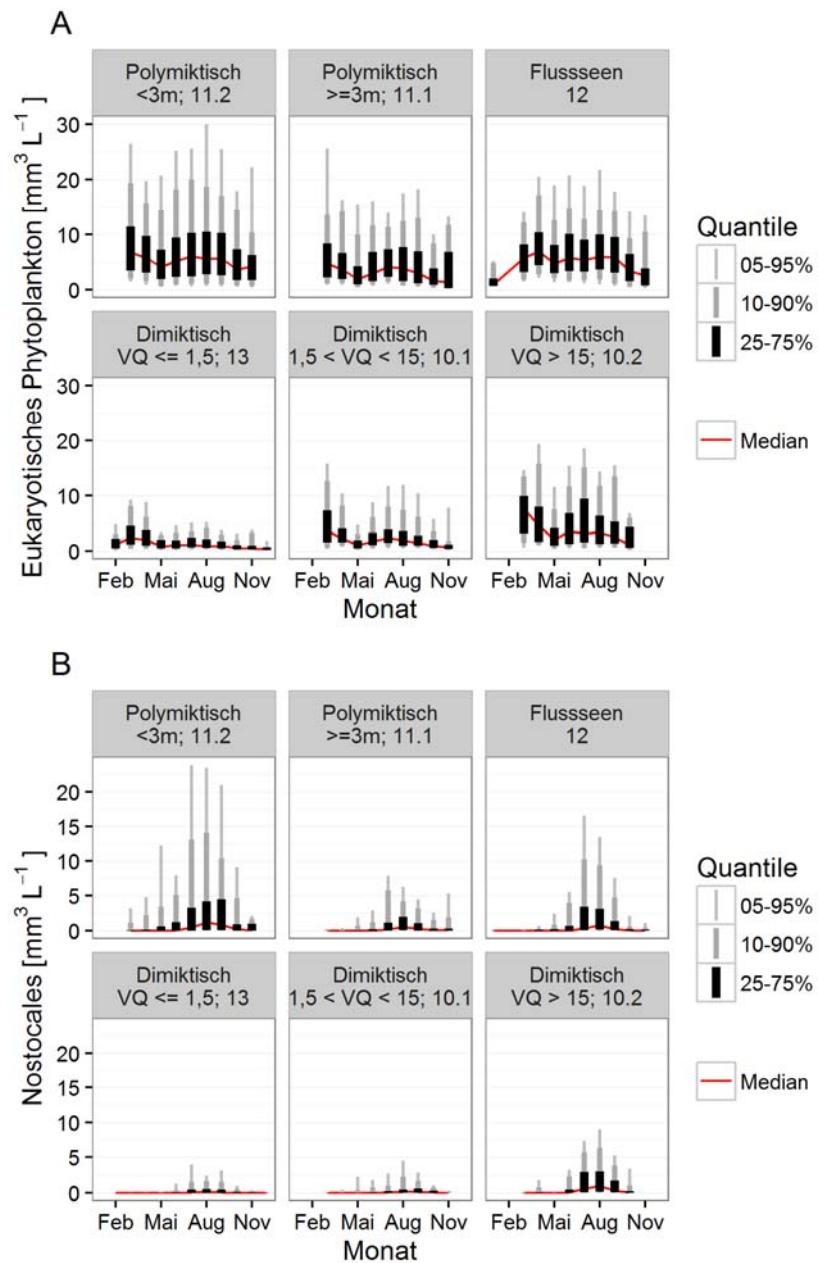
Schätzung des N₂-Fixierungspotenzials: Dies erfolgte basierend auf den Analyseergebnissen zum Biovolumen und den N₂-Fixierungsraten von Nostocales. Mit einem hierarchischen Modell wurde die Verteilung (geometrisches Mittel, Standardabweichung) des Datensatzes der N₂-Fixierungsraten (Tab.2.1) analysiert, wobei die unterschiedliche Anzahl der Daten pro Gewässer berücksichtigt wurde. Für die Analyse wurden Daten, die bei Temperaturen kleiner 15°C und Konzentrationen von DIN (Dissolved inorganic nitrogen; NO_x und Ammonium) größer 200 µg L⁻¹ gemessen wurden, ausgeschlossen. Die statistischen Analysen wurden mit der Software „R“ (R Development Core Team 2015) durchgeführt. Das geometrische Mittel und die Standardabweichung stellten die Grundlage für ein „Random Sampling“ dar, bei dem Zufallsstichproben gezogen werden (100-fach), die den Multiplikationsfaktor für die Biovolumendaten der Nostocales (Abb. 2.1B) bilden. Aus den daraus resultierenden N₂-Fixierungsfrachten pro Liter (Abb. 2.5A) wurden die N₂-Fixierungsfrachten pro Fläche abgeleitet (Abb. 2.5B,C). Dazu wurde für jeden Gewässertyp die N₂-Fixierungsfracht für eine Säule von 1 m Durchmesser und einer Tiefe (die der gewässertypspezifischen theoretischen Durchmischungstiefe entspricht) berechnet. Die resultierenden Werte ergeben die N₂-Fixierungsfracht pro Quadratmeter.

Ergebnisse und Diskussion

Seentypspezifische und saisonale Muster im Vorkommen von Nostocales: Die Ergebnisse sind in Abbildung 2.1 A-C dargestellt. Die saisonale Variabilität der Biomassen von Nostocales, anderen Cyanobakterien und eukaryotischen Algen ist in allen Gewässertypen sehr hoch, was durch die Darstellung der drei Quantile mit Absicht verdeutlicht wird und auf die Variabilität zwischen einzelnen Gewässern innerhalb eines Seentyps zurückzuführen ist. Dennoch sind sowohl aus den Einzeldarstellungen der drei Gruppen als auch dem Vergleich ihrer Mediane (2.1D) deutliche Muster zu erkennen:

- Seentypspezifische Muster: Die höchsten Biomassen aller drei untersuchten Gruppen treten in polymiktischen Flachseen (Typ 11.1/2) und Flusseen (Typ 12) auf, gefolgt von mittleren Biomassen in tiefen geschichteten Seen mit einem großen Einzugsgebiet (Typ 10.2) und deutlich geringeren Biovolumina in tiefen geschichteten Seen mit mittlerem und kleinerem Einzugsgebiet (13 und 10.1).
- Saisonale Muster: Sowohl Nostocales als auch andere Cyanobakterien zeigen ein deutliches Sommerpeak. Bei eukaryotischen Phytoplanktern sind sowohl das Sommer- als auch das Frühjahrspeak teils stark ausgeprägt, weshalb saisonale Muster hier weniger zum Vorschein kommen.
- Der Anteil von Nostocales am Biovolumen der gesamten Cyanobakterien und des gesamten eukaryotischen Phytoplanktons ist in allen Seentypen sehr gering. Es gibt keine Gewässertypen, in denen Nostocales dominieren (2.1 D). Allerdings ist es aufgrund der großen Variabilität der Biovolumina möglich, dass Nostocales in einigen Gewässern für kurze Zeitspannen mit überdurchschnittlichen Biovolumina auftreten können.

N₂-Fixierungsraten pro Nostocales Biovolumen in Abhängigkeit von Umweltparametern: Die Recherche und Analyse von N₂-Fixierungsraten in Abhängigkeit von Umweltparametern ergab, dass lediglich 12 Freilandstudien existieren, die N₂-Fixierungsraten pro Biovolumen ausweisen oder aus denen sich N₂-Fixierungsraten pro Biovolumen ableiten ließen (Tab. 2.1, Abb. 2.2). Drei davon wurden in NITROLIMT durchgeführt. Bei zwei weiteren Studien handelt es sich um unveröffentlichte deutschsprachige ältere Dissertationen (Rönicke 1986, Dudel 1989), die nicht in internationalen wissenschaftlichen Suchmaschinen zu finden sind. Die Analyse des Gesamtdatensatzes ergab, dass der Median der N₂-Fixierungsrate pro Biovolumen $1,46 \mu\text{g N mm}^{-3} \text{ d}^{-1}$ beträgt (Abb. 2.2A), allerdings ist die Variabilität der Fixierungsrate sehr hoch und lässt sich nur zu 32 % aus dem Biovolumen der Nostocales erklären (Abb. 2.3). Es wurde daher angenommen, dass durch Analyse der N₂-Fixierungsrate pro Biovolumen in Abhängigkeit von Umweltparametern ein relevanter Teil der verbleibenden Variabilität aufgeklärt werden kann und Funktionen für die N₂-Fixierung pro Biovolumen in Abhängigkeit des jeweiligen Parameters abgeleitet werden können. Die Analyseergebnisse (Abb. 2.4) zeigen jedoch, dass keine signifikanten Zusammenhänge zwischen den N₂-Fixierungsraten pro Biovolumen und Nitrat/Nitrit (NO_x), Ammonium (NH₄), Licht, Temperatur und gelöstem anorganischem Phosphor (DIP) bestehen. Dies bedeutet nicht, dass keine kausalen Zusammenhänge zwischen Umweltparametern und N₂-Fixierungsraten pro Biovolumen bestehen. Allerdings scheinen weitere Ursachen, beispielsweise zeitverzögerte Reaktion der N₂-Fixierung auf veränderte Umweltparameter oder die Zusammensetzung der Nostocales Gemeinschaften eine Rolle zu spielen.



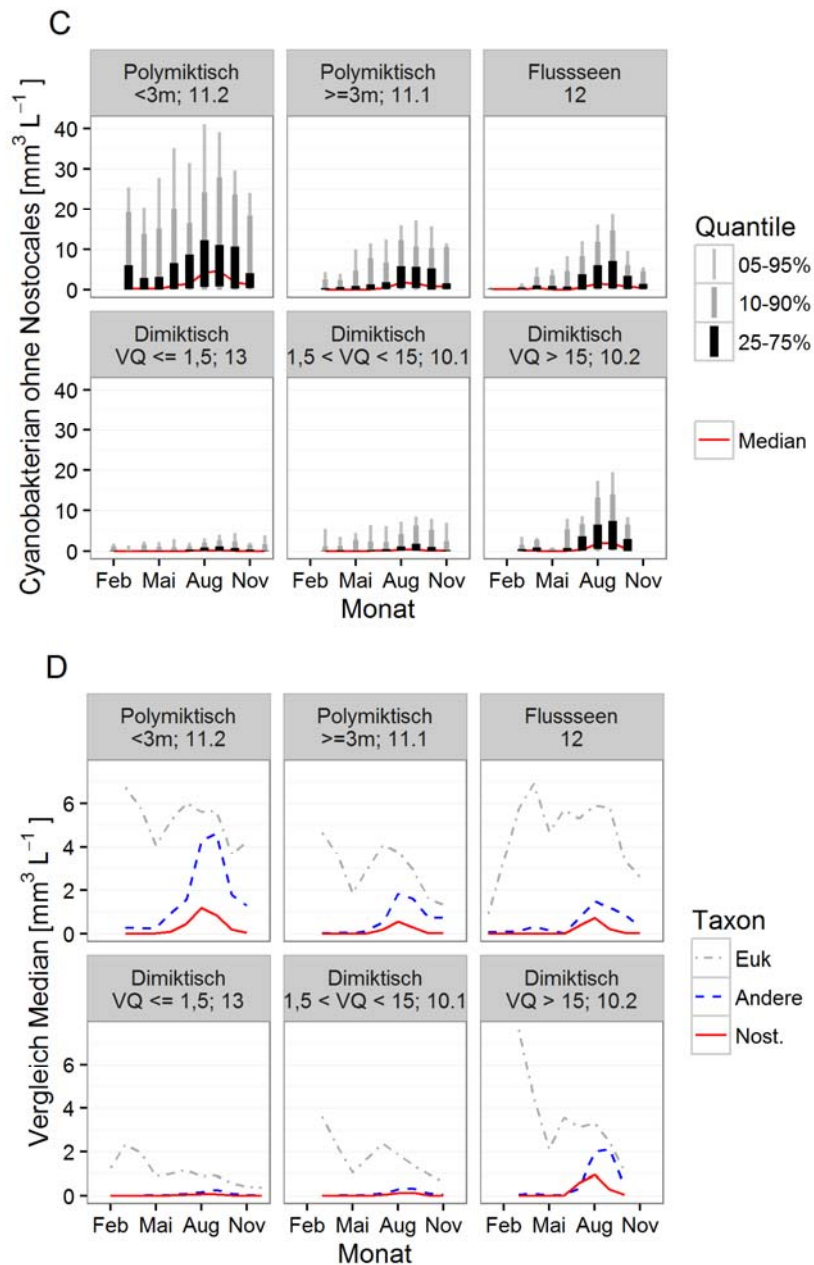


Abbildung 2.1. Seetypspezifische und saisonale Muster der Biomasse von Nostocales. Dargestellt sind jeweils drei Quantile (siehe Legende) und der Median (Datensätze < 20 pro Monat sind nicht dargestellt). Die Mediane der drei Gruppen sind vergleichend in D) dargestellt. Die Nummern der Gewässertypen entsprechen denen in Tabelle 1.1, Modul 1).

Tabelle 2.1. Daten aus 12 Studien zu N₂-Fixierungsraten.

See	Land	Quelle	Länge	Breite	n	Median [µg N mm ⁻³ d ⁻¹]	Median [µg N L ⁻¹ d ⁻¹]
Arendsee	DE	Rönicke 1986	11.48	52.89	37	6,81	6,09
KBWPS	HU	Horváth et al 2012	17.15	46.63	28	1,43	14,35
Lake George	USA	Doron 2010	-81.58	29.27	57	1,48	1,90
Langer See	DE	Becker & Rücker	13.78	52.24	36	2,32	5,20
Müggelsee	DE	Dudel 1989	13.64	52.43	47	1,01	0,17
Müggelsee	DE	Knie & Rücker	13.64	52.43	28	0,55	0,21
North Pine Reservoir	AUS	Burford et al 2006	152.94	-27.26	5	12,19	0,42
Okeechobee	USA	Gu et al 1997	-80.8	27	4	14,63	17,65
Okeechobee	USA	Phlips et al 1997	-80.8	27	101	3,77	2,36
Scharmützelsee	DE	Knie & Rücker	14.02	52.21	7	0,06	0,44
Shelburne Pond	USA	Ferber et al 2004	-73.16	44.39	5	0,28	0,13
Vörtsjärv	EST	Tönno and Nöges 2003	26.01	58.32	16	0,41	1,22
Zusammenfassung					371	1,46	1,56

Schätzungen des N₂-Fixierungspotenzials von Nostocales in unterschiedlichen Gewässertypen: Die Variabilität der Schätzung der N₂-Fixierung (Abb. 2.5A) und der daraus berechneten N-Fracht (Abb. 2.5B) ist enorm hoch. Anhand des Medians (Abb. 2.5C) wird deutlich, dass die N-Fracht durch N₂-Fixierung am höchsten in geschichteten Seen mit großem Einzugsgebiet (Typ 10.2), gefolgt von polymiktischen Seen (Typ 11.1/2) und Flusseen (Typ 12) ist. Deutlich geringer ist sie in den geschichteten Seen des Typs 13 und 10.1. Auch hier gilt es festzustellen, dass diese Sequenz annähernd übereinstimmt mit der Nährstoffbelastung. Eine Ausnahme bildet der Gewässertyp 10.2, der im Vergleich zu polymiktischen Flusseen und Flusseen geringere Nährstoffkonzentrationen aufweist.

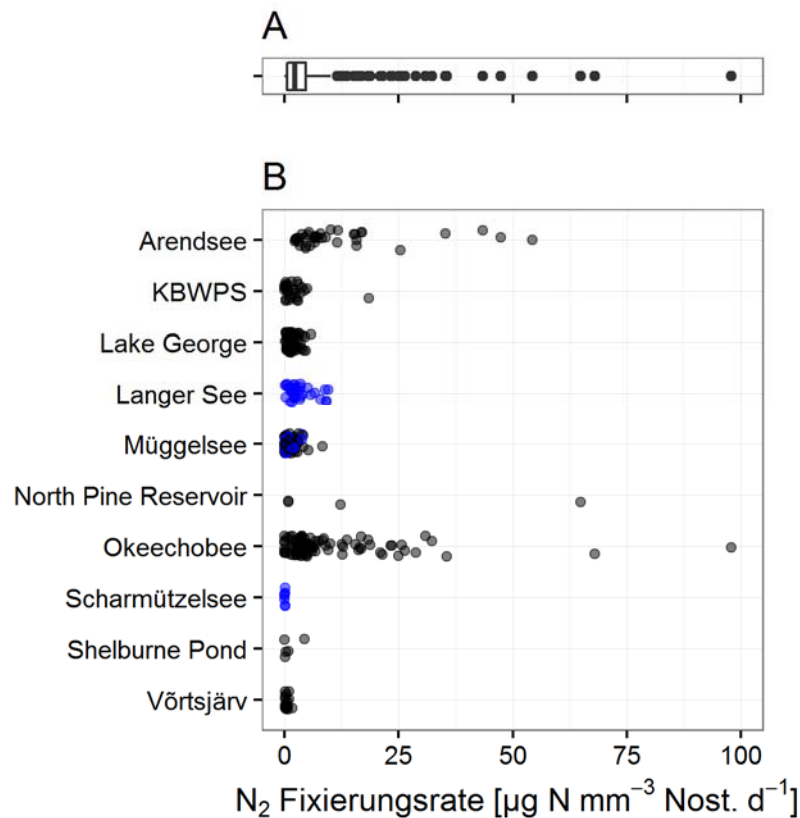


Abbildung 2.2. Vergleich von N_2 -Fixierungsraten, die in NITROLIMIT (blaue Symbole) und anderen Freilandstudien (graue Symbole) ermittelt wurden, (B) und Box-Whisker-Plot aller N_2 -Fixierungsraten.

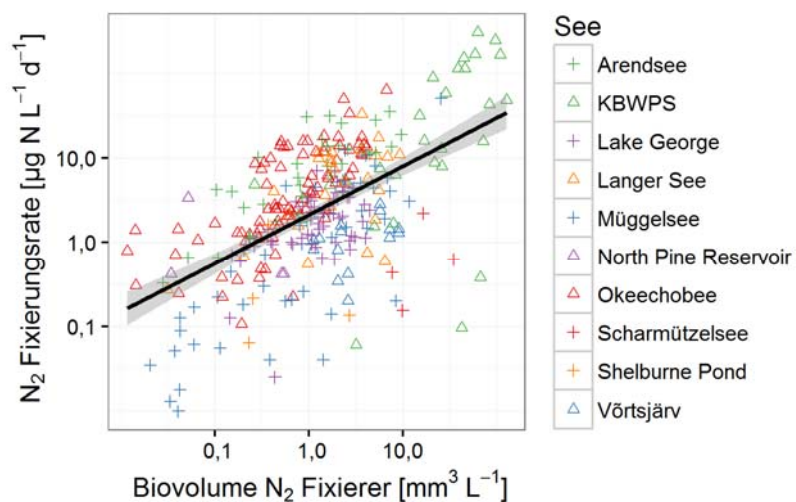


Abbildung 2.3. Zusammenhang zwischen der N_2 -Fixierungsrate und dem Nostocales Biovolumen (Regressionsgerade ($r^2 = 0,32$) und Konfidenzintervall (95 %) als graue Fläche dargestellt).

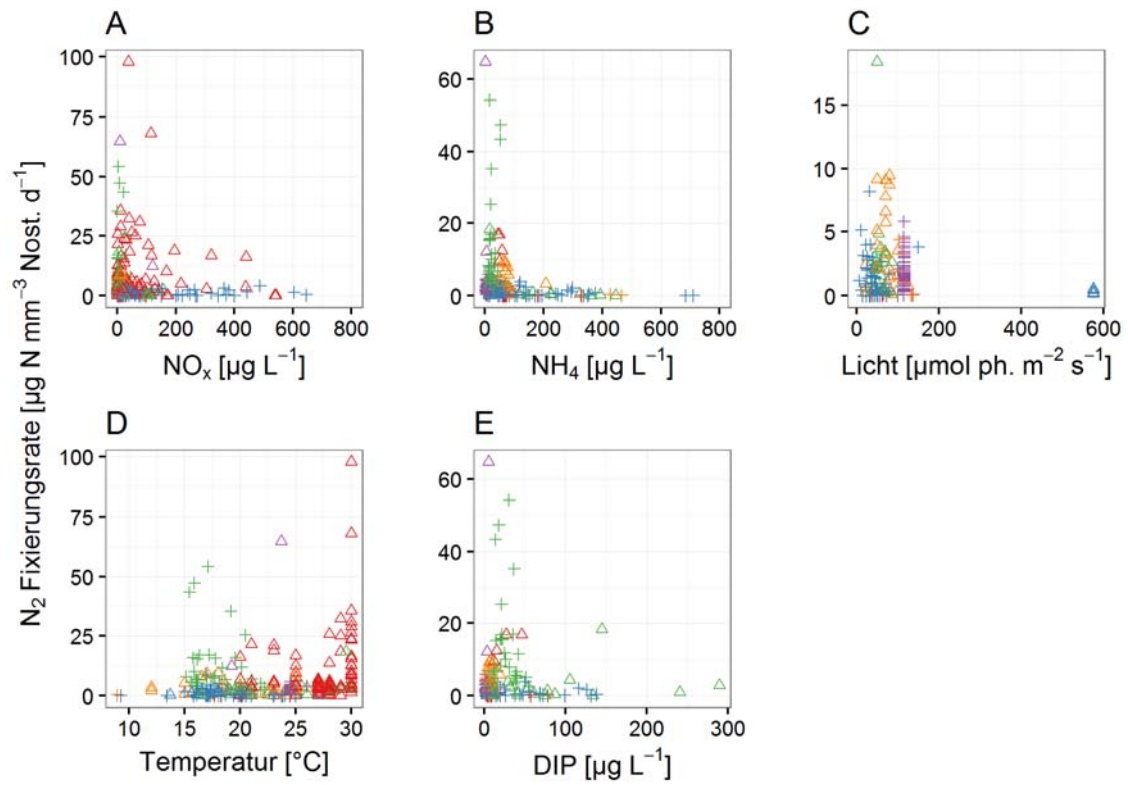


Abbildung 2.4. Zusammenhang zwischen den N_2 -Fixierungsraten pro Nostocales Biovolumen und Nitrat und Nitrit (NO_x ; A), Ammonium (B), Licht (C) und gelöstem anorganischem Phosphor (DIP, E). Unterschiedliche Symbole kennzeichnen die Daten aus den verschiedenen Seen (siehe Legende Abb. 3).

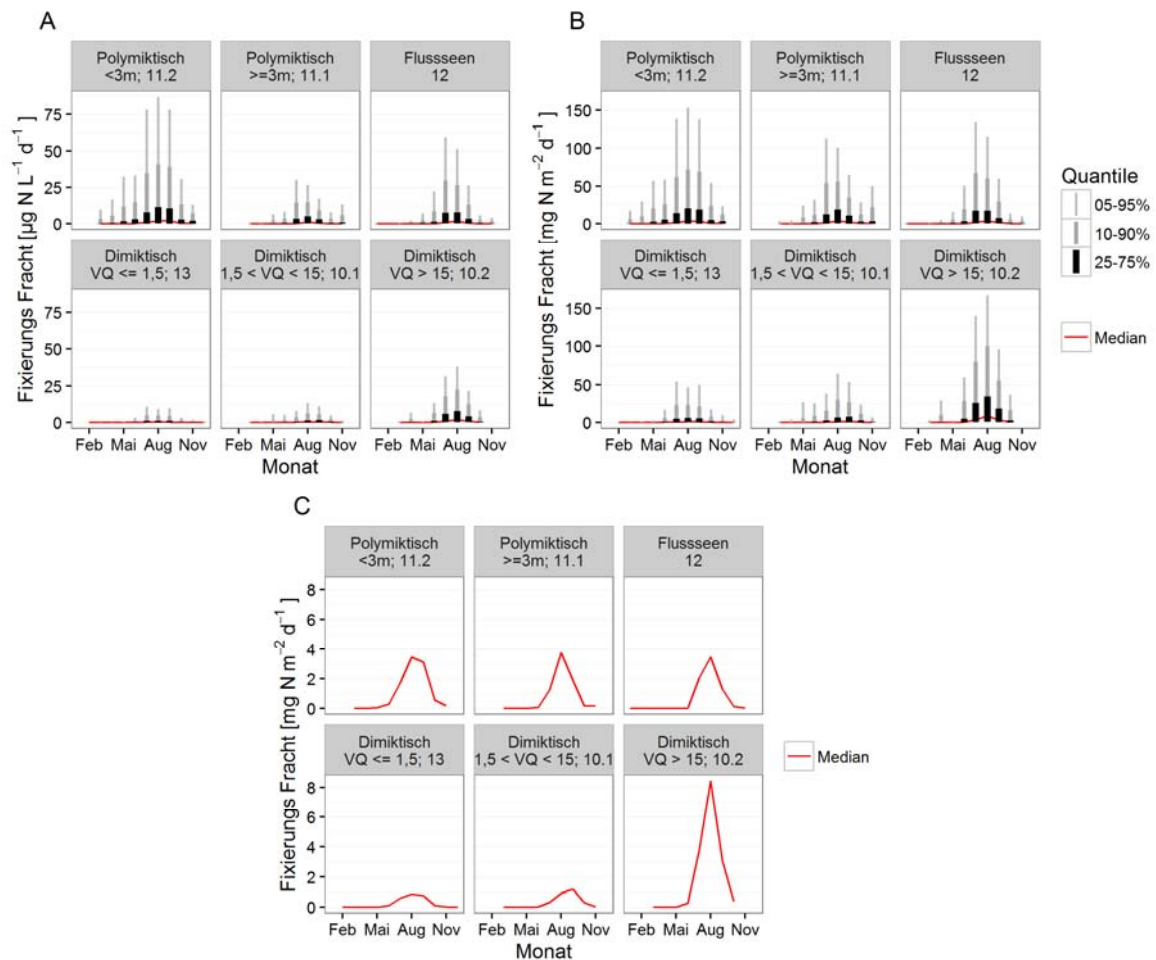


Abbildung 2.5. Saisonale und gewässertypspezifische Fracht durch N_2 -Fixierung pro Volumen (A) und Seefläche (B, C).

Zusammenfassung und Schlussfolgerung

Es wurden keine Anhaltspunkte dafür gefunden, dass stickstofffixierende Cyanobakterien, Nostocales, die Phytoplanktongemeinschaft in unterschiedlichen Seetypen dominieren, obwohl die Phytoplanktonbiomasse in vielen Seen durch Stickstoff limitiert wird (s. Kap. 1.1). Der jährliche Stickstoffeintrag von Nostocales wird für alle Seetypen als gering eingeschätzt.

Literatur

- R Development Core Team (2015): R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. ISBN 3-900051-07-0, URL <http://www.R-project.org/>.
- Dudel, E. G. (1989): Über die Bedeutung der Luftstickstoffbindung durch Blaualgen (Cyanobacteria) für den Stickstoffhaushalt eutropher Gewässer. Habilitationsschrift. Humboldt - Universität, Berlin.
- Rönicke, H. (1986): Beitrag zur Fixation des molekularen Stickstoffs durch planktische Cyanophyceen in einem dimiktischen, schwach durchflossenen Standgewässer. Dissertation. Humboldt - Universität, Berlin.

2.1.2 Freilandstudien zur N₂-Fixierung

Jacqueline Rücker, Matthias Knie, Björn Grüneberg und Brigitte Nixdorf (BTU)

Hintergrund

Ziel

Durch die Fortsetzung der 2012 in NITROLIMIT I begonnenen Messungen der N₂-Fixierung im Langen See und Müggelsee im Jahresverlauf sollten die Steuermechanismen der N₂-Fixierung weiter aufgeklärt und der Beitrag der Nostocales zum Stickstoffeintrag in diese Gewässer abgeschätzt werden. Dazu wurden die Fixierungsraten im Zusammenhang mit den abiotischen und biotischen Parametern ausgewertet. Die Ergebnisse flossen in die Abschätzung des N₂-Fixierungspotenzials aus der Nostocales-Biomasse für verschiedene Seentypen ein (Modul 2.1.1).

Material und Methoden

Jeweils von Juni bis Oktober 2012, 2013 und 2014 wurden im Rahmen des Routinemessprogramms (vgl. Modul 1.2) 14täglich Mischproben des durchmischten Teils der Wassersäule aus dem Langen See und dem Müggelsee entnommen. Zur Messung der N₂-Fixierung wurde das Seewasser für 24 Stunden bei *in situ* Temperatur und einem Licht-Dunkel-Wechsel von 16:8 Stunden in einem Pflanzenwachstumsschrank (KBW 400, Binder, Tuttlingen) inkubiert. Während der Hellphase wurde die Lichtintensität 2012 auf 100 $\mu\text{mol Photonen m}^{-2} \text{s}^{-1}$ sowie einen Wert, der etwa dem mittleren Lichtdargebot in der durchmischten Schicht (I_{mix}) entsprach, 2013 auf 50 und 100 $\mu\text{mol Photonen m}^{-2} \text{s}^{-1}$ eingestellt. 2014 wurden die Proben in einem Gradienten von 6 Lichtstufen (0 bis ca. 450 $\mu\text{mol Photonen m}^{-2} \text{s}^{-1}$) inkubiert. Für die Grafiken und Berechnungen wurden die Lichtintensitäten auf 24 h umgerechnet.

Die Messung der Stickstofffixierung erfolgte 2012 mittels Acetylen-Reduktionsmethode. Dazu wurden die Phytoplankter vor der Messung über ein 25- μm -Planktonnetz aufkonzentriert. Ein Teil der aufkonzentrierten Proben wurde zur mikroskopischen Bestimmung des Biovolumens der Nostocales mit Lugolscher Lösung fixiert. 2013 und 2014 wurde die N₂-Fixierung über die Inkorporation des stabilen Stickstoffisotops ¹⁵N bestimmt. Die höhere Empfindlichkeit dieser Methode machte eine Aufkonzentrierung der Proben überflüssig. Lediglich große Zooplankter wurden mit einem 200- μm -Netz vor der Inkubation entfernt. Ausgenommen davon waren die Proben des Müggelsees im Juli und August 2013. Wegen des Vorkommens von *Aphanizomenon-flos-aquae*-Kolonien wurde auf das Sieben verzichtet, um eine Veränderung der Phytoplanktonzusammensetzung zu vermeiden.

Das mittlere Lichtdargebot in der durchmischten Schicht (I_{mix}) wurde aus der Sichttiefe und der mittleren Globalstrahlung der Kalenderwoche (zur Einstellung von I_{mix} im Kulturenschrank 2012) bzw. der Woche vor der Probenahme (für den tatsächlichen Lichtgenuss im Freiland) berechnet (Hilt et al. 2010). Zur Vereinheitlichung wurde die N₂-Fixierung aller drei Untersuchungsjahre für I_{mix} kalkuliert. Das erfolgte für die 2014 in Lichtabhängigkeit gemessene N₂-Fixierung über eine Kurvenanpassung mit einem Modell von Jassby und Platt (1976) mit Hilfe der Software Origin 6.1. Da der Bereich zwischen 50 und 100 $\mu\text{mol Photonen m}^{-2} \text{d}^{-1}$ (Inkubationslicht 2013) im linearen Teil der Lichtkurven von 2014 lag, wurde für 2013 die N₂-Fixierung bei I_{mix} aus linearer Interpolation zwischen diesen beiden Werten bzw. Extrapolation ermittelt. Zur Berechnung der flächenbezogenen N-Einträge wurde beim Müggelsee das Volumen bis zur mittleren Tiefe, beim Langen See das gesamte Seevolumen berücksichtigt.

Acetylen-Reduktionsmethode (Acetylen Reduction Assay, ARA)

Zur Bestimmung der N₂-Fixierung mit der Acetylen-Reduktionsmethode (Capone 1993, Stewart et al. 1968, Hardy et al. 1968) wurden aus einer Wasserprobe jeweils drei Parallelen von 7 mL in gasdichten 20-mL-Glasgefäßen mit 1,5 ml Acetylen versetzt. Anstelle des molekularen Stickstoffs setzt das Enzym Nitrogenase das Substrat Acetylen ausschließlich zu Ethylen um. Die Konzentration des Endproduktes Ethylen wurde gaschromatographisch am Lehrstuhl Biotechnologie der Wasseraufbereitung der BTU bestimmt. Bei der Berechnung der N₂-Fixierungsraten wurde ein Konversionsfaktor von 7 mol Ethylen zu 1 mol N verwendet, der 2013 durch ein Vergleichsexperiment mit einer *Aphanizomenon-gracile*-Kultur ermittelt (Kolzau, unveröff.) und 2015 durch parallele Messungen beim Mikrokosmen-experiment (Modul 2.1.3) bestätigt wurde.

Stabile Isotope, ¹⁵N-Methode

Die Inkubation der Wasserproben erfolgte in 600-ml-PE-Flaschen. Den blasenfrei abgefüllten Proben wurde 1 mL ¹⁵N₂-Gas (98 atm %) zugesetzt. Um eine konstante Durchmischung der Proben in den Flaschen zu gewährleisten, den Gradienten der Lichtintensität im Klimaschrank auszugleichen und die Sedimentation von Algen zu minimieren, wurden die Flaschen mit einer Glaskugel (Durchmesser 2,6 cm) auf schräg gestellten rotierenden Scheiben (ca. 10 U min⁻¹) inkubiert. Am Ende der Inkubation wurden 50 – 100 ml des partikulären Materials auf Glasfaserfilter (MN 85/90) filtriert und für mindestens 24 h bei 60 °C getrocknet. Das ¹⁴N/¹⁵N-Verhältnis wurde am IOW, Warnemünde mit einem Elementaranalysator gekoppelten Isotopen-Verhältnis-Massenspektrometer analysiert und daraus die Fixierungsrate nach Montoya et al. (1996) berechnet.

Ergebnisse und Diskussion

Die Ergebnisse der Freilandmessungen im Langen See und Müggelsee sind für 2012 bis 2014 in Abbildung 2.6 gezeigt. Im Langen See erreichte die N₂-Fixierung in allen Jahren Werte bis 12 µg N L⁻¹ d⁻¹ bzw. 27 mg N m⁻² d⁻¹. Nur im Juli 2014 wurden etwa doppelt so hohe Werte erreicht, was zeitlich mit einem Biomassepeak von *Anabaena*- und *Aphanizomenon*-Arten zusammenfiel. In den Phasen, in denen Nostocales vorkamen und N₂-Fixierung nachgewiesen werden konnte, war das Phytoplankton nach Kolzau et al. (2014) N-limitiert (Abb. 2.6). Im Müggelsee wurden nur 2012 ähnlich hohe Werte der N₂-Fixierung wie im Langen See gemessen mit einem Spitzenwert von 71 µg N L⁻¹ d⁻¹ bzw. 298 mg N m⁻² d⁻¹ am 03.09.2012, was zeitlich mit einem *Anabaena*-Peak zusammentraf. Im Müggelsee erreichten die Nostocales nicht so hohe Biovolumina wie im Langen See und die Phasen der N-Limitation des Phytoplanktons waren kürzer und wurden häufig von Phasen ohne Nährstofflimitation unterbrochen. Das könnte zum einen durch kurzfristige Wechsel von Stagnations- und Durchmischungsphasen mit einer Einmischung von remobilisierten Nährstoffen aus tieferen Wasserschichten, zum anderen durch Nährstoffeinträge über die Spree verursacht sein worden. Steht gelöster anorganischer Stickstoff zur Verfügung, wird die N₂-Fixierung zugunsten der DIN-Assimilation heruntergefahren. Wie erste Experimente mit stickstofflimitierten Kulturen von *Aphanizomenon gracile* im Rahmen von NITROLIMIT zeigten, begann die Stickstofffixierung unmittelbar nach der Gabe von Ammoniumnitrat (Endkonzentration 0,5 mmol L⁻¹) im Vergleich zur Kontrolle zu sinken. Nach 8 bis 12 Stunden war sie auf Werte um Null abgefallen.

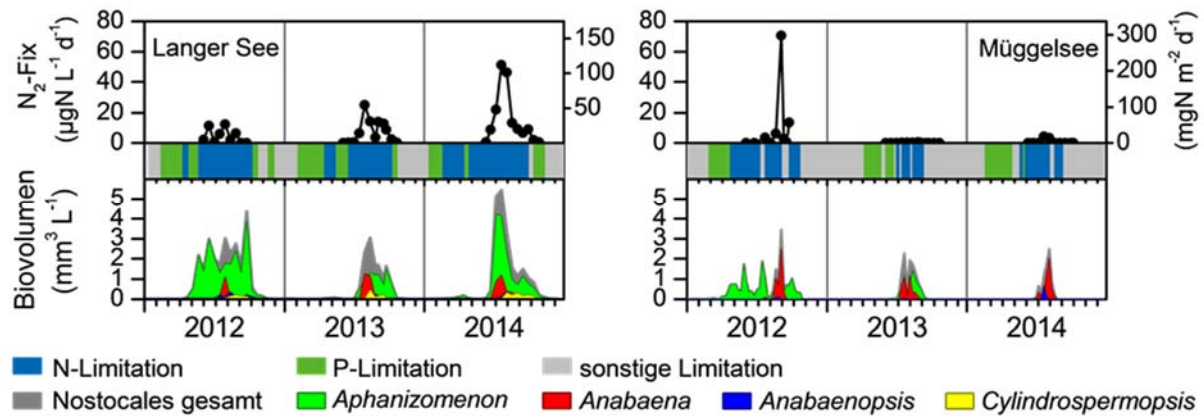


Abbildung 2.6. Stickstofffixierung bei mittlerer Lichtintensität der durchmischten Schicht und *in situ* Temperatur, Limitationszustand des Phytoplanktons nach Kolzau et al. (2014) und Biovolumen der Nostocales-Gattungen für den Langer See (links) und den Müggelsee (rechts) von 2012 bis 2014.

Tabelle 2.2. Maxima der flächen- und volumenbezogenen Tagesraten der N_2 -Fixierung in den einzelnen Untersuchungsjahren sowie jährliche Einträge von Stickstoff kalkuliert für das mittlere Lichtangebot in der durchmischten Schicht aus Messungen bei *in situ* Temperatur für den Langer See und Müggelsee 2012 – 2014.

Jahr	Langer See			Müggelsee		
	Maximum		Jahreswert	Maximum		Jahreswert
	$\mu\text{gN L}^{-1} \text{d}^{-1}$	$\text{mgN m}^{-2} \text{d}^{-1}$	$\text{gN m}^{-2} \text{a}^{-1}$	$\mu\text{gN L}^{-1} \text{d}^{-1}$	$\text{mgN m}^{-2} \text{d}^{-1}$	$\text{gN m}^{-2} \text{a}^{-1}$
2012	12,2	26,8	1,2	70,6	297,9	4,1
2013	25,2	55,0	2,4	0,5	2,1	0,1
2014	51,2	111,9	5,1	4,2	17,6	0,4

Die Angaben über die Größenordnung des Stickstoffeintrags in die Gewässer über die N_2 -Fixierung gehen in der Literatur weit auseinander; z.B. geben Howarth et al. (1988) $< 0,3 \text{ mg N m}^{-2} \text{a}^{-1}$ für oligotrophe Seen, $13 - 94 \text{ mg N m}^{-2} \text{a}^{-1}$ für mesotrophe Seen bzw. $200 \text{ mg} - 9,2 \text{ g N m}^{-2} \text{a}^{-1}$ für eutrophe Seen an. Ursache für diese große Spannbreite sind zum einen Unterschiede in der Biomasse- und Artzusammensetzung der Nostocales (vgl. Modul 2.1.1) sowie die Limitation dieser Algengruppe durch abiotische Faktoren wie Licht, Temperatur, Phosphor oder andere Elemente, die für die Bildung der Biomasse und die Funktion der Nitrogenase essentiell sind.

Über das Jahr betrachtet wurden durch N_2 -fixierende Cyanobakterien $1,2$ bis $5,1 \text{ g N m}^{-2} \text{a}^{-1}$ in den Langer See bzw. $0,1$ bis $4,1 \text{ g N m}^{-2} \text{a}^{-1}$ in den Müggelsee eingetragen (Tab. 2.2). Diese Werte liegen nach Howarth et al. (1988) im Bereich für eutrophe Seen. Für den Scharmützelsee (Modellsee in NITROLIMIT I) wurden $0,27$ bzw. $0,26 \text{ g N m}^{-2} \text{a}^{-1}$ für 2012 bzw. 2016 mittels Acetylenreduktionsmethode bestimmt. Diese Werte entsprechen nach Howarth et al. (1988) seinem schwach eutrophen Zustand.

Die Lichtabhängigkeit der N_2 -Fixierung wurde 2014 für den Langer See über die gesamte Saison untersucht. Die Lichtkurven in Abbildung 2.7 zeigen die starke Lichtabhängigkeit der N_2 -Fixierung.

Lichtsättigung wurde erst bei Bestrahlungsstärken von $82 - 198 \mu\text{mol Photonen m}^{-2} \text{ d}^{-1}$ erreicht. Diese Werte lagen stets deutlich höher als I_{mix} am Untersuchungstermin. Folglich war die N_2 -Fixierung 2014 im Langen See lichtlimitiert oder anders ausgedrückt: Bei Lichtsättigung könnten die Nostocales 2 bis 3mal so viel Stickstoff fixieren. Es ist zu vermuten, dass die Nostocales dieses Potenzial an Tagen mit hoher Strahlungsintensität nutzen insbesondere, wenn sich bei Ausbildung einer temporären Schichtung die Durchmischungstiefe verringert und dadurch der Wert für I_{mix} steigt. Für künftige Verbesserungen der Wasserqualität im Langen See könnte die nachgewiesene direkte Lichtabhängigkeit der N_2 -Fixierung die relative Bedeutung dieses Eintrages im Vergleich zu den reduzierten externen N-Einträgen erhöhen, vorausgesetzt, dass dann kein anderer Faktor (z.B. Phosphor) für die Nostocales limitierend ist.

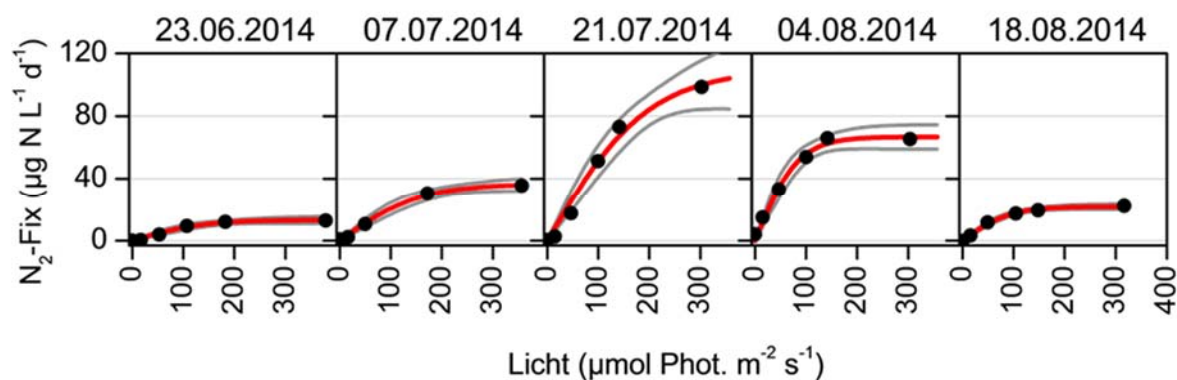


Abbildung 2.7. Lichtabhängigkeit der Stickstofffixierung an ausgewählten Terminen im Langen See 2014. Seewasserproben wurden nach Zugabe von ^{15}N für 24 h bei *in situ* Temperatur und verschiedenem Lichtdargebot (16:8 h Licht:Dunkel) inkubiert. Angegeben ist die mittlere tägliche Lichtintensität.

Die biovolumenspezifische N_2 -Fixierung (Abb. 2.8C) fiel ab Juli 2014 kontinuierlich ab und folgte damit dem abfallenden Trend von Wassertemperatur und mittlerem Lichtdargebot in der durchmischten Schicht. Der Zusammenhang zwischen der maximalen biovolumensspezifischen N_2 -Fixierung bei Lichtsättigung und dem mittleren Lichtdargebot in der durchmischten Schicht ist in Abbildung 2.9 dargestellt. Als einziger Wert weicht der 07.07.2014 von dem ansonsten engen linearen Zusammenhang ab. Zu diesem Termin hatte die Biomasse der Nostocales stark zugenommen und schon fast ihren Jahreshöchstwert ($5,5 \text{ mm}^3 \text{ L}^{-1}$ am 21.07.14) erreicht. Danach kam es bis Mitte August 2014 zu einem starken Einbruch der Nostocales-Biomasse und einer starken Zunahme der feinfädigen Oscillatoriales (v.a. *Pseudanabaena spec.*). Damit sank auch die N_2 -Fixierung pro Liter Seewasser deutlich (Abb. 2.8B). Wie die Analyse der Langzeitdaten erbrachte, ist dieser Dominanzwechsel typisch für den Spätsommer im Langen See (Abb. 2.10B, C). Die Oscillatoriales verursachen eine starke Gewässertrübe, in deren Folge I_{mix} sinkt und sich die Bedingungen für die N_2 -Fixierer verschlechtern. Außerdem haben Messungen mit der Benthoskammer (siehe Modul 2.4) im Langen See gezeigt, dass die Ammoniumrücklösung aus dem Sediment von ca. $120 \text{ mg m}^{-2} \text{ d}^{-1}$ im Juli auf $230 \text{ mg m}^{-2} \text{ d}^{-1}$ im September stark ansteigt (Abb. 2.10D). Von diesem leicht verfügbaren, anorganischen Stickstoff profitieren insbesondere die schnell wachsenden Oscillatoriales. Dabei werden die recycelten Nährstoffe von Algen und Bakterien so schnell aufgenommen, dass keine Erhöhung der Konzentration von Ammonium in der Wassersäule messbar ist (Abb. 2.8A). Wie oben bereits erläutert, reduzieren Nostocales die N_2 -Fixierung zugunsten der DIN-Assimilation, wenn anorganisch gelöster Stickstoff zur Verfügung steht. Damit verlieren sie unter diesen Bedingungen ihren Konkurrenzvorteil gegenüber nicht-fixierenden Phytoplanktern, der durch die Nutzung von N_2 entsteht. Das verringerte Lichtdargebot und die sinkenden Temperaturen tragen ihrerseits zum Rückgang der Nostocales und der N_2 -Fixierung im Spätsommer bei.

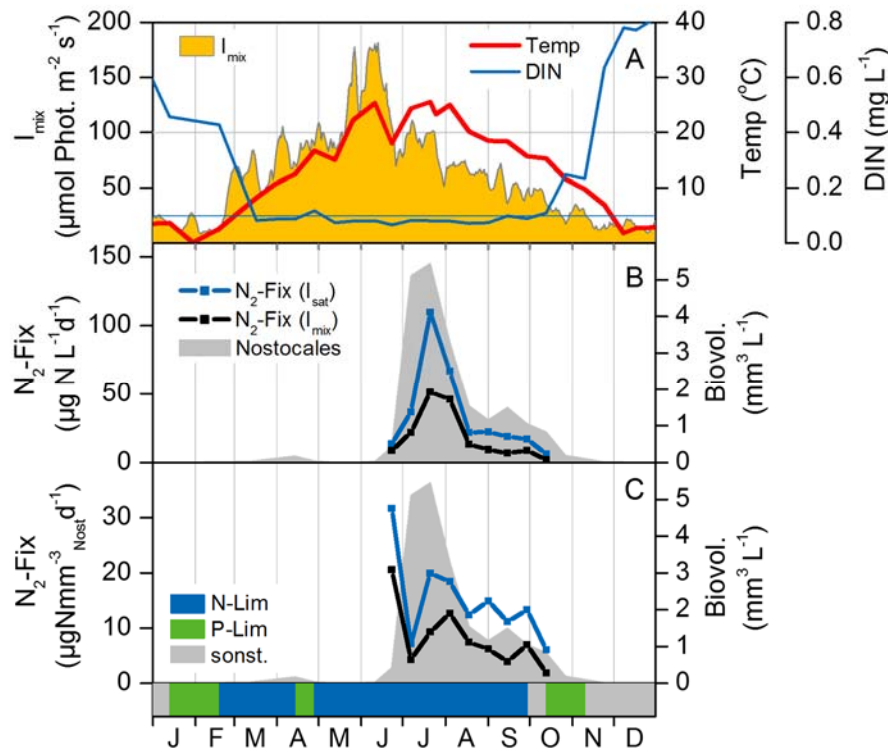


Abbildung 2.8. Mittleres Lichtdargebot (I_{mix}), Wassertemperatur und Konzentration von anorganisch gelöstem Stickstoff (DIN) in der durchmischten Schicht (A), Biovolumen der Nostocales, Stickstofffixierung bei I_{mix} und bei Lichtsättigung (I_{sat}) berechnet aus den Lichtkurven in Abbildung 2.7 pro Volumen (B) sowie bezogen auf das Biovolumen der Nostocales (C) im Langen See 2014. Die untere Leiste gibt den Limitationszustand des Phytoplanktons nach Kolzau et al. (2014) an.

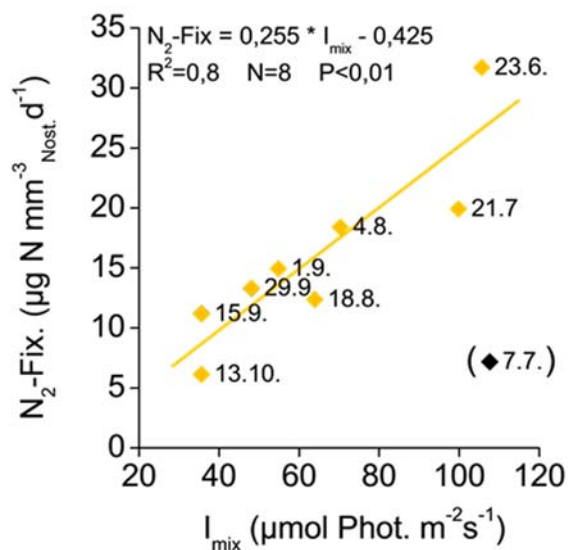


Abbildung 2.9. Zusammenhang zwischen der biovolumenbezogenen Stickstofffixierung der Nostocales bei Lichtsättigung und dem mittleren Lichtdargebot (I_{mix}) in der durchmischten Schicht des Langen Sees 2014. Die Inkubation erfolgte bei *in situ* Temperatur in einem Lichtgradienten (vgl. Abb. 2.7). Der Messwert vom 7.7.14 wurde nicht in die lineare Regression einbezogen.

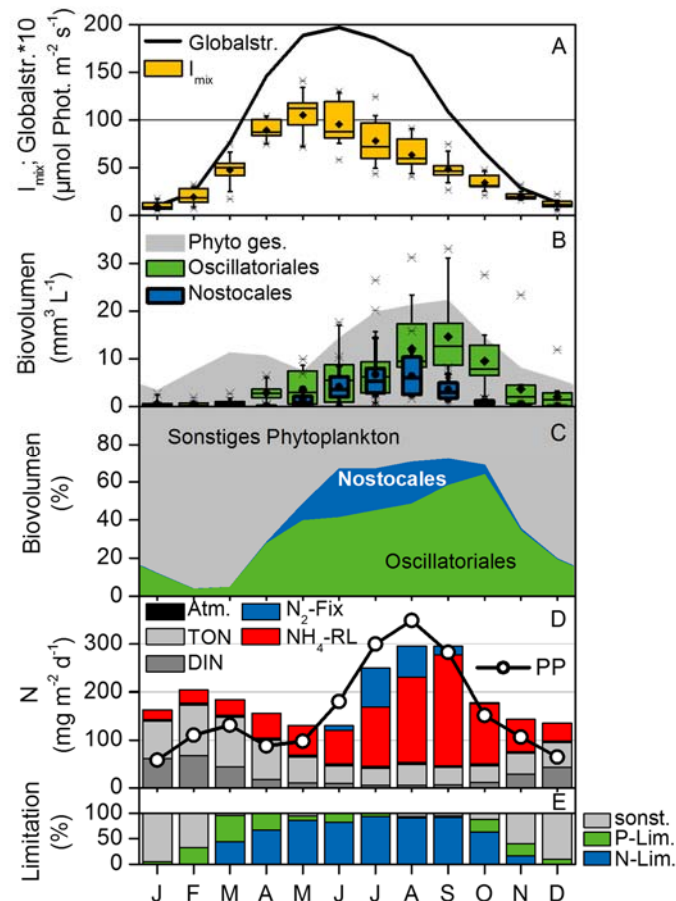


Abbildung 2.10. Monatsmittelwerte für den Langen See 2000 – 2014 (Boxplots bzw. Mediane): Mittleres Lichtdargebot (I_{mix}) in der durchmischten Schicht und Globalstrahlung (A), Biovolumen der Nostocales, Oscillatoriales und des Gesamtphytoplanktons (B) und ihr prozentualer Anteil (C). Fracht von anorganisch gelöstem (DIN) und gesamtem organischen Stickstoff (TON) über den oberirdischen Zulauf, atmosphärische Deposition auf die Seefläche (Atm.) sowie Ammoniumrücklösung (NH_4 -RL) aus dem Sediment (Mittelwert 2012 – 2015) und N_2 -Fixierung bei I_{mix} (N_2 -Fix) für 2014 im Vergleich zum N-Bedarf der Primärproduzenten (PP) (kalkuliert aus Chlorophyll a mit C:Chla 30:1 und C:N im Seston 6:1) (D). Limitationszustand des Phytoplanktons nach Kolzau et al. (2014) als relative Häufigkeit für den Zeitraum 2000 – 2014 (E).

Um die Bedeutung der Stickstofffixierung für die Phytoplanktonentwicklung besser zu verstehen, wurde die für den Langen See in NITROLIMIT I aufgestellte Stickstoffbilanz weiterentwickelt (Nixdorf et al. 2016), d.h. es wurden verschiedene Quellen zur Deckung des Stickstoff-Bedarfs des Phytoplanktons in ihrem saisonalen Verlauf quantifiziert (Abb. 2.10D). Demnach war der Eintrag von Stickstoff durch die N_2 -Fixierer im Juli und August mit $80 - 65 \text{ mg m}^{-2} \text{ d}^{-1}$ im Monatsmittel (2014 für I_{mix}) größer als der N-Eintrag über den oberirdischen Zufluss, der auf Grund der geringen Durchflüsse im Sommer im langjährigen Mittel (2000 – 2014) bei $41 - 50 \text{ mg m}^{-2} \text{ d}^{-1}$ lag (vgl. Modul 3.1.1). Die atmosphärische Deposition auf die Seefläche, die nach Buitjes et al. (2011) mit $1300 \text{ mg m}^{-2} \text{ a}^{-1}$ angesetzt wurde, ist nur eine unbedeutende N-Quelle. Im Juli und August wird der N-Bedarf des Phytoplanktons fast zur Hälfte (rund 46 %) durch die Ammoniumrücklösung aus dem Sediment gedeckt und zu rund einem Viertel (23 %) durch die N_2 -Fixierung. Setzt man die Monatsmaxima oder gar die bei Lichtsättigung möglichen N_2 -Fixierungswerte an, könnte die Lücke zwischen dem N-Bedarf und den N-Quellen sogar geschlossen werden. Damit ist die N_2 -Fixierung eine wichtige N-Quelle für das Phytoplankton im Hochsommer. Auf das Jahr hochgerechnet, trägt sie jedoch nur 5 % zur Deckung des N-Bedarfs des Phytoplanktons bei.

Zusammenfassung

Stickstofffixierung konnte in beiden eutrophen Flachseen nachgewiesen werden. Sie war an das Vorhandensein von pelagischen Cyanobakterien der Ordnung Nostocales (vorherrschende Gattungen: *Aphanizomenon* und *Anabaena*) gebunden. Im Müggelsee gab es sehr große Jahr-zu-Jahr-Unterschiede in den N₂-Fixierungsraten, die auf eine unterschiedlich starke Ausprägung der Nostocales-Biomasse und der N-Limitation des Phytoplanktons zurückgeführt wurden.

Für den Langen See wurde nachgewiesen, dass die N₂-Fixierung stets lichtlimitiert war. Im Spätsommer und Herbst nahmen die spezifischen N₂-Fixierungsraten der Nostocales deutlich ab, was durch eine Abnahme der Wassertemperatur und des Unterwasserlichtes sowie eine Zunahme der Ammoniumrücklösung aus dem Sediment erklärt werden kann. Das Recycling von Stickstoffverbindungen aus der abgestorbenen, autochthon gebildeten Phytoplanktonbiomasse der Frühljahrsblüte sowie aus allochthon eingetragener organischer Substanz ist während der Vegetationsperiode im Langen See die wichtigste N-Quelle des Phytoplanktons. Die N-Assimilationsprozesse sind dabei so intensiv, dass gelöster anorganischer Stickstoff in den Wasserproben von März bis Oktober meist unterhalb der limitierenden Konzentration von 100 µg DIN L⁻¹ (Kolzau et al. 2014) lag. Dennoch kann davon ausgegangen werden, dass die NH₄-Rücklösung aus dem Sediment dazu beiträgt, dass die Nostocales a) ihre Fixierungsleistung senken, weil sie, ebenso wie die übrigen Phytoplankter, gelösten anorganischen Stickstoff nutzen und b) von nicht-stickstofffixierenden Cyanobakterien der Ordnung Oscillatoriales verdrängt werden. Dabei verschlechtern die zunehmende Biomasse der Oscillatoriales und die abnehmende Globalstrahlung im Spätsommer und Herbst zusätzlich die Lichtbedingungen für die Nostocales.

Die Bedeutung N₂-Fixierung liegt also darin, dass sie vor allem im Hochsommer, wenn die N-Einträge über den oberirdischen Zufluss gering sind, zu einer Stabilisierung von hohen Phytoplanktonbiomassen beiträgt. Die große Bedeutung des Nährstoffrecyclings (NH₄-Rücklösung) zur Bildung der sommerlichen Phytoplanktonbiomasse im Langen See verdeutlicht, dass Managementmaßnahmen zur Begrenzung der Frühjahrsentwicklung zur Verbesserung der Wasserqualität beitragen könnten.

Literatur

- Builtjes, P., Hendriks, E., Koenen, M., Schaap, M. et al. (2011): Erfassung, Prognose und Bewertung von Stoffeinträgen und ihren Wirkungen in Deutschland. Umweltbundesamt: (38/2011).
- Capone, D. G. (1993): Determination of nitrogenase activity in aquatic samples using the acetylene reduction procedure. In: Kemp, P. F., Sherr, B. F., Sherr, E. B. & Cole, J. J., eds., Handbook of methods in aquatic microbial ecology. Lewis Publishers, Boca Raton: 621-631.
- Hardy, R. W. F., Holsten, R. D., Jackson, E. K. & Burns, R. C. (1968): The acetylene-ethylene assay for N₂ fixation: laboratory and field evaluation. Plant Physiol., 43: 1185-1207.
- Hilt, S., Henschke, I., Rücker, J., Nixdorf, B. (2010): Can submerged macrophytes influence turbidity and trophic state in deep lakes? Suggestions from a case study Journal of Environmental Quality, 29: 725-733.
- Howarth, R. W., Marino, R., Lane, J. & Cole, J. J. (1988): Nitrogen fixation in freshwater, estuarine, and marine ecosystems. 1. Rates and importance. Limnol. Oceanogr., 33: 669-687.
- Jassby, A.D., Platt, T. (1976): Mathematical formulation of the relationship between photosynthesis and light for phytoplankton. Limnology & Oceanography 21 (4): 540-547.
- Kolzau, S., Wiedner, C., Rücker, J., Köhler, J., Köhler, A., Dolman, A. M. (2014): Seasonal patterns of nitrogen and phosphorus limitation in four German lakes and the predictability of limitation status from ambient nutrient concentrations. PLoS ONE. <http://www.plosone.org/article/info%3Adoi%2F10.1371%2Fjournal.pone.0096065>.
- Montoya, J.P., Voss, M., Kahler, P. & Capone, D.G. (1996): A simple, high-precision, high-sensitivity tracer assay for N₂ fixation. Applied and Environmental Microbiology, 62: 986-993.
- Nixdorf, B., Grüneberg, B., Rücker, J. (2016): Bilanzierung der saisonalen Stickstoffein- und -austräge sowie deren Umsetzungen in einem eutrophen Flachsee. DGL, Tagungsbericht 2015 (Essen), Hardeggen.

2.1.3 Entwicklung von N₂-fixierenden Cyanobakterien und Bestimmung ihres N₂-Fixierungspotenzials

Sebastian Kolzau und Claudia Wiedner (BTU)

A. Fixierungspotenzial entlang eines Gradienten des N-Eintrags

Hintergrund

Es wird häufig angenommen, dass eine Reduktion der Stickstoffeinträge zur Verringerung der Trophie in einem N-limitierten See ineffektiv ist, weil das entstehende N-Defizit durch potenziell N₂-fixierende Cyanobakterien der Ordnung Nostocales kompensiert werden kann (z. B. Schindler 2012; Vrede et al. 2009). Allerdings wurde in mehreren Studien angezweifelt, dass Nostocales den Mangel an N vollständig kompensieren können (Lewis & Wurtsbaugh 2008; Paerl & Scott 2010; Scott & McCarthy 2010). Demnach ist das tatsächliche Ausmaß des Kompensationspotenzials in der Literatur umstritten.

Ziel

Ermittlung des Potenzials von Nostocales, eine Reduktion der N-Einträge durch N₂-Fixierung zu kompensieren.

Material und Methoden

Im Sommer 2012 wurde ein Mikrokosmosexperiment zur Simulation der Reduktion der N-Einträge durchgeführt. Das Experiment wurde bereits ausführlich im Abschlussbericht von NITROLIMIT I dargestellt. Die Analyse der Daten wurde allerdings in NITROLIMIT II weitergeführt und neue Ergebnisse erzielt.

Für das Experiment wurde eine Mischprobe aus dem überwiegend N-limitierten Langen See genommen und in einzelnen Mikrokosmen (5 L Polyethylen Säcke) aliquotiert. Es wurden 9 verschiedene Nährstoffansätze verwendet. Bei allen 9 Nährstoffansätzen wurde die gleiche Menge P ($20 \mu\text{g L}^{-1} \text{d}^{-1}$) aber 9 unterschiedliche Mengen N (Gradient von 200 bis $0 \mu\text{g L}^{-1} \text{d}^{-1}$; Abb. 2.11) zugegeben, um eine Verringerung des N-Eintrages bei gleichbleibendem P-Eintrag zu simulieren. Zu Beginn und weitere zwei Male während des Experimentes wurden Proben aus den Mikrokosmen entnommen, aus denen das Phytoplanktonbiovolumen und die N₂-Fixierungsrate bestimmt und eine Kompensationsrate berechnet wurden. (Für eine detaillierte Beschreibung des Experimentes siehe Abschlussbericht NITROLIMIT I.)

Ergebnisse und Diskussion

Abbildungen 2.12 a) und b) zeigen das Phytoplanktonbiovolumen und die N₂-Fixierung pro Biovolumen der Nostocales in Abhängigkeit von der N-Zugabe. Das gesamte Phytoplanktonbiovolumen nahm mit Verringerung der N-Zugabe ab. Obwohl das Biovolumen der Nostocales in allen Nährstoffansätzen im Laufe des Experimentes zunahm, änderte es sich nicht mit Verringerung der N-Zugabe. In der Literatur sind die Reaktionen der Nostocales auf eine N-Reduktion nicht eindeutig. So beobachteten einige Autoren eine Zunahme der Nostocales mit Verringerung des N-Eintrages (z. B. Schindler et al. 2008; Vrede et al. 2009), während in anderen Studien die Nostocales hingegen keine Reaktion zeigten (Paerl et al. 2014; Piehler et al. 2002).

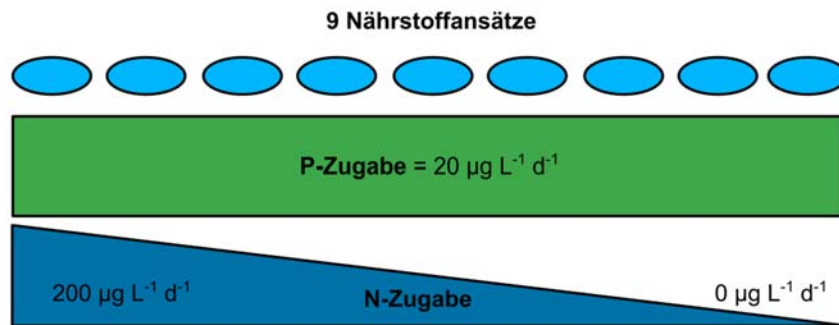


Abbildung 2.11. Experimentelles Design zur Bestimmung des Kompensationspotenzials der Nostocales. Simulation der Stickstoffreduktion durch Gradient der täglichen N-Zugabe bei konstanter P-Zugabe.

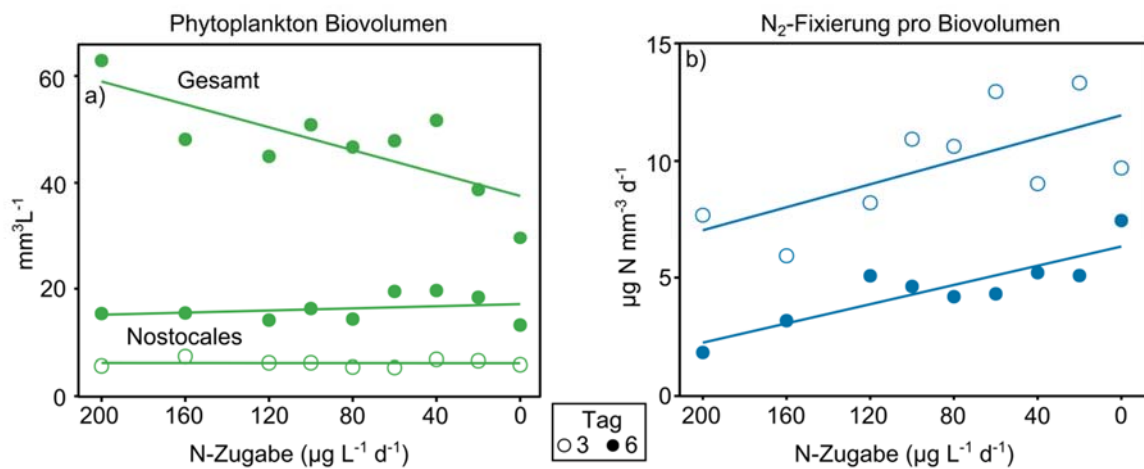


Abbildung 2.12. Abhängigkeit des Phytoplanktonbiovolumens (a) und der N₂-Fixierung pro Biovolumen der Nostocales (b) von der N-Zugabe.

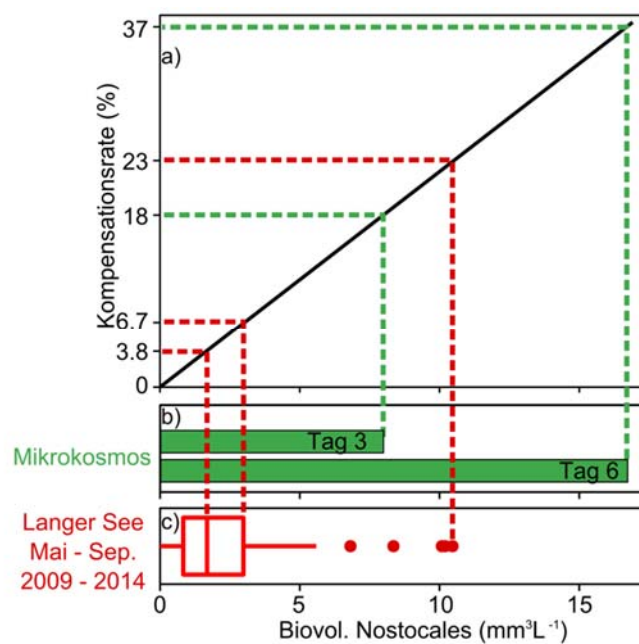


Abbildung 2.13. Kompensationsrate in Abhängigkeit des Biovolumens der Nostocales (a). Biovolumen der Nostocales im Mikrokosmosexperiment (b) und im Langer See zwischen Mai und September von 2009 bis 2014 (c).

Die N₂-Fixierung pro Biovolumen der Nostocales nahm mit Verringerung der N-Zugabe zu. Absolut waren die Fixierungsraten an Tag 3 höher als an Tag 6, die Steigung der N₂-Fixierung mit Verringerung der N-Zugabe war aber an beiden Tagen gleich. Ein Anstieg der N₂-Fixierung mit Verringerung der N-Einträge wurde auch in Mesokosmosexperimenten (z. B. Vrede et al. 2009) und in Experimenten mit ganzen Seen (z. B. Flett et al. 1980) beobachtet.

Zur Quantifizierung der Kompensation durch die Nostocales wurde die Kompensationsrate bestimmt. Die Kompensationsrate ist hier definiert als der Anteil am verringerten N-Eintrag, der durch N₂-Fixierung ersetzt wird und lässt sich berechnen als:

$$\text{Kompensationsrate} = BV_N * b_{\rho BV} * 100$$

wobei $b_{\rho BV}$ die Steigung (Mittelwert Tag 3 und 6 in Abbildung 2.12 b) aus dem Verhältnis zwischen der N₂-Fixierung pro Biovolumen und der N-Zugabe ist und BV_N das Biovolumen der Nostocales ist. Bei dieser Berechnung wird angenommen, dass sich, wie in dieser Studie beobachtet, zwar die N₂-Fixierung mit der N-Zugabe ändert, das Biovolumen der Nostocales aber gleich bleibt. In Abbildung 2.13 a ist die Kompensationsrate über das Biovolumen der Nostocales aufgetragen. Demnach würde das Biovolumen der Nostocales an Tag 3 und Tag 6 des Experimentes (Abbildung 2.13 a und b) einer Kompensationsrate von 14 bzw. 36 % entsprechen. Durch die experimentellen Bedingungen erreichten die Nostocales allerdings deutlich höhere Biovolumina als unter natürlichen Bedingungen üblicherweise im Langen See beobachtet werden. Abbildung 2.13c zeigt die zwischen Mai und September 2009 bis 2014 im Langen See beobachteten Biovolumina der Nostocales. Mit diesen Biovolumina wäre eine maximale Kompensationsrate von 23 % möglich, bei 75 bzw. 50 % der Beobachtungen würde die Kompensationsrate allerdings nur 6.7 bzw. 3.8 % oder weniger betragen. Demnach ist der Anteil am verringerten N-Eintrag, der durch N₂-Fixierung ersetzt wird unter natürlichen Bedingungen sehr gering. Auf das ganze Jahr gesehen ist das Kompensationspotenzial noch geringer, da bedeutende Nostocales Biovolumina in den Seen der NDB-See nur im Sommer auftreten (siehe Kapitel 2.1.1). Unter diesem Gesichtspunkt erscheint eine Reduktion der N-Einträge in den Langen See als ökologisch sinnvoll.

B Fixierungspotenzial entlang eines Gradienten der Lichtintensität

Hintergrund

Um eine Reduzierung der N-Einträge zu kompensieren, müssen Nostocales entweder ihr Biovolumen, ihre Fixierungsrate pro Biovolumen oder beides erhöhen. Oben haben wir gezeigt, dass eine Verringerung der N-Einträge zwar zu einer Erhöhung der Fixierungsrate führte, nicht aber zu einer Erhöhung des Biovolumens. Neben der Verfügbarkeit von Stickstoff und Phosphor haben auch physikalische Faktoren, wie die Lichtverfügbarkeit einen großen Einfluss auf die N₂-Fixierung (De Nobel et al. 1998) und das Biovolumen der Nostocales (de Tezanos Pinto & Litchman 2010). Da das oben dargestellte Experiment bei einer Lichtintensität von ca. 100 $\mu\text{mol Photonen m}^{-2} \text{s}^{-1}$ durchgeführt wurde, das mittlere Lichtdargebot im Langen See im Sommer aber überwiegend niedriger ist und die N₂-Fixierung dort häufig lichtlimitiert ist (siehe Kapitel 2.1.2), ist es möglich, dass unter natürlichen Bedingungen andere Beobachtungen gemacht werden.

Ziel

Ermittlung des Einflusses der Lichtintensität auf die Entwicklung von Nostocales und ihres N₂-Fixierungspotenzials.

Material und Methoden

Für das Experiment wurde im Sommer 2015 eine Mischprobe aus dem Langen See in einzelnen Mikrokosmen (5,5 L Polyethylen Säcke) aliquotiert. Die Mikrokosmen wurden in einem kleinen Experimentalsee für fünf Tage in sechs unterschiedlichen Tiefen entlang des natürlichen Lichtgradienten (durchschnittliche Lichtintensität über 24 h ca. 0 – 300 $\mu\text{mol Photonen s}^{-1} \text{ m}^{-2}$) inkubiert (Abb. 2.14). Bei jeder Lichtstufe wurden zwei Nährstoffzugabeansätze durchgeführt. In beiden wurde die gleiche Menge P ($7 \mu\text{g P L}^{-1} \text{ d}^{-1}$) zugegeben aber unterschiedliche Mengen N ($70 \mu\text{g}$ bzw. $0 \text{ N L}^{-1} \text{ d}^{-1}$), was dem maximalen und minimalen N:P-Verhältnis des Experimentes entlang des N:P Gradienten (siehe oben) entsprach. Zu Beginn und weitere zwei Male während des Experimentes wurden Proben aus den Mikrokosmen entnommen und daraus das Biovolumen, die N_2 -Fixierungsrate und gelöste (DIN und DIP), partikuläre (für N und Kohlenstoff) und gesamte (TN und TP) Nährstoffkonzentrationen bestimmt.

An die Messwerte des Biovolumens (Bv) bzw. der N_2 -Fixierung pro Nostocales Biovolumen (F) entlang des Gradienten der Lichtintensität (I) wurde jeweils ein reparametrisiertes Modell von Jassby und Platt (1976) mittels nicht linearer Regression mit der Software „R 3.2.2“ (R Core Team 2015) angepasst. Für das Biovolumen wurde folgendes Modell verwendet:

Formel 1:
$$\text{Bv} = \text{Bv}_{\max} * \tanh\left(\frac{\tanh 0,5}{I_{0,5} * I}\right) + b$$

Bei der Modellanpassung wurden die Parameter $\text{Bv}_{\max}$, $I_{0,5}$ und b bestimmt, wobei $\text{Bv}_{\max}$ das maximale Biovolumen bei Lichtsättigung, $I_{0,5}$ die Lichtintensität, bei der die Hälfte von Bv erreicht wird und b der y-Achsenabschnitt sind.

Bei dem Model für die N_2 -Fixierung gehen wir davon aus, dass ohne Licht keine N_2 -Fixierung stattfindet und der y-Achsenabschnitt somit 0 ist. Daraus ergibt sich:

Formel 2:
$$F = F_{\max} * \tanh\left(\frac{\tanh 0,5}{I_{0,5} * I}\right)$$

Um zu klären, ob eine Verringerung der N-Einträge einen Effekt auf das Biovolumen oder die N_2 -Fixierung hatte, wurde getestet, ob sich die Parameter $F_{\max}$ bzw. $\text{Bv}_{\max}$ und $I_{0,5}$ zwischen den Nährstoffansätzen signifikant unterscheiden. Ein signifikanter Unterschied von $I_{0,5}$ zeigt dabei einen Effekt der Verringerung der N-Einträge bei niedriger Lichtintensität und ein signifikanter Unterschied von $F_{\max}$ bzw. $\text{Bv}_{\max}$ einen Effekt bei hoher Lichtintensität an.

Um Anhaltspunkte auf eine mögliche P-Limitation der N_2 -Fixierung zu erhalten, wurde das Verhältnis aus TP und partikulärem Kohlenstoff des Sestons als Maß für den verfügbaren P pro Einheit Phytoplanktonbiomasse bestimmt.

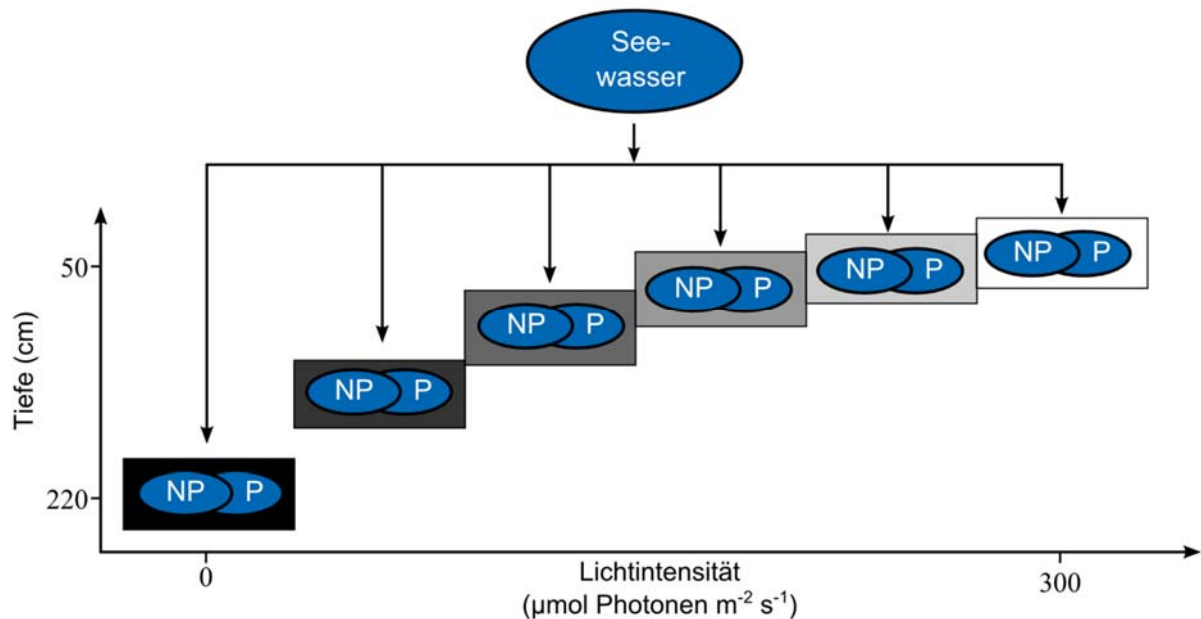


Abbildung 2.14. Inkubation der Mikrokosmen in unterschiedlichen Tiefen entlang des natürlichen Lichtgradienten mit zwei Nährstoffzugabeansätzen: P = Zugabe von P; NP = Zugabe von N und P.

Ergebnisse

Die Entwicklung des Biovolumens von Nostocales und anderen Arten des Phytoplanktons (nicht-fixierende Cyanobakterien und Eukaryoten) entlang des Lichtgradienten in den beiden Nährstoffansätzen ist in Abbildung 2.15 dargestellt.

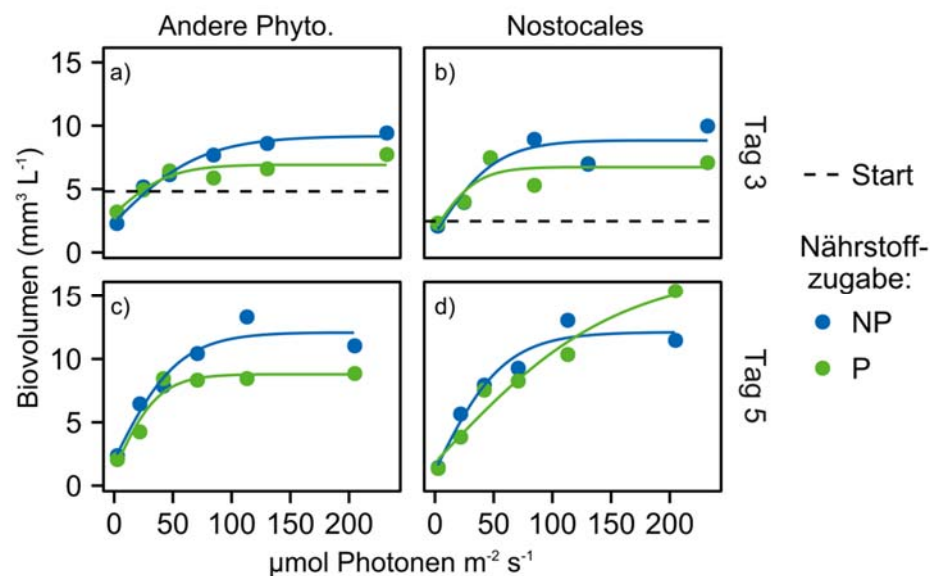


Abbildung 2.15. Biovolumen von Nostocales und anderen Phytoplanktern (nicht-fixierende Cyanobakterien und Eukaryoten) entlang des Lichtgradienten an Tag 3 und 5 des Experimentes für beide Nährstoffansätze (die gestrichelte Linie stellt das Biovolumen zu Beginn des Experimentes dar).

Generell nimmt das Biovolumen aller Phytoplankter über die Zeit und mit steigender Lichtintensität zu, bis bei hoher Lichtintensität eine Lichtsättigung des Wachstums eintritt. Der Anstieg des Biovolumens entlang des Lichtgradienten deutet auf eine Lichtlimitation des Wachstums bei niedriger Lichtintensität hin. Zwischen den Nährstoffansätzen konnte entlang des gesamten Lichtgradienten

kein signifikanter Unterschied des Biovolumens der Nostocales beobachtet werden (Abb. 2.1.5 b und d und Tab. 2.3). Das Biovolumen der anderen Phytoplanktonarten war hingegen bei hohen Lichtintensitäten signifikant in dem Ansatz ohne N-Zugabe geringer im Vergleich zu dem Ansatz mit N und P Zugabe (Abb. 2.15 a und c und Tab. 2.2). Bei niedriger Lichtintensität (bis ca. 50 $\mu\text{mol Photonen m}^{-2} \text{ s}^{-1}$) hatten die verschiedenen Nährstoffzugaben auf das Biovolumen der anderen Phytoplanktonarten keinen Einfluss, da hier das Wachstum durch Licht und nicht durch Nährstoffe limitiert war.

Tabelle 2.3. Parameter der Modelanpassung für das Biovolumen der Nostocales und der anderen Phytoplanktonarten: b = Y-Achsenabschnitt; $BV_{\max}$ = maximales Biovolumen, $I_{0,5}$ = Lichtintensität bei der die Hälfte des maximalen Biovolumens erreicht wird. Parameter mit signifikanten ($P < 0,05$) Unterschied zwischen den Nährstoffansätzen sind mit einem * markiert.

	Gruppe	Nährstoffzugabe	$BV_{\max}$	$I_{0,5}$
Tag 3	Andere Phyto.	NP	6.8*	40.6
		P	3.9*	25.8
	Nostocales	NP	7.4	28.4
		P	4.9	19.5
Tag 5	Andere Phyto.	NP	10.1*	30.1
		P	7.6*	20.5
	Nostocales	NP	10.9	32.1
		P	15.3	85.3

Die N_2 -Fixierung pro Biovolumen der Nostocales nahm mit steigender Lichtintensität zu, bis sie die Lichtsättigung erreichte (Abb. 2.16 a). Zwischen den beiden Nährstoffansätzen konnten deutliche Unterschiede im Verlauf der N_2 -Fixierung entlang des Lichtgradienten beobachtet werden. In dem Ansatz ohne N-Zugabe war der Anfangsanstieg der N_2 -Fixierung steiler, die Halbsättigungskonstante ($I_{0,5}$) kleiner, die Lichtsättigung wurde bei einer geringeren Lichtintensität erreicht und die maximale Fixierungsrate ($F_{\max}$) war größer als nach Zugabe von N und P (Tab 2.4). Erstaunlicherweise nahm die N_2 -Fixierungsrate in allen Ansätzen entlang des Lichtgradienten im Verlauf des Experimentes ab. Allerdings wurde auch das Verhältnis aus TP und partikulärem Kohlenstoff im Seston sowohl entlang des Lichtgradienten als auch im Verlauf des Experimentes geringer (Abb. 2.16 b). Es ist daher möglich, dass die N_2 -Fixierung im Verlauf des Experimentes verstärkt durch P limitiert und bei niedriger Lichtintensität durch P und Licht co-limitiert wurde.

Tabelle 2.4. Parameter der Modelanpassung für die N_2 -Fixierung pro Biovolumen der Nostocales: b = Y-Achsenabschnitt; $F_{\max}$ = maximale Fixierungsrate, $I_{0,5}$ = Lichtintensität bei der die Hälfte der maximalen Fixierungsrate erreicht wird. Parameter mit signifikanten ($P < 0,05$) Unterschieden zwischen den Nährstoffansätzen sind mit einem * markiert.

	Nährstoffzugabe	$F_{\max}$	$I_{0,5}$
Tag 0-1	NP	11,8*	45,7*
	P	12,8*	23,7*
Tag 2-3	NP	6,7*	63,5*
	P	9,0*	30,2*
Tag 4-5	NP	5,0*	43,8*
	P	5,4*	12,5*

Für die Kompensationsleistung der Nostocales ist wichtig, wie die biovolumenspezifische N_2 -Fixierung mit Verringerung des N-Eintrages ansteigt und wie sich dieser Anstieg entlang des Lichtgradienten verhält. Dafür wurde die Differenz der N_2 -Fixierung pro Nostocales Biovolumen zwischen dem Ansatz ohne N-Zugabe und dem Ansatz mit N-Zugabe berechnet (Abb. 2.16 c). Mit steigender Lichtintensität nahmen die Differenz und damit auch das Kompensationspotenzial zunächst zu, wurden aber ab einer bestimmten Lichtintensität wieder kleiner. In beiden Nährstoffansätzen war das Verhältnis aus TP und partikulärem Kohlenstoff ungefähr gleich (Abb. 2.16 b). Auf Grund des höheren P-Bedarfs durch die höhere N_2 -Fixierung trat deshalb eine P-limitation in dem Ansatz ohne N-Zugabe früher ein als in dem Ansatz mit N-Zugabe. Das erklärt auch, dass die Lichtsättigung der N_2 -Fixierung in dem Ansatz ohne N-Zugabe bei geringerer Lichtintensität erreicht wird im Vergleich zu dem Ansatz mit N-Zugabe.

Insgesamt betrachtet könnte man die Ergebnisse des Experimentes entlang des Lichtgradienten so deuten, dass die Lichtintensität einen größeren Einfluss auf das Biovolumen und die N_2 -Fixierung als die Variation der Nährstoffansätze hatte. Es muss allerdings beachtet werden, dass der untersuchte Lichtgradient die komplette Breite von fast gar keinem Licht bis zur Lichtsättigung abdeckte, während das bei den Nährstoffansätzen nicht der Fall war.

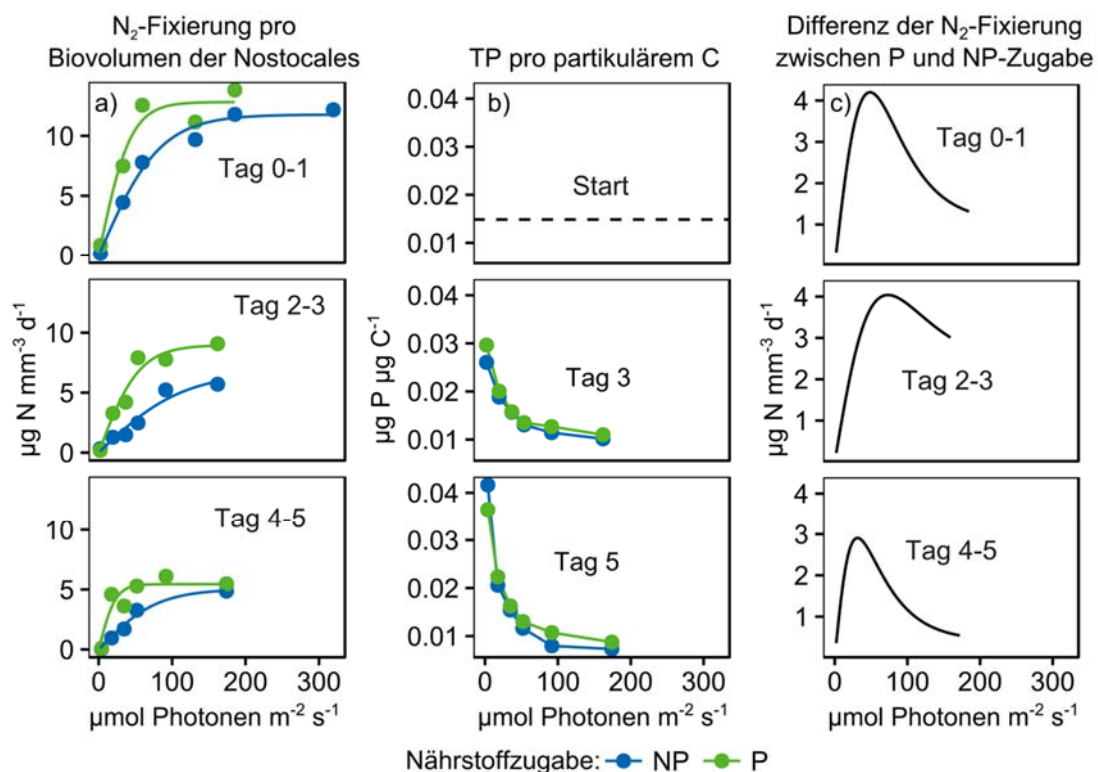


Abbildung 2.16. Lichtabhängigkeit der N_2 -Fixierung pro Nostocales Biovolumen (a). Verhältnis aus TP und partikulärem Kohlenstoff als Maß für die Verfügbarkeit von P pro Einheit Biomasse (b). Differenz der N_2 -Fixierung pro Biovolumen der Nostocales zwischen den beiden Nährstoffansätzen entlang des Lichtgradienten (c). Die Differenz wurde zwischen den P und NP Kurven der Modellanpassung für die N_2 -Fixierung (a) berechnet.

Diskussion

Mit diesem Experiment konnten wir zeigen, dass eine Reduktion der N-Einträge im Bereich der Lichtsättigung zu einer Verringerung des Biovolumens anderer Phytoplankter, nicht aber zu einem Anstieg des Nostocales Biovolumen führt. Das bestätigt die Ergebnisse des Experimentes entlang des N-Gradienten, steht aber im Kontrast zu den Ergebnissen von De Tezanos Pinto & Litchman (2010), die bei hoher Lichtintensität einen signifikanten Anstieg des Nostocales Biovolumen als Reaktion auf Verringerung des N-Eintrages beobachtet haben.

Der in unserem Experiment beobachtete Anstieg der N_2 -Fixierung pro Nostocales Biovolumen mit steigender Lichtintensität deckt sich mit Beobachtungen aus der Literatur (z. B. Bradburn et al. 2012; De Nobel et al. 1998) und lässt sich aus dem großen Energiebedarf der N_2 -Fixierung erklären (Paerl 1990). Wie in dem Experiment entlang des N-Gradienten kompensierten die Nostocales eine Verringerung der N-Einträge zwar nicht durch Erhöhung ihres Biovolumens, zeigten aber dennoch eine Reaktion auf eine Verringerung der N-Einträge in dem sie die N_2 -Fixierung pro Nostocales Biovolumen erhöhten. Die Differenz der N_2 -Fixierung zwischen dem Ansatz ohne N-Zugabe und dem mit N-Zugabe und damit auch das Kompensationspotenzial der Nostocales nahmen mit steigender Lichtintensität zu. Eine mögliche Erklärung dafür wäre, dass die Assimilation von gelöstem anorganischem N energetisch effektiver ist als die Fixierung von atmosphärischem N_2 (Rhee & Lederman 1983). Daher wird bei Verfügbarkeit von anorganischem N die vorhandene Energie bei steigender Lichtintensität überwiegend zur Assimilation von N verwendet, während sie bei N-Mangel vermehrt zur N_2 -Fixierung verwendet wird.

In unserem Experiment nahmen die N_2 -Fixierung mit der Zeit und die Differenz der N_2 -Fixierung zwischen den Nährstoffansätzen bei hoher Lichtintensität auf Grund von P-limitation der N_2 -Fixierung ab. P-Limitation der N_2 -Fixierung wurde bereits in NITROLIMIT I und auch in der Literatur (z. B. Tönno & Nöges 2003) beobachtet und könnte auch erklären, warum wir im Gegensatz zu De Tezanos Pinto & Litchman (2010) keine Zunahme des Nostocales Biovolumens mit Verringerung des N-Eintrages beobachtet haben. Weiterer Forschungsbedarf besteht daher zum Einfluss von Lichtintensität und P-Konzentration auf das Kompensationspotenzial der Nostocales.

Zusammenfassung

Sowohl bei dem Experiment entlang des N-Gradienten als auch bei dem Experiment entlang des Lichtgradienten führte eine Verringerung der N-Einträge zu einer Verringerung des Gesamtbiovolumens ohne, dass das Nostocales-Biovolumen signifikant zunahm. Als Reaktion auf eine Verringerung des N-Eintrages erhöhten die Nostocales lediglich die biovolumenspezifische N_2 -Fixierung. Auf Grund der für gewöhnlich niedrigen Nostocales-Biovolumina unter natürlichen Bedingungen im Langen See können die Nostocales durch die Erhöhung ihrer Fixierleistung nur geringe Kompensationsraten erreichen. Die Lichtintensität hat einen deutlichen Einfluss auf das Biovolumen aller Phytoplanktonarten, auf die N_2 -Fixierung pro Biovolumen der Nostocales und auf die Kompensationsrate.

Literatur

- Bradburn, M. J., Lewis, W. M., & McCUTCHAN, J. H. (2012): Comparative adaptations of Aphanizomenon and Anabaena for nitrogen fixation under weak irradiance. *Freshwater Biology*, 57: 1042–1049.
- De Nobel, W. T. (Pim), Matthijs, H. C. P., Von Elert, E., & Mur, L. R. (1998): Comparison of the light-limited growth of the nitrogen-fixing cyanobacteria Anabaena and Aphanizomenon. *New Phytologist*, 138: 579–587.

- de Tezanos Pinto, P., & Litchman, E. (2010): Interactive effects of N: P ratios and light on nitrogen-fixer abundance. *Oikos*, 119: 567–575.
- Flett, R. J., Schindler, D. W., Hamilton, R. D., & Campbell, N. E. R. (1980): Nitrogen Fixation in Canadian Precambrian Shield Lakes. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.*, 37: 494–505.
- Jassby, A. D., & Platt, T. (1976): Mathematical formulation of the relationship between photosynthesis and light for phytoplankton.
- Lewis, W. M., & Wurtsbaugh, W. A. (2008): Control of lacustrine phytoplankton by nutrients: erosion of the phosphorus paradigm. *Internat. Rev. Hydrobiol.*, 93: 446–465.
- Paerl, H. W. (1990): Physiological ecology and regulation of N₂ fixation in natural waters. In *Advances in microbial ecology* (Vol. 11). New York, NY: Plenum Press.
- Paerl, H. W., & Scott, J. T. (2010): Throwing Fuel on the Fire: Synergistic Effects of Excessive Nitrogen Inputs and Global Warming on Harmful Algal Blooms. *Environ. Sci. Technol.*, 44: 7756–7758.
- Paerl, H. W., Xu, H., Hall, N. S., Zhu, G., Qin, B., Wu, Y., Rossignol, K. L., Dong, L., McCarthy, M. J., & Joyner, A. R. (2014): Controlling Cyanobacterial Blooms in Hypertrophic Lake Taihu, China: Will Nitrogen Reductions Cause Replacement of Non-N₂ Fixing by N₂ Fixing Taxa? (B. Neilan, Ed.) *PLOS ONE*, 9: e113123.
- Piehl, M. F., Dyble, J., Moisander, P. H., Pinckney, J. L., & Paerl, H. W. (2002): Effects of modified nutrient concentrations and ratios on the structure and function of the native phytoplankton community in the Neuse River Estuary, North Carolina, USA. *Aquat. Ecol.*, 36: 371–385.
- R Core Team. (2015): *R: A Language and Environment for Statistical Computing*. Vienna, Austria: R Foundation for Statistical Computing.
- Rhee, G.-Y., & Lederman, T. C. (1983): Effects of nitrogen sources on P-limited growth of *Anabaena flos-aquae*. *J. Phycol.*, 19: 179–185.
- Schindler, D. W. (2012): The dilemma of controlling cultural eutrophication of lakes. *Proc. R. Soc. Lond., B*, 279: 4322–4333.
- Schindler, D. W., Hecky, R. E., Findlay, D. L., Stainton, M. P., Parker, B. R., Paterson, M. J., Beaty, K. G., Lyng, M., & Kasian, S. E. M. (2008): Eutrophication of lakes cannot be controlled by reducing nitrogen input: results of a 37-year whole-ecosystem experiment. *PNAS*, 105: 11254–11258.
- Scott, J. T., & McCarthy, M. J. (2010): Nitrogen fixation may not balance the nitrogen pool in lakes over time-scales relevant to eutrophication management. *Limnol. Oceanogr.*, 55: 1265–1270.
- Tönno, I., & Nöges, T. (2003): Nitrogen fixation in a large shallow lake: rates and initiation conditions. *Hydrobiologia*, 490: 23–30.
- Vrede, T., Ballantyne, A., Mille-Lindblom, C., Algesten, G., Gudas, C., Lindahl, S., & Brunberg, A. K. (2009): Effects of N: P loading ratios on phytoplankton community composition, primary production and N fixation in a eutrophic lake. *Freshw. Biol.*, 54: 331–344.

2.2 Lachgas (N₂O)-Emissionen

Marc Kupetz und Peter Casper (IGB)

Hintergrund und Ziele

Aufgrund seiner langen atmosphärischen Lebensdauer von ca. 150 Jahren zählt Lachgas (Distickstoffmonoxid, N₂O) zu den relevanten Treibhausgasen. Es kommt in der Atmosphäre nur in Spuren von ca. 330 ppbv vor, besitzt aber ein Vielfaches (Faktor 300) des Treibhauspotenzials von Kohlenstoffdioxid (CO₂) (Myhre et al. 2013), dessen Konzentration mit ca. 380 ppmv mehr als tausendfach höher ist. Lachgas entsteht vor allem durch Nutzung (Verbrennung) fossiler Energieträger und durch bakterielle Umsetzung von gelösten anorganischen Stickstoffverbindungen (DIN) in Wasser und bewirtschafteten Böden. Als Hauptquelle von N₂O bei mikrobieller Umsetzung von DIN gilt dabei der Prozess der Denitrifikation (Reduktion von Nitrat (NO₃⁻) zu molekularem Stickstoff (N₂) (Galloway et al. 2004). Während in NITROLIMIT weder die Modell-, noch andere untersuchte nitratreichere Gewässer relevante N₂O-Emissionen aufwiesen, wurde in NITROLIMIT II die Suche auf Gewässer mit besonders hohen Nitratkonzentrationen erweitert, um Quellen des Treibhausgases in Süßgewässern zu identifizieren.

Zur Ermittlung des N₂O-Bildungspotenzials in Seesedimenten wurden Inkubationsexperimente durchgeführt. Ziel war einerseits, potenzielle Emissionen zu ermitteln, welche bei erhöhtem Nitratangebot erfolgen können, sowie andererseits die Beschreibung der (dort) aktiven Denitrifizierergruppen mittels molekularbiologischer Techniken.

Methoden und Ergebnisse

N₂O-Emissionen aus Gewässern

Da in vorangehenden Jahren auf den Modellseen keine Lachgasemission gefunden wurden und im Sediment auch nur Spuren zu finden war, wurden in NITROLIMIT II mithilfe der NITROLIMIT Seen-und-Flussdatenbanken (NDB-Seen, NDB-Fluss) nitratreiche Gewässer ausfindig gemacht, die als potenzielle Quellen für N₂O-Emissionen in Frage kamen. Auswahlkriterium war eine Nitratkonzentration von mindestens 5 mg L⁻¹ (im Wasserkörper, bei Seen im Hypolimnion). Weiterhin wurde die Auswahl auf möglichst aktuelle Werte (2008-2012) beschränkt, die zum ähnlichen Zeitpunkt im Frühjahr erhoben worden waren. In Mecklenburg-Vorpommern und Thüringen konnten solche Gewässer identifiziert und eine effiziente Beprobung geplant werden.

Nach Eisaufbruch wurden im Februar und März 2015 sieben Seen in Mecklenburg-Vorpommern und im April sechs Fließgewässer in Thüringen beprobt (Abb. 2.17, Tab. 2.5). Die Untersuchungen am jeweiligen Gewässer beinhalteten Messungen von N₂O-Emissionen mittels schwimmfähiger stationärer Fluxkammern und die Beschreibung der aquatischen Systeme anhand physikochemischer Parameter (Sauerstoffsättigung, Temperatur, pH-Wert) an den einzelnen Beprobungspunkten in unterschiedlichen Tiefen. Für die Bestimmung der Konzentrationen von Nitrat (NO₃⁻), Gesamtstickstoff (TN) und -Phosphor wurden Wasserproben aus Epi- und Hypolimnion der Seen und knapp unter der Wasseroberfläche der Fließgewässer entnommen. Für die Analyse der Sättigung von N₂O im Sedimentporenwasser sowie des Organikgehaltes wurden an allen Seen und einigen Fließgewässern (bei Kies- oder Lehmuntergrund nicht möglich) Sedimentproben genommen. Für eine Übersicht zu den Nitratwerten siehe Abbildung 2.18a und 2.18b, für Fluxwerte auf den Seen und N₂O-Sättigungen in den Fließgewässern, mit Vergleichswerten aus der Literatur zur Emission von N₂O aus anderen Gewässern, geben Abbildung 2.19.a und 2.19b Auskunft.



Abbildung 2.17. Karte der Bundesländer mit Beprobungspunkten an Seen und Flüssen (Tabelle 2.5) aus NITROLIMIT (blau) und NITROLIMIT II (grün). Ausgehend von Umfang und Inhalt der Datensätze in der NDB-Flüsse und -Seen konzentrierten sich beprobenswerte Ziele auf Mecklenburg-Vorpommern und Thüringen.

Weiterhin wurden im Juni 2015 die N_2O -Emissionen im Abstrom vom Klärwerk Schönerlinde (ca. 2 km stromabwärts vom Werk, Kanal Blankenfelder Graben, Berlin) einmalig mittels einer Gruppe Fluxkammern untersucht, wobei auch Wasserproben zur Analyse chemischer Parameter (Konzentrationen an NO_3 , TN und organischem Kohlenstoff (TOC)) gesichert wurden.

Tabelle 2.5. Übersicht zu den beprobten Gewässern in NITROLIMIT und NITROLIMIT II mit Befunden. Abkürzungen zum Punkt Messungen: F – Flux (Suffix L: Langzeit; T: Transsekt), E – Test auf Ebullition im Sediment; PP - Physikochem. Parameter, Wasserproben für N-Chemie (C) und N₂O-Sättigung (S), Sedimententnahme – (SN). ○ Kein Befund (unterhalb d. Nachweisgrenze) ● Spuren ●● Flux (negativer Flux in Klammern).

NITROLIMIT				NITROLIMIT II			
	Gewässer	Methoden	Ergebnis		Gewässer	Methoden	Ergebnis
Modellgewässer	UHV 05.2013, 06.2013	F, E, SN	○	NDB Seen und Flüsse	Wanzkaer See, MV 02.2016	F, PP, WP	●●
	SCH 06.2011, 01.2012, 07.2013	F, SN	●		Kastorfer See, MV 03.2016	F, PP, C, SN	(●)
	MUEG 10.2012	F	○		Ivenacker See, MV 03.2016	F, PP, C, SN	(●)
	ME 05.2012	F, E	○		Zahrener See, MV 03.2016	F, PP, C, SN	●
	LAN 06.2013	F, S	○		Kaluberhof- see, MV 03.2016	F, PP, C, SN	●
Andere	Stechlinsee	F	○		Neuen- kirchener See, MV 03.2016	F, PP, C, SN	●
	Dagowsee	F-L, F-T, E, SN	○		Galen- becker See, MV 03.2016	F, PP, C, SN	(●)
	Geronsee	F, E, SN	●		Erlbach, TH 04.2016	F, S, PP, C, SN	●
	Globsowsee	E, SN	○		Pöllnitz- bach, TH 04.2016	S, PP, C, SN	●
					Linderbach, TH 04.2016	S, PP, C, SN	●
					Weißbach, TH 04.2016	S, PP, C, SN	●
					Pröse, TH 04.2016	F, S, PP, C, SN	●
					Mühlbach, TH 04.2016	S, PP, C, SN	●
				Andere	Blanken- felder Graben, Berlin 04.2016	F, S, PP, C, SN	●●

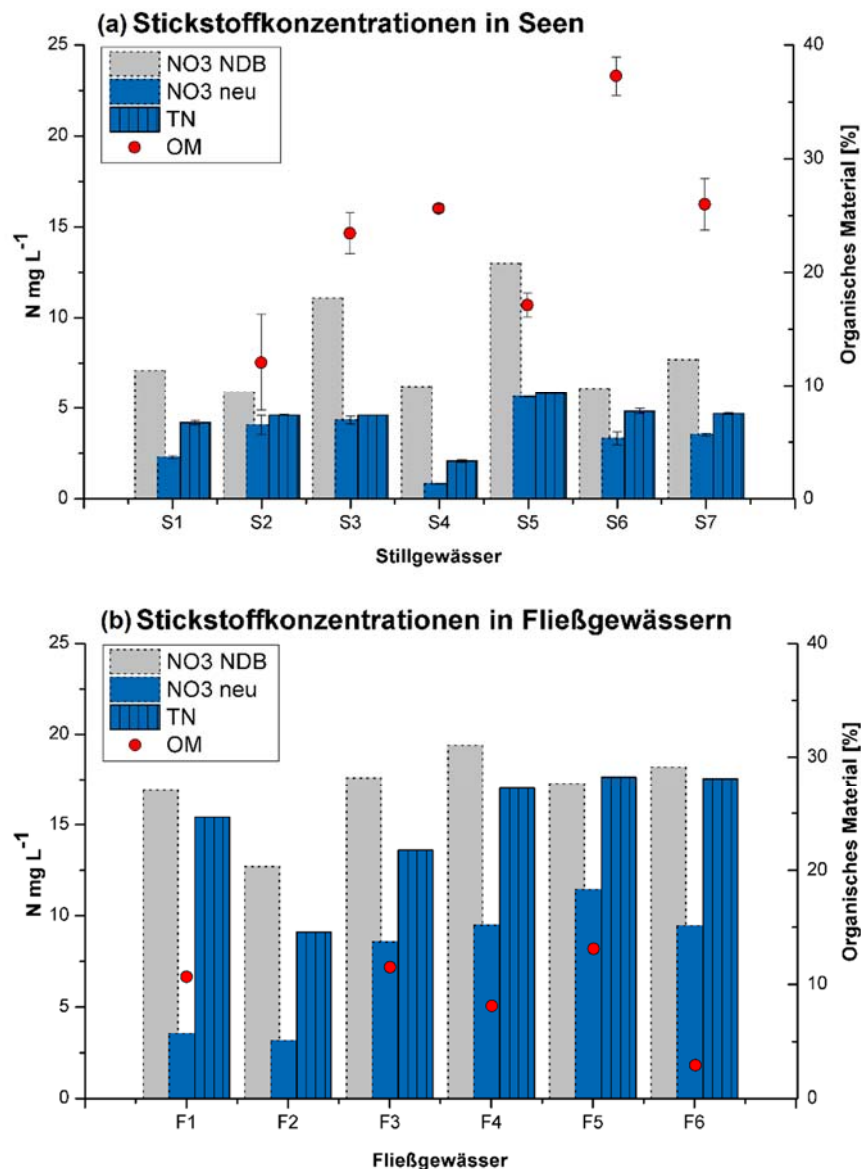


Abbildung 2.18. Konzentrationen an Stickstoff im Hypolimnion der Seen (S1-7) in Mecklenburg-Vorpommern (a) und im Oberflächenwasser der Fließgewässer (F1-6) in Thüringen (b) in jeweils gleicher Reihenfolge wie in Tabelle 2.5. Dargestellt sind Nitratkonzentrationen aus der Datenbank (NO3 NDB) mit aktuellen Werten (NO3 neu) sowie Konzentrationen an Gesamtstickstoff (TN). Die Angabe des Gehaltes organischen Materials (OM) bezieht sich hier auf eine Tiefe von 0-2 cm der Sedimentkerne. Fehlerbalken geben die Abweichungen zwischen den Beprobungspunkten auf dem jeweiligen Gewässer an.

Die ermittelten Emissionswerte der Seen lagen bei $-0,8$ bis $0,2 \mu\text{mol m}^{-2} \text{h}^{-1}$, wobei die meisten Seen aufgrund von negativen Flux zur Beprobungszeit als schwache Senke für N_2O befunden wurden. Im Hypolimnion der Seen wurden überall wesentlich niedrigere Nitratkonzentrationen als in der NDB-Seen vorliegend gefunden; bis auf eine Ausnahme wurden 5 mg L^{-1} nicht überschritten. In den Seesedimenten wurde an zwei Standorten Spuren von N_2O im Porenwasser detektiert. Der Ivenacker See mit den höchsten Konzentrationen an N_2O im Porenwasser ist dabei überraschenderweise gleichzeitig die vergleichsweise stärkste Senke für das Treibhausgas von allen hier untersuchten Seen. Ein möglicher Zusammenhang mit anderen Faktoren (z. B. Qualität des organischen Materials im Sediment) konnte bislang noch nicht festgestellt werden, wird aber aufgrund der Ergebnisse von Inkubationsexperimenten mit nitratangereicherten Sedimenten vermutet.

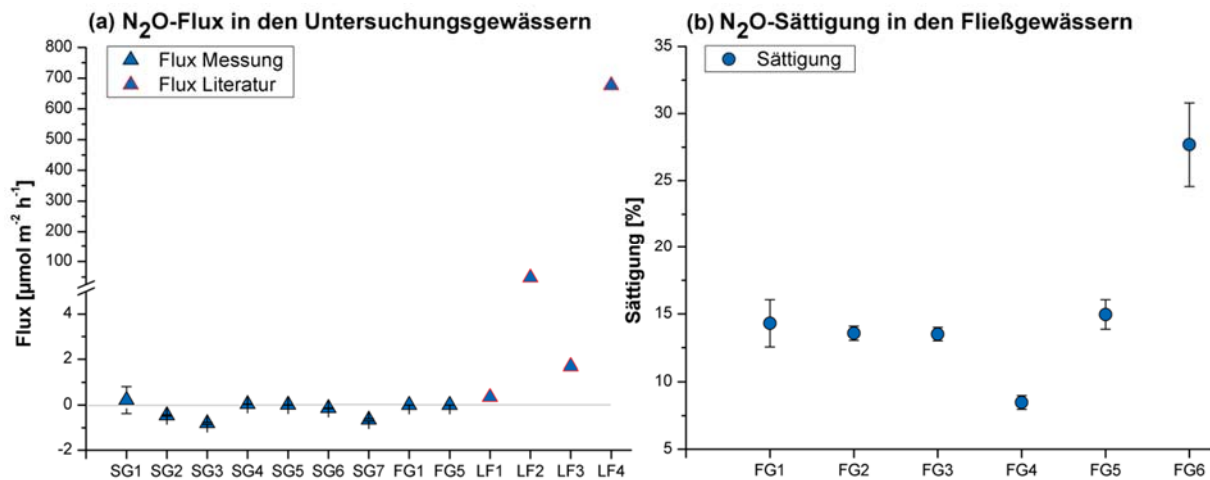


Abbildung 2.19. (a) N_2O -Flux in den Untersuchungsgewässern in Mecklenburg-Vorpommern und Thüringen (SG1-7 Stillgewässer, FG1 und FG5 Fließgewässer) mit niedrigen und höchsten Vergleichswerten zum N_2O -Flux aus der Literatur (LF1-4 (Quellen: Huttunen et al. 2003, Wang et al. 2007, Baulch et al. 2011, Reay et al. 2003)). Der Fehlerbalken gibt die Variation zwischen den Sammlergruppen auf dem jeweiligen Gewässer an. Man beachte den Skalenbruch in der Ordinatenachse. (b) Sättigung von N_2O in der Wasserphase der Fließgewässer in Thüringen, die Fehlerbalken indizieren Standardabweichung der jeweiligen Proben.

Auf den Fließgewässern in Thüringen konnten aufgrund ihrer geringen Tiefe (<1 m) nur vereinzelt Fluxmessungen durchgeführt werden; auch behinderte die Zusammensetzung des (sehr kies- oder lehmhaltigen) Hyporheals die Sedimentnahme insofern, dass zumeist nur oberflächlich (0-5 cm Tiefe) Proben entnommen werden konnten. Die Wasserproben waren zumeist an N_2O untersättigt (<30 %). Auch hier, parallel zu den Befunden von den Seen, waren die Nitratkonzentrationen niedriger gegenüber den Werten aus den Datenbanken. Im Sedimentporenwasser lagen die N_2O -Konzentrationen ebenfalls im Spurenbereich (unterhalb von ca. 4 nmol ml⁻¹ Feuchtsediment).

Emissionsmessungen über mehrere Stunden im Kanal ‚Blankenfelder Graben‘ bei Berlin ergaben kurzzeitig deutliche Unterschiede. Zum Beginn der Messungen stieg die N_2O -Konzentration in der Fluxkammer an (positiver Flux), nach 2 h trat eine Untersättigung an N_2O auf und der Kanal wurde eine Senke für N_2O , nach 3 h war der Flux wieder positiv. Es scheint, daß N_2O durch spontane Ausgasung aus dem Sediment (Ebullition) an die Atmosphäre abgegeben wurde, wie aufgrund des relativ kurzfristigen Anstiegs vermutet wird. Ebenso ist denkbar, dass phasenweise an N_2O übersättigtes Wasser aus dem Klärwerk entlassen wird. Wegen der Variabilität kann hier keine (eindeutige) Fluxrate beziffert werden.

Inkubationsversuche

Für die Analyse der an der N_2O -Bildung beteiligten mikrobiellen Gemeinschaften wurden Inkubationsversuche mit Sedimenten aus einem nährstoffarmen (oligotrophen) und drei nährstoffreichen (meso- bis hypertrophen) Gewässern durchgeführt. Das Sediment von jedem Standort wurde in zwei Schichten unterteilt (0-5 und 5-10 cm), homogenisiert und nach Stickstoffzugabe (10 mM Zielkonzentration) 10 Tage auf Schüttlern bei konstanter Temperatur (21°C) in vierfachen Parallelen (jeweils 120 ml-Flaschen) inkubiert. Die Messung des N_2O erfolgte in den ersten 6 h nach Inkubationsstart (im Intervall von 2 h) sowie am Ende des Experimentes (Abb. 2.20). Dabei zeigte sich, dass während der ersten 6 h kein relevanter Anstieg an N_2O zu verzeichnen war, jedoch am Ende des Inkubationszeitraumes. Die Aufschlammung aus Sediment des hypertrophen Geronsees wies zum Ende des Experimentes den höchsten Anstieg an N_2O auf.

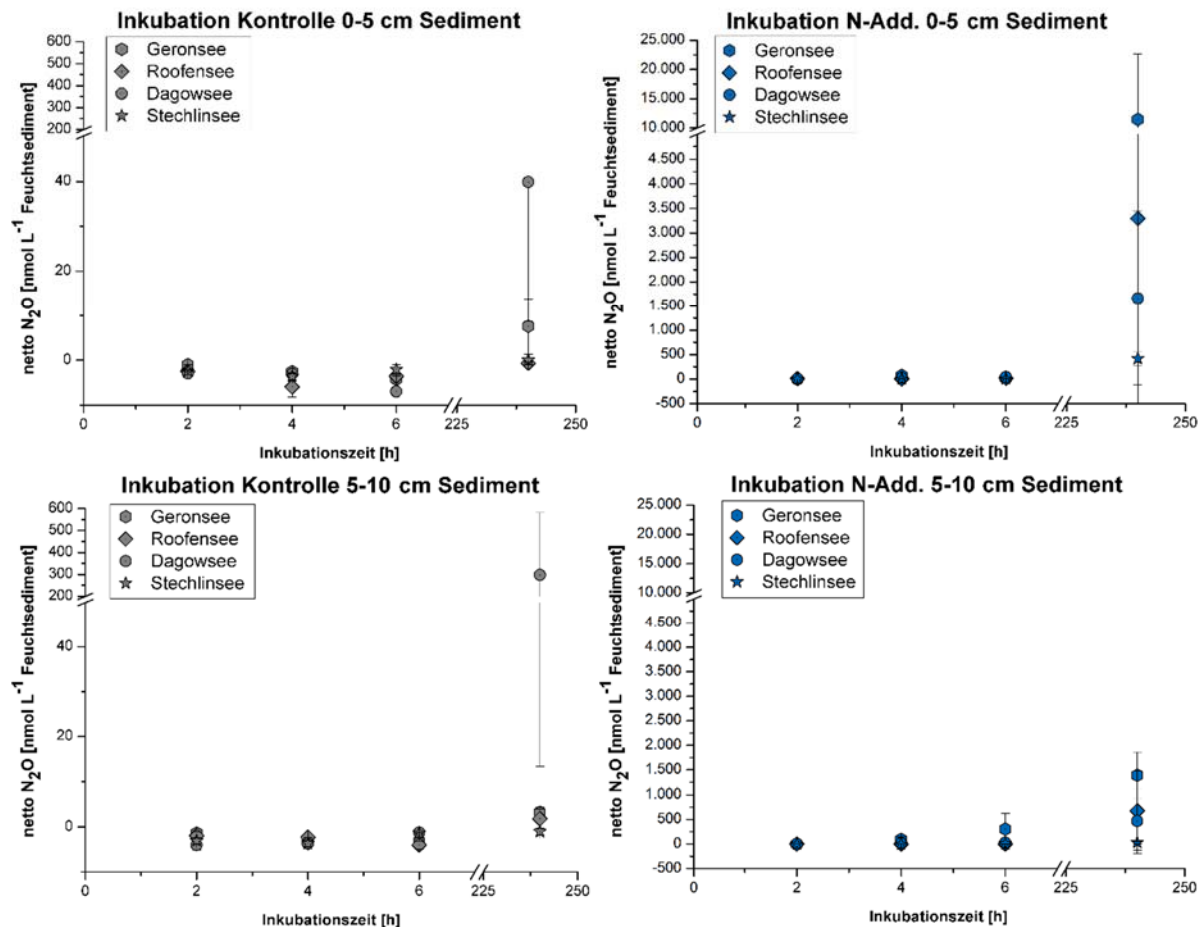


Abbildung 2.20. Zeitabhängigkeit bei der Entwicklung von N_2O mit (N-Addition) und ohne Nährzusätze (Kontrolle) bei Seen verschiedener Trophiestufen, bezogen auf die Menge angesetzten Sedimentes. Man beachte die Achsenbrüche und unterschiedliche Skalen zwischen Kontrolle und Nitratzugabe. Fehlerbalken indizieren die Standardabweichung.

Da das Sediment und Standortwasser im vorangegangenen Experiment die höchste Produktivität zeigte, wurden Sedimentproben und Wasser des Geronsees für weitere Inkubationsexperimente verwendet. Dabei sollte die bakterielle Gemeinschaft im Sediment (vor allem Denitrifizierer) mit zusätzlichen Faktoren (labiler Kohlenstoffquelle und relativ hohen Nitratkonzentrationen) weiter stimuliert werden. Hierzu wurde die obere Sedimentschicht (0-3 cm) von Profundal-Sedimentkernen aus dem Geronsee als Aufschlammung mit Standortwasser in 20 ml-Glasflaschen bei 10°C in 5fachen Parallelen inkubiert. Für jeden der 10 Zeitpunkte einer Probennahme wurde initial ein identisches Set an (25) Inkubationsflaschen mit Kontrollen und Nährzusätzen hergestellt. Zur Beendigung mikrobieller Aktivität am Ende der jeweiligen Inkubationszeit dienten Injektionen mit 0,1 ml 1M Zinkchlorid ($ZnCl_2$). Zugaben von 50 und 100 mM Nitrat (Zielkonzentration) zum Anfang der Inkubation sicherten eine ausreichende Versorgung mit Stickstoff für die Denitrifizierer, sowohl mit als auch ohne gelösten organischen Kohlenstoff, wie er in limnischen Systemen verfügbar ist (0,1 ml Algenextrakt AlgaeGreen 500 (PHYTOsolution, Freyberg), 1:10 Verdünnung)). Die Bildung von N_2O wurde anhand der sich ändernden Konzentration im Gasraum der Fläschchen gaschromatografisch erfasst (Abb. 2.21).

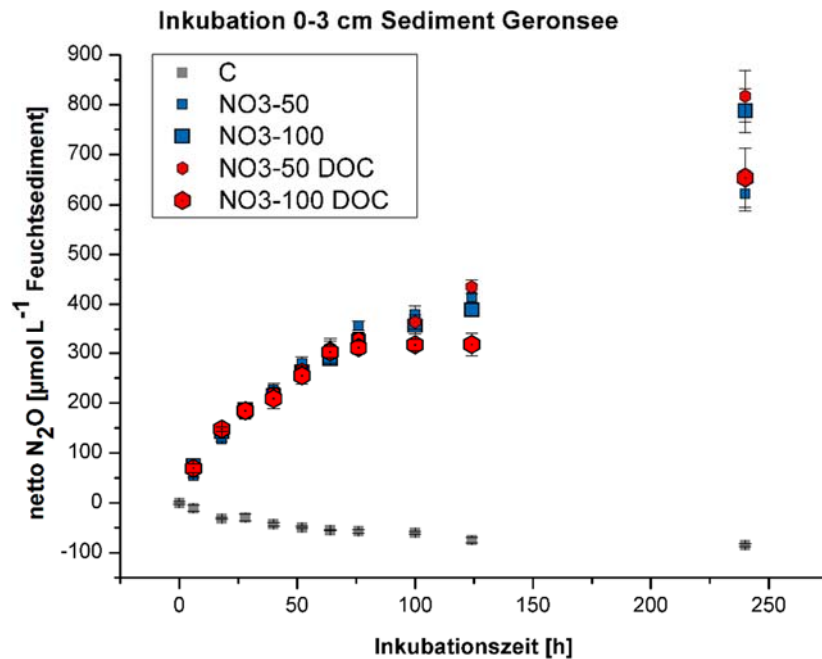


Abbildung 2.21. Zeitverlauf der Lachgasbildung in Sediment des Geronsees ohne Zugaben (Kontrolle) bei Zusatz von unterschiedlichen Nitratmengen (NO₃-x) sowie der Kombination von Nitrat und gelöstem organischen Kohlenstoff (NO₃-x DOC).

Diskussion

Literaturdaten von stehenden und fließenden Gewässern legen nahe, dass aquatische Systeme sowohl Senke als auch Quelle unterschiedlichen Ausmaßes für N₂O sein können. Nur sehr wenige Publikationen berichten sehr hohe Emissionen von nährstoffreichen Gewässern (z.B. Reay et al. 2003). Ebenso sind quasi-Gleichgewichtszustände (nur sehr geringe N₂O-Aufnahme bzw. Abgabe) beschrieben, das trifft zum großen Teil für die im Frühjahr 2015 innerhalb von NITROLIMIT II beprobten Gewässer zu. Da Negativbefunde seltener publiziert werden, steht zur Vermutung, dass eventuell auch eine größere Anzahl an Gewässern trotz hoher Nitratkonzentration als (schwache) Senke für das Treibhausgas dient als bisher angenommen. Die wenigen publizierten hohen N₂O-Emissionen (Abb. 2.19a) werden auf spezielle Umweltbedingungen zurückgeführt, die allerdings selten konkreter untersucht oder in der jeweiligen Publikation nicht näher ausgeführt sind. Um die vermutete Bedeutung der Gewässer bei der Lachgasfreisetzung, mit den Folgen für das N-Budget der Gewässer und den Treibhausgaseneffekt für die Atmosphäre noch besser bestimmen zu können sind weitere Untersuchungen an verschiedenen Gewässertypen erforderlich. Nach bisherigen Erkenntnissen durch Beprobungen mittels Fluxkammern spielt die Freisetzung von Lachgas aus Binnengewässern für das N-Budget nur eine sehr untergeordnete Rolle, und ist hinsichtlich des Einflusses zur Erderwärmung nur von geringer Bedeutung.

Anhand der stetig abnehmenden N₂O-Konzentration in der Kontrolle (initial ca. 0,005 % Sättigung), sowie gering vorhandener Nitratkonzentration von 0,059 mg L⁻¹ im Porenwasser kann angenommen werden, dass der hypertrophe Geronsee im Frühjahr als Senke für atmosphärisches Lachgas diente (Abb. 2.21). Das bestätigt die Befunde aus NITROLIMIT, bei denen der Geronsee, trotz potenziell hoher Produktivität, nicht als Quelle ermittelt wurde.

Entgegen der Erwartung, dass verschieden hohe Nitratzugaben die Lachgasbildung entsprechenderweise steigern, wurde während der 10-tägigen Inkubationszeit kein großer Unterschied zwischen den mit Zusätzen behandelten Proben festgestellt. Auch eine zusätzliche

Steigerung durch DOC-Zugabe konnte nicht festgestellt werden, sodass womöglich die zugesetzte Menge zu gering gegenüber bereits vorhandenem Hintergrund an DOC war, beziehungsweise andere Gruppen von Mikroben diese Kohlenstoffquelle schneller aufgebraucht haben. Da die Qualität und Verfügbarkeit von organischen Kohlenstoffquellen heterotrophe Mikroben fördern (refraktäres, „altes“ DOC bietet geringeren Energiegewinn, da leicht abspaltbare funktionelle Gruppen bereits umgewandelt wurden), bleibt weiterhin die Frage offen, wie das jeweilige Vorkommen von gelöstem organischen Materials (DOM) in den Gewässern die Lachgasbildung beeinflusst. DOC, welches den Hauptanteil an DOM im Wasser bildet, besteht aus vielen unterschiedlichen komplexen Stoffgruppen, die methodisch kaum analysierbar sind und nicht Bestandteil vorliegender Arbeit war. Bemerkenswert ist zudem der deutliche Anstieg an N_2O zwischen den letzten beiden Inkubationszeiten (Abb. 2.21, 124 h und 240 h), da sich äußere Bedingungen nicht änderten und die zeitabhängige Produktion sich bereits nach 120 h einer Sättigung zu nähern schien. Hier könnten weitere Abbauprozesse stattgefunden haben, welche eine nachträgliche Bildung von Lachgas förderten.

Fazit

Die Ergebnisse aus NITROLIMIT und NITROLIMIT II zeigen, dass die untersuchten nitratreichen Gewässer keine relevanten Quellen von Lachgas sind, obgleich dies Literaturdaten aus vergleichbaren limnischen Systemen nahelegten. Messungen an zahlreichen Gewässern und über saisonale Epochen hinweg belegen, dass in vielen Fällen ein schwaches Gleichgewicht zwischen Emission und Aufnahme besteht, und dass einige Gewässer auch als Senke von Lachgas auftreten. Trotz seines hohen Treibhauspotenzials konnte Lachgas hier somit nicht als relevanter Faktor für die globale Erwärmung festgestellt werden.

In Inkubationsexperimenten stimulierte Denitrifikation untermauert frühere Studien, dass bei Vorhandensein einer starken Nitratquelle distinkte Lachgasbildung in Seesedimenten stattfinden kann, wenngleich die Zugabe gegenüber dem natürlichen Hintergrund an Nitrat um mehr als das 1000fache erhöht war. Überdies bleibt die genaue Verknüpfung zwischen der Qualität von DOC im Wasser und dem Potenzial zur Stimulanz von Denitrifikation und einhergehender Lachgasbildung ungeklärt.

Literatur

- Baulch, H. M., Schiff, S. L., Maranger, R. and Dillon, P. J. (2011): Nitrogen enrichment and the emission of nitrous oxide from streams. *Glob. Biogeochem. Cycle* 25.
- Galloway, J. N., Dentener, F. J., Capone, D. G., Boyer, E. W., Howarth, R. W., Seitzinger, S. P., Asner, G. P., Cleveland, C. C., Green, P. A., Holland, E. A., Karl, D. M., Michaels, A. F., Porter, J. H., Townsend, A. R. and Vorosmarty, C. J. (2004): Nitrogen cycles: past, present, and future. *Biogeochemistry* 70: 153-226.
- Huttunen, J. T., Alm, J., Liikanen, A., Juutinen, S., Larmola, T., Hammar, T., Silvola, J. and Martikainen, P. J. (2003): Fluxes of methane, carbon dioxide and nitrous oxide in boreal lakes and potential anthropogenic effects on the aquatic greenhouse gas emissions. *Chemosphere* 52: 609-621.
- Reay, D. S., Smith, K. A. and Edwards, A. C. (2003): Nitrous oxide emission from agricultural drainage waters. *Global Change Biology* 9: 195-203.
- Wang, H. J., Yang, L. Y., Wang, W. D., Lu, J. W. and Yin, C. Q. (2007): Nitrous oxide (N_2O) fluxes and their relationships with water-sediment characteristics in a hyper-eutrophic shallow lake, China. *J. Geophys. Res.-Biogeosci.* 112.

2.3 Abschätzung des N-Umsatzes in der Elbe über „Open Channel Methoden“ und Modellierung des Stoffumsatzes

2.3.1 Modellierung des Stickstoffumsatzes mit dem Gewässergütemodell QSim

Stephanie Ritz, Helmut Fischer (BfG)

Hintergrund und Ziele

Die Ergebnisse der in NITROLIMIT I durchgeführten „Open Channel Messungen“ zeigten einen intensiven flussinternen Stickstoffumsatz in der Elbe und ließen indirekt auch auf eine wichtige Rolle von kurzgeschlossenen N-Kreisläufen (wie z.B. der Abfolge von Sedimentation, Mineralisierung, Nitrifikation und Denitrifikation) schließen. Diese Umsätze erfolgen jedoch zeitlich verzögert und konnten somit nicht direkt über die „Open Channel Messungen“ quantifiziert werden, da diese Methoden auf fließzeitkonformen Netto-Bilanzen beruhen. Modellgestützte Berechnungen können hingegen auch die entsprechenden Bruttoumsätze abbilden. Das hier genutzte Gewässergütemodell QSim (Kirchesch & Schöl, 1999) wurde bereits erfolgreich an der Elbe angewendet (Quiel et al. 2011). Es wurde seitdem ständig erweitert und mit einem Sedimentbaustein („SEDFLUX“, Kirchesch et al. 2016) ausgestattet, der es ermöglicht, auch die Umsatzprozesse im Sediment (u.A. Mineralisierung, Nitrifikation, Denitrifikation) abzubilden.

Ziel dieses Teilprojektes war es, die verschiedenen Komponenten des Stickstoffumsatzes zu modellieren, diese Daten mit den Ergebnissen aus NITROLIMIT I zu vergleichen und die entsprechenden Umsatzprozesse räumlich und zeitlich besser aufzuschlüsseln.

Material und Methoden

Im Gewässergütemodell QSim werden die Änderungen des Gesamt-Stickstoffs (TN), Ammonium-Stickstoffs ($\text{NH}_4\text{-N}$), Nitrit-Stickstoffs ($\text{NO}_2\text{-N}$) und des Nitrat-Stickstoffs ($\text{NO}_3\text{-N}$) unter Berücksichtigung von Einleitungen und flussinternen Umsatzprozesse berechnet (Abb. 2.22).

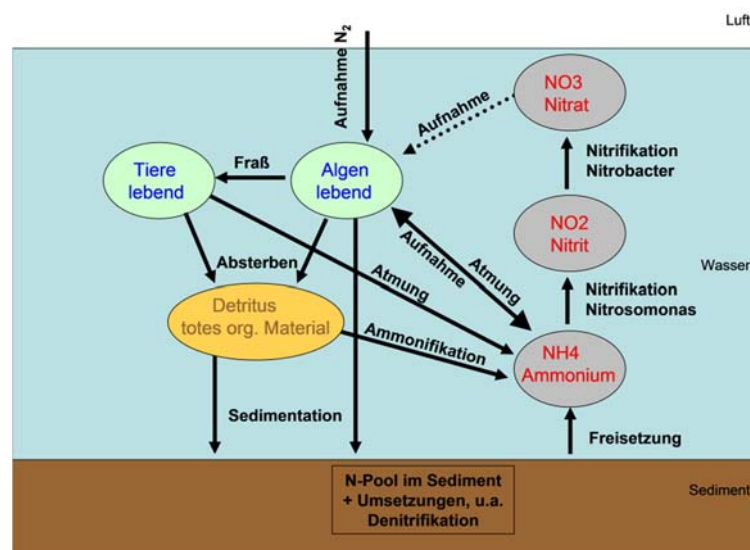


Abbildung 2.22. Schematische Darstellung des Stickstoffmoduls im Gewässergütemodell QSim.

Nitrat bildet die Hauptkomponente des N-Pools in der Elbe. Neben den Einleitungen an den Modellrändern dient die Oxidation des Ammoniums (bzw. des Nitrits als Zwischenprodukt der Nitrifikation) als Nitratquelle, während die Aufnahme durch Algen als Senkenterm fungiert. Der Austausch mit dem Sediment kann je nach Situation entweder als Quell- oder als Senkenterm auftreten. Die zeitliche Änderung des Nitrat-N ergibt sich in QSim wie folgt:

$$\frac{dNO_3N}{dt} = \frac{\mu_{X_2} * X_2}{Y_{X_2}} - \sum_{i=1}^{i=3} (1 - \alpha_{up,N_4}) * N_{up,Ai} * A_i + \frac{JNO_3}{H}$$

wobei

NO ₃ N	Nitratstickstoffkonzentration [g m ⁻³]
μ _{X₂}	Wachstumsrate Nitrobacter [d ⁻¹]
X ₂	Biomasse Nitrobacter [g m ⁻³]
Y _{X₂}	Ertragskoeffizient für Nitrobacterbiomasse [mgBiom mgNO ₂ -N ⁻¹]
N _{up,Ai}	N-Aufnahmerate der Algengruppe j [gN gBiom ⁻¹ d ⁻¹]
α _{up,N₄}	Anteil des durch Algen aufgenommenen Ammoniumstickstoff [-]
JNO ₃	Nitratflux in oder aus dem Sediment [g m ⁻² d ⁻¹]
H	Gewässertiefe [m]

In der Bilanzgleichung für den Gesamtstickstoff werden Sedimentationsverluste sowie die Ammonium- bzw. Nitratflüsse in oder aus dem Sediment berücksichtigt. Die Fixierung von atmosphärischem Stickstoff durch Blaualgen wurde hierbei nicht berücksichtigt, da dieser Prozess in der Elbe keine Rolle spielt. Die zeitliche Änderung des Gesamtstickstoffs ergibt sich aus:

$$\frac{dTN}{dt} = -C_{org, sed} * N_{org} - \sum_{i=1}^{i=3} A_{sed,i} * Q_{-N_i} + \frac{JNO_3}{H} + \frac{JNH_4}{H}$$

wobei

TN	Gesamt-Stickstoffkonzentration [g m ⁻³]
C _{org, sed}	sedimentierte Menge an organischem Kohlenstoff (ohne lebende Algen und lebende Rotatorien) [g m ⁻³ d ⁻¹]
N _{org}	Verhältnis von Stickstoff zu Kohlenstoff in organischem Material (ohne lebende Algen und lebende Rotatorien) [gN gC ⁻¹]
A _{sed,i}	sedimentierte Menge an Algen der Algenklasse i [g m ⁻³ d ⁻¹]
Q _{-N_i}	Stickstoffanteil der Algenbiomasse der Algenklasse i [g gBiom ⁻¹]

Die Konzentrationsverringerung partikulärer Stoffe im Wasserkörper durch Sedimentation hängt von dem turbulenzabhängig sedimentierbaren Anteil des jeweiligen Stoffes und der ebenso turbulenzabhängigen Sinkgeschwindigkeit ab. Gelöste Verbindungen (hier Nitrat und Ammonium) werden im Modell durch Diffusion ins Sediment ein- und wieder ausgelesen. Das Sediment selbst wird im Modell (Sedimentmodul „SEDFLUX“) in eine aerobe und eine anaerobe Schicht unterteilt. Die Diagenese (Mineralisierung) von abgelagertem Material findet in beiden Schichten statt. Die Nitrifikation findet (neben den Prozessen in der Wassersäule) lediglich in der aeroben Schicht statt. Die Denitrifikation findet in der anaeroben Schicht statt, sie kann in Abhängigkeit von der O₂ Konzentration aber auch in der aeroben Schicht stattfinden. Der Stoffaustausch zwischen der aeroben und anaeroben Schicht wird ebenfalls über einen Diffusionskoeffizienten berechnet (Details in Kirchesch et al. 2016). Der Diffusionskoeffizient wird in Abhängigkeit von der Strömungsgeschwindigkeit erhöht um auch die

Rolle des advektiven Austauschs zwischen Sediment und Wassersäule anzudeuten. In der jetzigen Fassung des Modells spielt der advektive Transportweg jedoch eine untergeordnete Rolle. Daher wurde parallel zu diesem Teilprojekt in Kooperation mit dem KWB auch ein alternativer Ansatz entwickelt um die Effekte des advektiven Austausches genauer zu untersuchen (s. Kapitel 2.3.2).

Ergebnisse

Die für NITROLIMIT II verwendete Modellversion (QSim 13.2) wurde kalibriert und validiert. Während für die Ausgabegröße $\text{NO}_3\text{-N}$ befriedigende Ergebnisse erzielt werden konnten, zeigte sich für TN ein unbefriedigendes Validierungsergebnis (s. Kapitel 1.5)

Die Modellergebnisse zeigten, dass im mehrjährigen Mittel in der Vegetationsperiode die Nitratkonzentrationen im Längsverlauf zurückgehen (Abb. 2.23). Sie bestätigten das Ergebnis der Open-Channel Messungen aus NITROLIMIT I, dass die Nitratkonzentrationen nicht nur durch die Anreicherungs- und Verdünnungseffekte der Nebenflüsse/Einleitungen, sondern auch durch flussinterne Umsatzprozesse beeinflusst werden. Laut Modell dominierte insbesondere die Assimilation den Nitrat-Verbrauch, während der Nitratverlust ans Sediment (durch benthische Denitrifikation) eine deutlich geringere Rolle spielte. Dennoch fungierte das Sediment durchgehend als Nitrat-Senke. Die Nitrifikation als Prozess der flussinternen Nitratproduktion zeigte kaum relevante Umsatzraten.

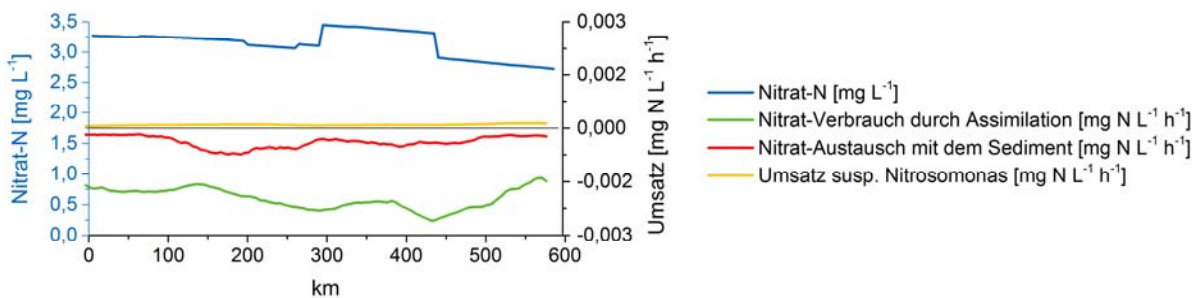


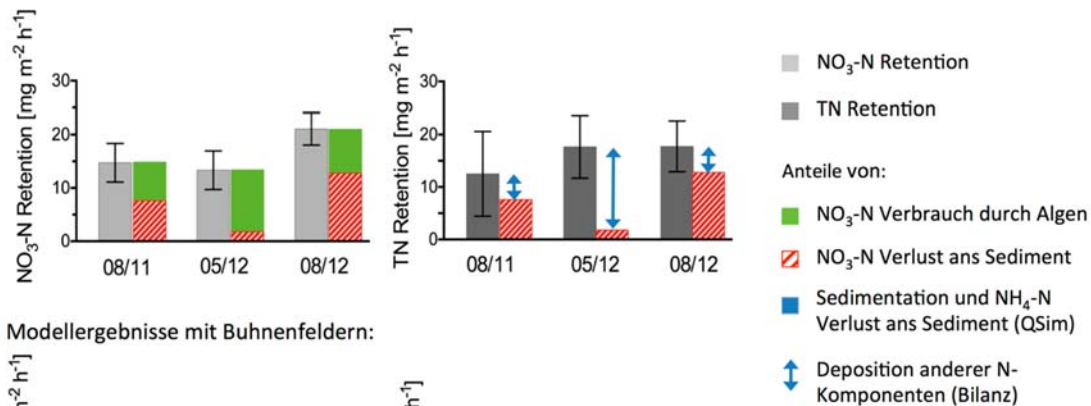
Abbildung 2.23. Modellierter longitudinaler Verlauf der Nitratkonzentrationen und der daran beteiligten Prozesse. Die Daten entsprechen dem mehrjährigen Mittel (2008-2012) während der Vegetationsperiode (April-Oktober). Neben den Einträgen am oberen Modellrand (km 0) bilden die Nebenflüsse Schwarze Elster (km 198), Mulde (km 259), Saale (km 291) und Havel (km 438) die Haupteinleitungen.

Um die Modellergebnisse genauer mit den Messungen aus NITROLIMIT I vergleichen zu können, wurden zusätzlich zu den mehrjährigen Mittelwerten auch die konkreten Messfahrten nachmodelliert und ausgewertet. Es stellte sich heraus, dass die Modellierungen im Vergleich zu den Bilanzen aus NITROLIMIT I geringere Nitrat-Retentionen und deutlich geringere TN-Retentionen ergaben (Abb. 2.24). Der Anteil der assimilativen Nitrataufnahme durch Algen war im Modell vergleichbar mit den Bilanzabschätzungen aus NITROLIMIT I. Der Nitrat-Verlust an das Sediment war im Modell hingegen deutlich geringer. Die Modellierung unterschätzte damit deutlich die Messung der N-Retention und insbesondere der TN-Retention, basierend auf einer Unterschätzung der $\text{NO}_3\text{-N}$ -Verluste an das Sediment und/oder der Sedimentation. Mit der aktuellen Modellversion konnten keine Parametereinstellung gefunden werden, um diese Diskrepanzen zu verringern.

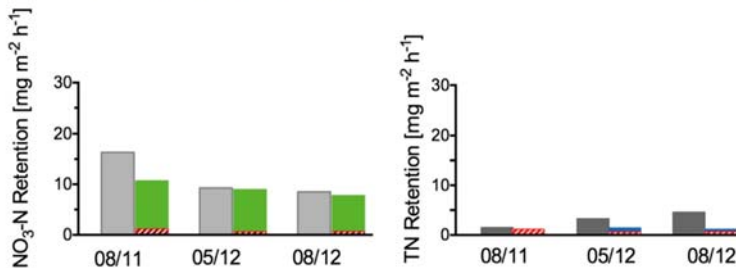
Wegen des Zusammenhangs mit der Sedimentationsrate findet in QSim die Denitrifikation und TN-Retention hauptsächlich in den strömungsreduzierten Retentionszonen der Buhnenfelder statt. Eine Inaktivierung der Buhnenfelder im Modell bewirkte entsprechend eine Verringerung der „TN-

Retention“ und der „Nitratverluste an das Sediment“ von durchschnittlich $3,0 \text{ mg TN m}^{-2} \text{ h}^{-1}$ bzw. $0,9 \text{ mg NO}_3\text{-N m}^{-2} \text{ h}^{-1}$ auf jeweils $< 0,2 \text{ mg N m}^{-2} \text{ h}^{-1}$ (s. Abb. 2.24 B.1 und B.2).

(A) Ergebnisse Stoffbilanz (NITROLIMIT I):



(B.1) Modellergebnisse mit Bühnenfeldern:



(B.2) Modellergebnisse ohne Bühnenfelder:

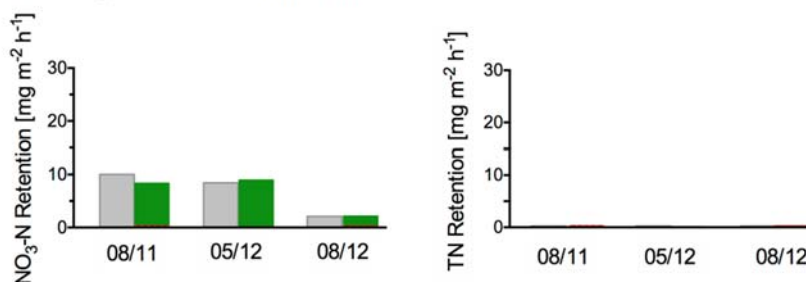


Abbildung 2.24. Vergleich zwischen den (A) Bilanzierungsergebnissen aus NITROLIMIT I und den (B) QSim Modellergebnissen. Zur Methodik der Bilanzierung siehe auch Abschlussbericht NITROLIMIT I (2014).

Diskussion

Sowohl im Modell als auch bei den Bilanzierungen (NITROLIMIT I) konnte gezeigt werden, dass in der Elbe flussinterne Umsatzprozesse den Nitrathaushalt stark beeinflussen. In beiden Ansätzen (Modell und Bilanz) spielte die pelagische NO₃ Aufnahme durch Algen eine große Rolle. Die N-Verluste an das Sediment fielen im Modell jedoch deutlich geringer aus, wodurch auch die TN-Retention stark unterschätzt wurde. Da in QSim der Transport von Nitrat und partikulärem organischen Material in das Sediment und somit die Ressourcenbereitstellung für die Denitrifikation primär durch diffusive Transportprozesse und turbulenzabhängige Sedimentation bestimmt wird, findet eine TN-Retention im Modell nur in geringem Maße und lediglich in den an den Hauptstrom angrenzen, strömungsreduzierten Bereichen der Bühnenfelder statt. Entsprechend spielen im Modell auch die an die Diagenese gebundenen Prozesse wie Mineralisierung und Nitrifikation kaum eine Rolle.

Die Unterschätzung der an der TN-Retention beteiligten Umsatzprozesse in QSim zeigt deutlich, dass in frei fließenden Flüssen wie der Elbe reine Sedimentations- und Diffusionsvorgänge zwischen der

Wassersäule und dem Flussbett nicht ausreichen, um den Stickstoffhaushalt adäquat abzubilden. Stattdessen spielen in Flüssen häufig auch advective Transportprozesse durch das hyporheische Interstitial der Flusssohle eine wichtige Rolle und können den Stoffhaushalt stark beeinflussen (Zarnetzke et al. 2011; Harvey et al. 2013).

Fazit und Ausblick

Das Modell bestätigte das Ergebnis aus NITROLIMIT I, dass flussinterne Umsatzprozesse den Stickstoffhaushalt der Elbe beeinflussen. Der Anteil der Assimilation am Nitratumsatz zeigte gute Übereinstimmungen zwischen Modell und Bilanz. Im Vergleich zu den Ergebnissen aus NITROLIMIT I wurde die Denitrifikation und somit auch die Nitrat-N und insbesondere die TN-Retention unterschätzt. Der im QSim Sedimentmodul implementierte diffusionsbasierte Austausch zwischen Wassersäule und Sediment reicht folglich nicht aus, um die Denitrifikation in der Elbe adäquat abzubilden. Die in Kooperation mit dem KWB getesteten alternativen Transportmodellierungen zwischen Wassersäule und Sediment (s. Kapitel 2.3.2) sollen dazu verwendet werden das Modell QSim in Bezug auf die Stickstoffmodellierungen zu optimieren.

Literatur

- Harvey, J.W., Böhlke, J.K., Voytek, M. A., Scott, D., Craig, R.T. (2013): Hyporheic zone denitrification: controls on effective reaction depth and contribution to whole-stream mass balance. *Water Resources Research* 49: 6298–6316.
- Kirchesch, V. & Schöl, A. (1999): Das Gewässergütemodell QSim - ein Instrument zur Simulation und Prognose des Stoffhaushaltes und der Planktondynamik von Fließgewässern. *Hydrologie und Wasserbewirtschaftung*, 43: 302–308.
- Kirchesch, V., Bergfeld-Wiedemann, T. & Fischer, H. (2016): Das Sediment-Modul „SEDFLUX“ im Gewässergütemodell QSim. Bundesanstalt für Gewässerkunde, Bericht BfG-1843, 57 S. doi: 10.5675/BfG-184
- Nitrolimit (2014): Stickstofflimitation in Binnengewässern - Ist Stickstoffreduktion oekologisch sinnvoll und wirtschaftlich vertretbar? Abschlussbericht Nitrolimit I.
- Quiel, K. Becker, A., Kirchesch, V., Schöl, A., & Fischer, H. (2011): Influence of global change on phytoplankton and nutrient cycling in the Elbe River. *Regional Environmental Change*, 11: 405–421.
- Zarnetske, J.P., Haggerty, R., Wondzell, S.M., Baker, M.A. (2011): Dynamics of nitrate production and removal as a function of residence time in the hyporheic zone. *Journal of Geophysical Research* 116: 1–12.

2.3.2 Untersuchung des Stickstoffumsatzes im Flusssediment mit vereinfachten Modellansätzen

Roberto Tatis-Muvdi, Mathias Riechel, Andreas Matzinger und Pascale Rouault (KWB)

Einleitung und Ziele

Die Modellierung der biogeochemischen Prozesse im Sediment mittels QSim (2.3.1) sollte durch den Aufbau eines vereinfachten, prozessbasierten Modellansatzes optimiert werden. Konkret sollte die Weiterentwicklung des Sedimentmoduls SEDFLUX des Gewässergütemodells QSim unterstützt werden, indem die Abbildung des Stickstoffumsatzes im Sediment unter verschiedenen Intensitäten vertikaler Advektion untersucht wird. Diese Arbeiten stellen eine konzeptuelle Prüfung („proof-of-concept“) der im Kapitel 2.3.1 abgeleiteten Hypothesen zum Austausch zwischen Wasser und Sediment dar, sowie ihrer Effekte auf den Stoffumsatz in diesem Kompartiment.

Die Modellergebnisse werden mit Hilfe von Vertikalprofilmessungen plausibilisiert. Die Nutzung vereinfachter Modellansätze ermöglicht die Untersuchung einzelner Prozesse sowie eine schnelle Anwendung auf verschiedene Gewässer. Als Simulationsumgebung wird das frei verfügbare Softwarepaket R-ecosim genutzt (Reichert 2014) (Abb. 2.25).

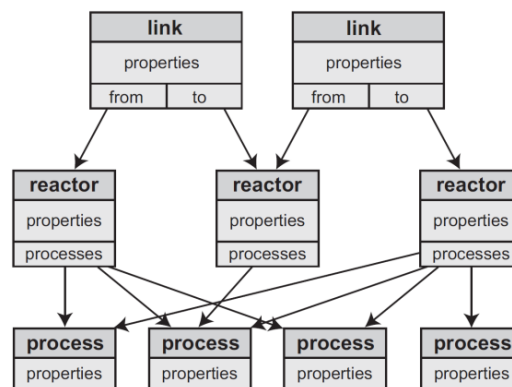


Abbildung 2.25. Allgemeine Struktur eines ecosim-Modells.

Methoden

Das vereinfachte Modell wurde in Anlehnung an die Verhältnisse in der Mittleren Elbe aufgebaut. Bei der Zusammenstellung der Eingangsdaten wurde auf die vorhandene Literatur (Fischer et al. 2005, Pusch and Fischer 2006), Ergebnisse aus NITROLIMIT I, Daten der FGG-Elbe-Datenbank und der BfG zurückgegriffen. Im Mittelpunkt der Modelluntersuchung stand die Beziehung zwischen dem Stoffumsatz im Sediment und dem advektiven Austausch zwischen Wassersäule und Sediment. Dementsprechend wurde ein Modell mit 1 Reaktor für die Wassersäule und 15 Reaktoren für die Sedimentsäule bis zu einer Tiefe von 1 m erstellt (Abb. 2.26). Das Modell deckt eine horizontale Fläche von 5 x 5 m² in der mittleren Region des Elbquerschnitts ab, wo eigene Messungen der BfG eine erhöhte hydraulische und biogeochemische Dynamik festgestellt haben.

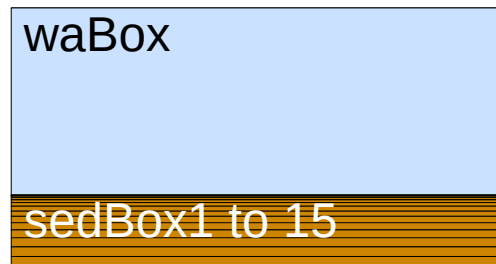


Abbildung 2.26. Struktur des aufgebauten ecosim-Modells. „waBox“ bezeichnet den Wassersäulen-Reaktor. „sedBox1“ bis „sedBox15“ entsprechen den Reaktoren für übereinanderliegende Sedimentschichten bis zu einer Gesamttiefe von ca. 1 m.

Mit dem beschriebenen Modell wurde eine qualitative Sensitivitätsanalyse mit der Intensität und Tiefenverteilung des vertikalen Wasser- und Stoffaustausches als unabhängige Variablen durchgeführt. Diese zwei Größen wurden durch die Parameter v_{vert} [m/s] und α [1/m] beschrieben, wobei v_{vert} der vertikalen Fließgeschwindigkeit an der Sediment-Wasser-Oberfläche (d.h. Austausch zwischen waBox und sedBox1) entspricht und α die Eingriffstiefe dieses Austausches im Sediment bestimmt. In Anlehnung an Higashino and Stefan (2008) wird eine exponentielle Abnahme der vertikalen Fließgeschwindigkeit mit der Tiefe angenommen, wobei kleinere Werte von α zu größeren Eingriffstiefen führen. Die in der Sensitivitätsanalyse verwendeten Werte von v_{vert} und α sind in Tabelle 2.6 ausgeführt.

Tabelle 2.6. Werte von α und v_{vert} .

α [1/m]	v_{vert} [mm/s]
	0
1,00	5,4E-7
0,50	5,4E-6
0,15	5,4E-5
	5,4E-4
	5,4E-0

Die im Modell laufenden Transformationsprozesse sind in Tabelle 2.7 zusammen mit den entsprechenden stöchiometrischen Koeffizienten aufgelistet. Diese Koeffizienten werden von der bilanzierten Reaktionsgleichung abgeleitet und geben die Masse eines Stoffes an, die pro Masseneinheit eines anderen Stoffes in der Reaktion erzeugt (oder verbraucht) wird. In diesem Sinne sind diese Koeffizienten nichts mehr als Proportionalitätskonstanten für die Massen der an der Reaktion teilnehmenden Chemikalien.

Tabelle 2.8 zeigt die dem Modell zugrunde liegenden Prozessgleichungen, welche in Anlehnung an die in der Modellierpraxis typischen Prozessabbildungen (Di Toro et al. 1983, Omlin et al. 2001, Reichert et al. 2001, Thouvenot et al. 2007, Reichert 2014, Kirchesch et al. 2015) ausgewählt wurden. Alle Konzentrationen im Sediment beziehen sich auf das Porenvolumen. Die Werte der kinetischen Parameter in den Gleichungen wurden der Literatur entnommen.

Tabelle 2.7. Prozesstabelle. Die Minuszeichen vor den Koeffizienten bedeuten, dass die jeweiligen Stoffe im entsprechenden Prozess abgebaut werden. DOM = gelöstes organisches Material, POM = partikuläres organisches Material.

Prozess	Stöchiometrische Koeffizienten								Rate
	NH ₄ -N	NO ₃ -N	N ₂	HPO ₄	HCO ₃	O ₂	DOM	POM	
Nitrifikation	-1,000	1,000	0,000	0,000	0,000	-4,571	0,000	0,000	ρ_{nitrif}
Aerobe OM-Mineralisierung	0,037	0,000	0,000	0,003	0,378	-1,011	-1,000	0,000	ρ_{aeMin}
Denitrifikation	0,037	-0,354	0,354	0,003	0,378	0,000	0,000	-1,000	ρ_{anMin}

Tabelle 2.8. Prozessgleichungen für aerobe OM-Mineralisierung (**aeMin**), Denitrifikation (**anMin**) und Nitrifikation (**nitrif**).

Prozessgleichung	Prozess
$\rho_{\text{aeMin}} = k_{\text{aeMin}} \cdot \theta_{\text{aeMin}}^{T-T_0} \cdot \frac{C_{\text{O}_2}}{K_{\text{aeMin.O}_2} + C_{\text{O}_2}} \cdot C_{\text{OM}}$	Aerobe OM-Mineralisierung
$\rho_{\text{anMin}} = k_{\text{anMin}} \cdot \theta_{\text{anMin}}^{T-T_0} \cdot \frac{K_{\text{anMin.O}_2}}{K_{\text{anMin.O}_2} + C_{\text{O}_2}} \cdot \frac{C_{\text{NO}_3}}{K_{\text{anMin.NO}_3} + C_{\text{NO}_3}} \cdot C_{\text{OM}}$	Denitrifikation
$\rho_{\text{nitrif}} = k_{\text{nitrif}} \cdot \theta_{\text{nitrif}}^{T-T_0} \cdot \frac{C_{\text{O}_2}}{K_{\text{nitrif.O}_2} + C_{\text{O}_2}} \cdot C_{\text{NH}_4}$	Nitrifikation

Zusammenfassung der Ergebnisse

Die Plausibilisierung der Modellergebnisse mit den Vertikalprofilen von Fischer et al. (2005) zeigt, dass die Modellvarianten mit höherem vertikalem Austausch zwischen Wassersäule und Sediment realistischere Konzentrationsprofile erzeugen (Abb. 2.27). Im Vergleich mit den Messdaten werden ohne advektiven Transport (d.h., nur molekulare Diffusion) zu steile Profile simuliert, in denen die NO₃- und O₂-Konzentrationen ab einer Tiefe von 10 bis 15 cm in Abweichung zu den Messungen auf Null absinken.

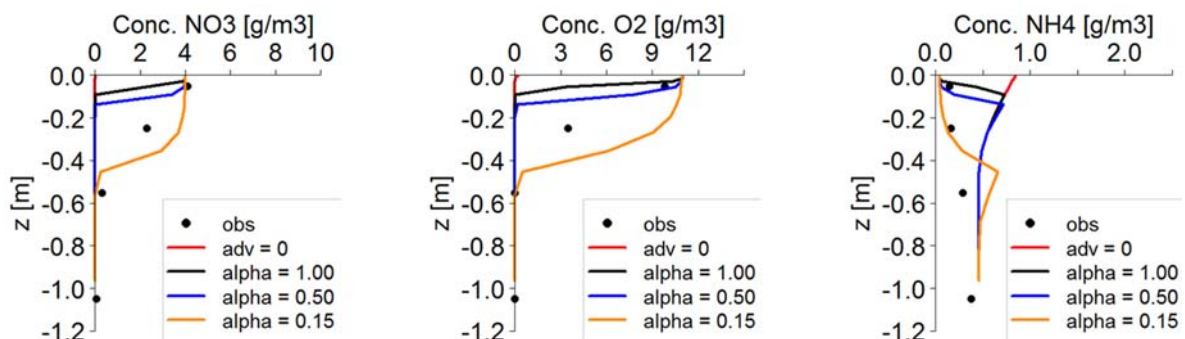


Abbildung 2.27. Vergleich der modellierten vertikalen NO₃-N-, O₂- und NH₄-N-Konzentrationsprofile im Porenwasser mit den Messdaten von Fischer et al. (2005) (Tabelle 3, Stelle Coswig, Gerinnemitte). Links: Nitrat, Mitte: Sauerstoff, rechts: Ammonium. Konzentrationen im Interstitialwasser. $v_{\text{vert}} = 0,54$ mm/s in allen Modellvarianten, außer adv = 0.

Die Ergebnisse der Sensitivitätsanalyse (Abb. 2.28) zeigen eine Erhöhung der biogeochemischen Aktivität bzw. der Denitrifikationsintensität mit zunehmender Intensität des Austausches mit der Wassersäule (v_{vert}). Diese Zunahme ist größer für kleinere Werte von α , d.h. je tiefer der Austausch mit dem Sediment reicht. Dieses Verhalten kann auf die Stöchiometrie der beteiligten Prozesse und den Einfluss der Nitrifikation in der oxischen Sedimentschicht zurückgeführt werden. Der advective Wasser- und Stoffaustausch mit der Wassersäule bringt O_2 - und NO_3 -haltiges Wasser in die oberen Sedimentschichten. Da sowohl die aerobe OM-Mineralisierung als auch die Nitrifikation Sauerstoff verbrauchen, erfolgt keine komplette Inhibition der Denitrifikation durch Sauerstoff, weswegen sie mit der Erhöhung des vertikalen Austausches bis zu einem Plateau-Niveau zunimmt (s. Abb. 2.28, oben rechts). Gleichzeitig wirkt die Nitrifikation der Ausschöpfung des Elektronakzeptors (NO_3) der Denitrifikation entgegen. Dieser Erklärung liegen die Tatsachen zugrunde, dass genügend OM für die Mineralisierung zur Verfügung steht (Sedimentspeicher + Zufuhr aus der Wassersäule) und die Inhibition der Denitrifikation durch Sauerstoff durch eine Monod-Kurve (i.e., allmähliche Änderung) und nicht durch eine binäre Funktion (komplette Abschaltung ab einem O_2 -Grenzwert) abgebildet ist.

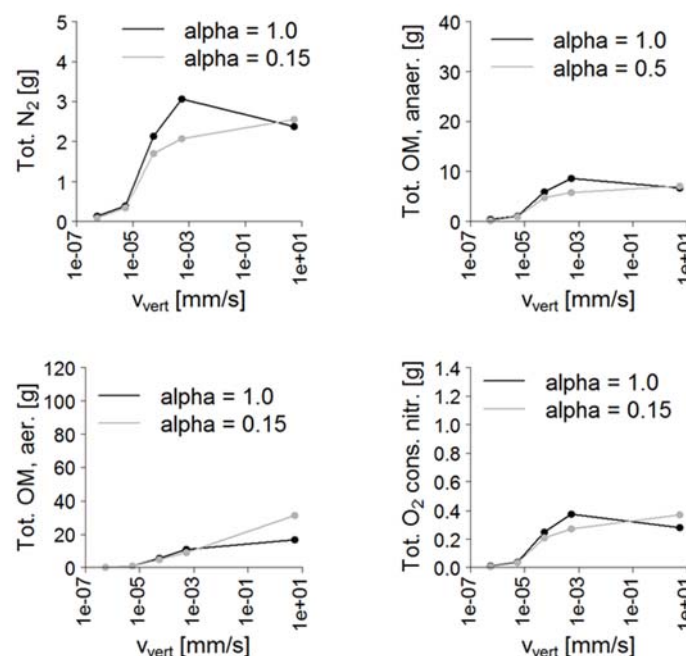


Abbildung 2.28. Beziehung zwischen Prozessintensität und advektivem Austausch mit der Wassersäule. (v_{vert} , X-Achse). Die Y-Achse zeigt die in den letzten 6 Simulationstagen verbrauchte oder produzierte (je nach Prozess) Gesamtstoffmenge. Oben links: N_2 aus der Denitrifikation, oben rechts: anaerob verbrauchtes organisches Material (DOM + POM), unten links: aerob verbrauchtes organisches Material (DOM + POM), unten rechts: durch Nitrifikation verbrauchter Sauerstoff.

Die Ergebnisse dieser Modellstudie unterstützen die Hypothese der hyporheischen Dynamik und ihrer stimulierenden Wirkung auf die Umsatzprozesse in Fließgewässersedimenten (Fischer et al. 2005, Harvey et al. 2013, Boano et al. 2014). Mit den plausibelsten v_{vert} - und α -Werten ($0,54 \text{ mm/s}$ bzw. $0,15 \text{ m}^{-1}$) werden im Modell in einer Sedimentsäule mit 1 m Tiefe ca. $55,3 \text{ mgN pro m}^2$ und Tag denitrifiziert ($1,47 \text{ mg NO}_3\text{-N/m}^2\cdot\text{h}$), was hochgerechnet auf eine aktive Querschnittsbreite von 120 m und über eine Fließlänge von 1 km eine N-Senke von ca. 200 kgN in 30 Tagen ausmachen würde.

Die modellierten Denitrifikationsraten liegen eine Größenordnung unter den Werten, die für dieses Untersuchungsgebiet anhand von in-channel Bilanzierungsmethoden ermittelt worden sind (Ritz, unpub.). Diese Ungenauigkeit kann durch die Kalibrierung der Reaktionsraten reduziert werden, sowie

durch die Verwendung einer im Vertikalprofil nicht gleich verteilten Denitrifikationsrate (Fischer et al. 2005). Auf die zentralen Schlussfolgerungen dieser Untersuchung hätte dies aber keinen Einfluss, da es sich hier um eine qualitative Sensitivitätsanalyse für die Realitätsnähe der im Modell erzeugten Konzentrationsprofile handelt. Die gezeigten Ergebnisse wurden im Rahmen des 4. QSim-Anwendertreffen in der BfG (28.09. - 29.09.2015) und am Lehrstuhl für Gewässerschutz der Fakultät für Umweltwissenschaften der btu-Cottbus vorgestellt und mit allen an der Modellierung beteiligten Projektpartnern ausführlich diskutiert.

Ein wissenschaftlicher Bericht mit einer detaillierten Darstellung der Methoden, Ergebnissen und ihrer Auswertung liegt am KWB vor und steht allen Projektpartnern zur Verfügung.

Ausblick

Alle Arbeiten sind entsprechend dem Planungs- und Ressourcenrahmen durchgeführt worden. Die Abschlusspräsentation und -übergabe der Modelle und Ergebnisse an die BfG werden im Rahmen des NITROLIMIT-Seminars erfolgen. Eine BfG-interne Diskussion zur Implementierung eines hydraulischen Ansatzes im Sedimentmodul von QSim ist vor Projektabschluss vorgesehen.

Literatur

- Boano, F., J. W. Harvey, A. Marion, A. I. Packman, R. Revelli, L. Ridolfi, A. Wörman (2014): "Hyporheic flow and transport processes: Mechanisms, models, and biogeochemical implications." *Reviews of Geophysics* 52(4): 603–679.
- Di Toro, D., J. Fitzpatrick, R. V. Thomann (1983): Documentation for Water Quality Analysis Program (WASP) and Model Verification Program (MVP). EPA 600/-81-044, U.S. Environmental Protection Agency, Environmental Research Laboratory.
- Fischer, H., F. Kloppe, S. Wilczek, M. Pusch (2005): "A River's Liver – Microbial Processes within the Hyporheic Zone of a Large Lowland River." *Biogeochemistry* 76(2): 349–371.
- Harvey, J., J. K. Böhlke, M. Voytek, D. Scott, C. Tobias (2013): "Hyporheic zone denitrification: Controls on effective reaction depth and contribution to whole-stream mass balance." *Water Resources Research* 49: 6298–6316.
- Higashino, M., H. Stefan (2008): "Velocity Pulse Model for Turbulent Diffusion from Flowing Water into a Sediment Bed." *Journal of Environmental Engineering* 134(7): 550–560.
- Kirchesch, V., T. Bergfeld-Wiedemann, H. Fischer, A. Schöl (2015): Das Sediment-Modul „SEDFLUX“ im Gewässergütemodell QSim. BfG-1843, Bundesanstalt für Gewässerkunde: 51.
- Omlin, M., P. Reichert, R. Forster (2001): "Biogeochemical model of Lake Zürich: model equations and results." *Ecological Modelling* 141(1–3): 77–103.
- Pusch, M. T., H. Fischer (2006): Stoffdynamik und Habitatstruktur in der Elbe – Konzepte für die nachhaltige Entwicklung einer Flusslandschaft, Bd. 5, Weißensee Verlag, Berlin.
- Reichert, P. (2014): "ecosim: Toolbox for Aquatic Ecosystem Modeling." from <http://CRAN.R-project.org/package=ecosim>.
- Reichert, P., D. Borchardt, M. Henze, W. Rauch, P. Shanahan, L. Somlyódy, P. Vanrolleghem (2001): "River Water Quality Model no. 1 (RWQM1): II. Biochemical process equations." *Water Science and Technology* 43(5): 11–30.
- Thouvenot, M., G. Billen, J. Garnier (2007): "Modelling nutrient exchange at the sediment–water interface of river systems." *Journal of Hydrology* 341(1–2): 55–78.

2.4 Einfluss von Nitrat auf die Phosphorrücklösung

Björn Grüneberg (BTU)

Michael Hupfer und Sylvia Jordan (IGB)

Thomas Petzoldt und David Kneis (TUD)

Hintergründe und Ziele

Die Wassergüte von Seen wird maßgeblich durch den Nährstoff Phosphor (P) gesteuert. Große Mengen Phosphor werden im Sediment gespeichert und können durch Rücklösung teilweise wieder in das Wasser des Sees gelangen und somit eine Eutrophierungsgefahr darstellen. Seit langem ist bekannt, dass neben Sauerstoff auch die Anwesenheit von Nitrat (NO_3^-) die P-Rücklösung aus dem Sediment beeinflussen kann. Die zu Grunde liegenden Mechanismen sind in Abbildung 2.29 dargestellt: Ist Sauerstoff vorhanden, liegt Eisen als oxidiertes Fe-Hydroxid in fester Form vor, das als Barriere für den Phosphor wirkt. Fehlt dagegen der Sauerstoff, wird das feste Eisen reduziert und geht in Lösung, wodurch der gebundene Phosphor ebenfalls an das überstehende Wasser abgegeben wird. Ist kein Sauerstoff mehr vorhanden, kann Nitrat dessen Funktion übernehmen. Sowohl Sauerstoff als auch Nitrat tragen zum Erhalt von P-Bindekapazität bei, indem die Auflösung von Fe-Hydroxiden an der Sedimentoberfläche verhindert wird. Außerdem bewirken sie eine Neuschaffung von P-Bindekapazität, indem gelöstes Fe^{2+} oder Eisensulfid oxidiert wird. Neben dieser reversiblen Bindungsform kann P auch dauerhaft unter anoxischen Bedingungen durch Ausfällung des Minerals Vivianit an Fe gebunden werden (Rothe et al. 2015).

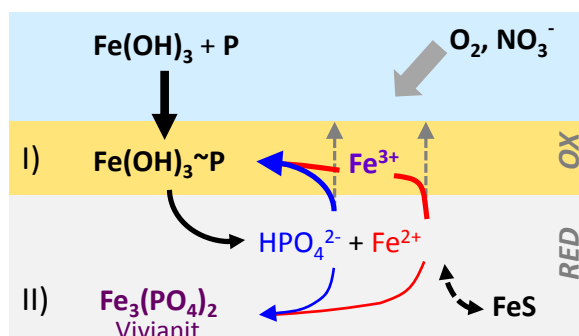


Abbildung 2.29. Prinzipielle Mechanismen der I) reversiblen und II) dauerhaften P-Bindung an Eisen im Sediment von Seen. (O_2 -Sauerstoff, NO_3^- -Nitrat, $\text{Fe}(\text{OH})_3$ -Eisenhydroxid, FeS -Eisensulfid, OX-oxidierte Sedimentschicht, RED-reduzierte Sedimentschicht)

Die oxidierende Wirkung des Nitrats wird gezielt als Gewässertechnologie genutzt, u. a. um die mit der Anreicherung von Schwefelwasserstoff verbundenen Gefahren zu bekämpfen oder die P-Rücklösung aus Sedimenten zu verhindern. Zudem führte die Beobachtung an zahlreichen Seen, dass im Jahresgang sinkende Nitratkonzentrationen mit einer steigenden P-Rücklösung einhergehen, zu dem Schluss, dass die Anwesenheit von Nitrat eine positive Wirkung auf die P-Bindung im Sediment hat und deshalb nicht unbedingt in Kläranlagen eliminiert werden sollte (Petzoldt und Uhlmann 2006). Einige Autoren haben daraus bereits Schwellenwerte für die Steuerung der P-Rücklösung durch Nitrat abgeleitet (Andersen et al. 1982; Schauser et al. 2006). Allerdings muss die Allgemeingültigkeit eines solchen kausalen Zusammenhanges hinterfragt werden. Die Jahresverläufe der N- und P-Konzentration werden unabhängig voneinander durch die Temperatur sowie den Eintrag und den Umsatz organischer Substanz gesteuert. Der gegensätzliche Verlauf ist kein ausreichender Beleg für einen Zusammenhang. Die tatsächliche Wirkung des Nitrats auf die P-Bindung ist von zahlreichen Faktoren abhängig, u.a. von der Versorgung des Sediments mit Eisen, Schwefel, und organischer Substanz sowie der Durchmischung des Wasserkörpers, wodurch die Versorgung mit Sauerstoff gesteuert wird. Modellvorstellungen für Seen mit zeitweiser thermischer Schichtung gehen davon aus,

dass Nitrat einen zusätzlichen Effekt bei der P-Bindung haben könnte, wenn im Frühjahr noch genug Sauerstoff vorhanden ist bzw. der Zeitpunkt der P-Freisetzung verzögert wird, wenn der Sauerstoff während der Schichtungsperioden bereits aufgebraucht ist (Abb. 2.30).

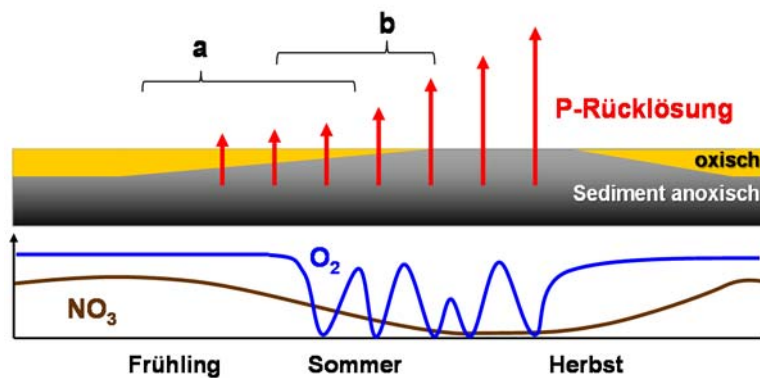


Abbildung 2.30. Sensitive Phasen, in denen die Verminderung der P-Rücklösung durch Nitrat positive Auswirkungen auf die Gewässergüte haben könnte, sind a) im Frühjahr unter konstant oxischen Bedingungen, und b) im Sommer unter anoxischen Bedingungen aufgrund zeitweiser Schichtung des Wasserkörpers; verändert nach (Petzoldt und Uhlmann 2006).

In NITROLIMIT II wurde untersucht, welche Wirkung das Oxidationsmittel Nitrat für die Freisetzung bzw. Festlegung von Phosphor in Abhängigkeit von Stickstoff-, Eisen- und Schwefelumsatzprozessen unter oxischen und anoxischen Bedingungen hat. Speziell sollte untersucht werden, ob verminderte Nitratreinträge zu höherer P-Rücklösung führen können. Hierzu wurden Laborversuche (Abschnitt 2.4.1) und in situ Messungen (Abschnitt 2.4.2) durchgeführt. Ein mathematisches Modell integrierte die Erkenntnisse aus den Messungen und ermöglichte die Simulation von Szenarien (Abschnitt 2.4.3).

Literatur

- Andersen, J.M. (1982). Effect of nitrate concentration in lake water on phosphate release from the sediment. *Water Research* 16:1119-1126.
- Grüneberg, B., Dadi, T., Lindim, C. & Fischer, H. (2015): Effects of nitrogen and phosphorus load reduction on benthic phosphorus release in a riverine lake. *Biogeochemistry* 123: 185-202.
- Petzoldt, T. & Uhlmann, D. (2006): Nitrogen emissions into freshwater ecosystems: is there a need for nitrate elimination in all wastewater treatment plants? *Acta hydrochimica et hydrobiologica* 34: 305-324.
- Rothe, M., Kleeberg, A., Grüneberg, B., Friese, K., Pérez-Mayo, M., & Hupfer, M. (2015): Sedimentary Sulphur:Iron Ratio Indicates Vivianite Occurrence: A Study from Two Contrasting Freshwater Systems. *PLoS ONE* 10(11): e0143737.
- Schauser, I. Chorus, I. & Lewandowski, J. (2006): Effects of nitrate on phosphorus release: comparisons of two Berlin lakes. *Acta hydrochimica et hydrobiologica* 34:325-332, 2006.

2.4.1 Prozessstudien im Labor und Auswertung von Langzeitdaten

Michael Hupfer und Sylvia Jordan (IGB)

Ziele

In zwei Laborversuchen wurde untersucht, ob und wie der Eisengehalt von Sedimenten die Wirkung von Nitrat auf den P-Austausch zwischen Sediment und Wasser beeinflusst. Die Ergebnisse wurden für die Verwendung eines Modells, das die Simulation von Szenarien ermöglicht, an die TUD übergeben.

In einem zweiten Arbeitsbereich sollte anhand von Langzeitdaten des Müggelsees geprüft werden, ob eine steuernde Wirkung des Nitrats auf die Phosphorrücklösung aus Sedimenten nachweisbar ist. Zudem wurde die Eignung einer Nitratsonde zur zeitlich hochauflösenden Messung der Nitratdynamik getestet.

Methoden

Laborexperimente: Die durchgeführten Laborexperimente dienten der Quantifizierung der anaeroben P-Aufnahmekapazität von Sedimenten unterschiedlicher Zusammensetzung mit und ohne Anwesenheit von Nitrat. Um den Einfluss der Sedimente zu erfassen wurde (1) der geringe Eisengehalt des Sediments des Langen Sees (LAN) aufgestockt und (2) die Sedimente dreier Seen mit unterschiedlichen Eisengehalten miteinander verglichen.

Im März 2015 wurde als erstes Experiment ein Mesokosmenversuch mit 39 sedimentgefüllten Säulen ($\varnothing$ 6cm) gestartet. Das Sediment wurde im Oktober 2014 aus dem LAN entnommen, z. T. mit Eisen angereichert und als Säulenversuch mehrere Wochen mit Belüftung des überstehenden Wassers im Klimaschrank inkubiert. Der Versuch, in dem sich die drei verschiedenen Ansätze A, B und C durch unterschiedliche Eisengehalte der Sedimente unterscheiden, wurde bei 10°C durchgeführt. Ausgehend vom eisenarmen Sediment des LAN (A) wurde der Gesamt-Eisengehalt verdoppelt (B) und verfünffacht (C), indem dem Sediment Fe-Hydroxid (aus FeCl_3 , mit NaOH gefällt) zugemischt wurde. Ab Anfang März 2015 lief der Versuch unter anaeroben Bedingungen. Einmal wöchentlich wurden die P-Konzentrationen aller Säulen bestimmt und das überstehende Wasser nach jeder Messung auf 2 mg P L^{-1} aufgestockt bzw. mit Rohwasser des Müggelsees auf 2 mg P L^{-1} verdünnt. Um die P-Aufnahme zu beschleunigen, wurde nach 87 Tagen bei den eisenreichen Sedimenten die Aufstockung auf 10 mg P L^{-1} angehoben. Aus der Menge des zugegebenen Phosphors und der im Wasser vorhandenen P-Menge wurde die P-Aufnahme des Sediments berechnet.

Für jeden Sedimentansatz gab es sechs Replikate, in denen nur Phosphor zugegeben wurde (P) und sechs Replikate, in denen zusätzlich die NO_3 -Konzentration des Wassers auf ca. 2 mg L^{-1} gehalten wurde (NP). Nitrat wurde in einem Abstand von ca. zwei Monaten photometrisch mittels SFA (Segmented Flow Analysis) analysiert, Zwischenmessungen für eine Abschätzung der Nitrat-Konzentrationen erfolgten mittels Schnelltests der Firma Hach Lange GmbH.

Porenwasser aus verschiedenen Sedimenthorizonten wurde mit Hilfe von Rhizonen der Firma Rhizosphere Research Products gewonnen, die in jeweils zwei Kernen pro Ansatz installiert wurden (Abb. 2.31). Die Analyse von SRP , NH_4^+ und Fe^{2+} erfolgte mittels miniaturisierter Photometrie (Laskov et al. 2007). NO_3^- , SO_4^{2-} und Cl^- wurden ionenchromatographisch bestimmt. Eine Messung wurde zu Beginn des Experiments im März durchgeführt, eine zweite im November 2015 und eine dritte zum Abschluss des Experiments im Februar 2016.

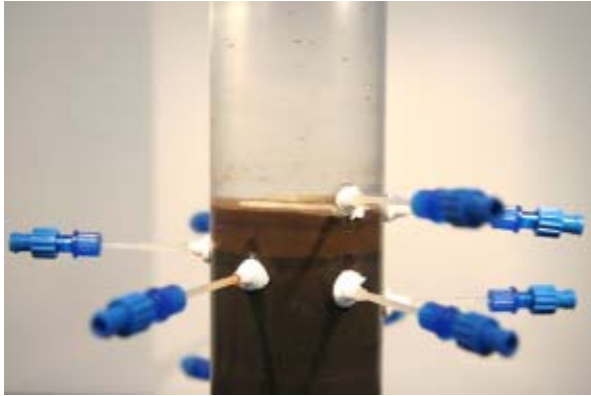


Abbildung 2.31. Mit Rhizonen bestückter Sedimentkern zur Porenwasserentnahme

Am Ende der aeroben Vorinkubation, d. h. bei Versuchstart, wurde von den Ansätzen A, B und C

eine P-Fraktionierung mehrerer Sedimentschichten (nach Psenner et al. 1984) durchgeführt. Um die Art der P-Aufnahme im Sediment zu beschreiben, wurden die Sedimente am Ende des Experiments gleichermaßen fraktioniert. Der eisenreiche Ansatz C wurde Anfang November 2015 beendet, Ansatz A und B im Februar 2016.

In einem zweiten, durchführungsgleichen Experiment wurde das P-Aufnahmevermögen der Sedimente vom LAN (Ansatz D und E mit einer geringen Fe-Erhöhung in der obersten Sedimentschicht), vom Tegeler See (TEG, Ansatz F) und vom Müggelsee (MUEG, Ansatz G) mit und ohne Nitrat-Anwesenheit miteinander verglichen. Jeder Ansatz bestand aus drei Replikaten und das überstehende Wasser wurde auf 4 mg P L^{-1} aufgestockt. Dieser Versuch startete im November 2015 und endete im März (TEG und MUEG) bzw. im Mai 2016 (LAN), jeweils mit einer Fraktionierung der obersten Sedimentschicht.

Langzeitdaten Müggelsee: Unter Verwendung der Langzeitdaten des IGB wurden die Trends und die Dynamik von Phosphor und Nitrat im Müggelsee seit 1979 beschrieben. Zur Analyse der Schichtungs- und O_2 -Verhältnisse wurden ausgewählte Zeiträume einbezogen, von denen kontinuierliche Messungen der O_2 -Konzentrationen über Grund vorlagen.

Die Nitratsonde ProPS der Firma Trios Mess- und Datentechnik GmbH wurde von August 2015 bis Anfang Januar 2016 und von Mitte April bis Juli 2016 in 5m Wassertiefe (über Grund) an der Station im Müggelsee exponiert, um ihre Eignung für das Monitoring zu testen. Ab Mitte Januar konnte die Sonde aufgrund von Eisgefahr nicht im See belassen werden. Für Vergleiche wurden die Ergebnisse der wöchentlich (im Winter 14-tägig) analysierten Müggelsee-Mischproben, bzw. in Schichtungszeiten die der Hypolimnion-Mischproben verwendet.

Ergebnisse

Laborexperimente: Die Ergebnisse des ersten Experiments zeigen, dass eine P-Aufnahme auch ohne Anwesenheit von molekularem Sauerstoff oder Nitrat möglich ist, wenn an der Sedimentoberfläche ausreichend oxidiertes Eisen vorhanden ist. Mit der Zugabe von Eisen in das Sediment des LAN in den Ansätzen B und C wurde die P-Bindekapazität des Sediments erwartungsgemäß stark erhöht (Tab. 2.9, Abb. 2.32 gestrichelte Linien). Dieser Effekt tritt auch ein, wenn Eisen als Fällmittel zur Restaurierung von Seen verwendet wird (Kleeberg et al. 2013, Rothe et al. 2014, Rothe et al. 2015). Ohne Eisenzugabe wurde unter anaeroben Bedingungen dagegen eine P-Abgabe in das Wasser registriert.

In dem Ansatz ohne Eisenzugabe verhinderte die NO_3 -Anwesenheit eine P-Rücklösung aus dem Sediment und weiterer Phosphor wurde durch die Oxidation der Sedimentoberfläche aufgenommen (Abb. 2.32 links). Der erwartete NO_3 -Effekt auf die P-Bindung ist hingegen bei den höheren Eisengehalten des Ansatzes B erst nachweisbar, nachdem unter anaeroben Bedingungen das zusätzliche Eisen mit Phosphor weitestgehend gesättigt ist (Abb. 2.32 Mitte). Beim Ansatz C mit

fünffachen Gesamteisengehalt wirkt Nitrat entgegengesetzt: Das Sediment ist ohne Nitrat in der Lage mehr Phosphor zu binden (Abb. 2.32 rechts).

Tabelle 2.9. P-Aufnahme mit Raten im Experiment mit Sedimenten vom LAN. Phase I – P-Aufstockung auf 2 mg L^{-1} , Phase II – Ansatz A: P-Aufstockung auf 2 mg L^{-1} , Ansatz B und C: P-Aufstockung auf 10 mg L^{-1} , Phase III – nach Abbruch des Ansatzes C

	Phase I (87 Tage)		Phase II (147 Tage)		Phase III (94 Tage)	
	P-Aufnahme	P-Auf-nahmerate	P-Aufnahme	P-Auf-nahmerate	P-Aufnahme	P-Auf-nahmerate
	g m^{-2}	$\text{mg m}^{-2} \text{ d}^{-1}$	g m^{-2}	$\text{mg m}^{-2} \text{ d}^{-1}$	g m^{-2}	$\text{mg m}^{-2} \text{ d}^{-1}$
A mit Nitrat	0,1	1,1	0,5	3,4	1,1	11,3
A ohne Nitrat	-0,3	-3,0	-0,2	-1,4	-0,1	-1,2
B mit Nitrat	0,7	7,8	6,0	40,7	3,3	35,4
B ohne Nitrat	0,7	7,7	5,1	34,5	2,4	25,6
C mit Nitrat	0,9	9,8	5,7	39,0		
C ohne Nitrat	1,0	11,1	7,0	47,4		

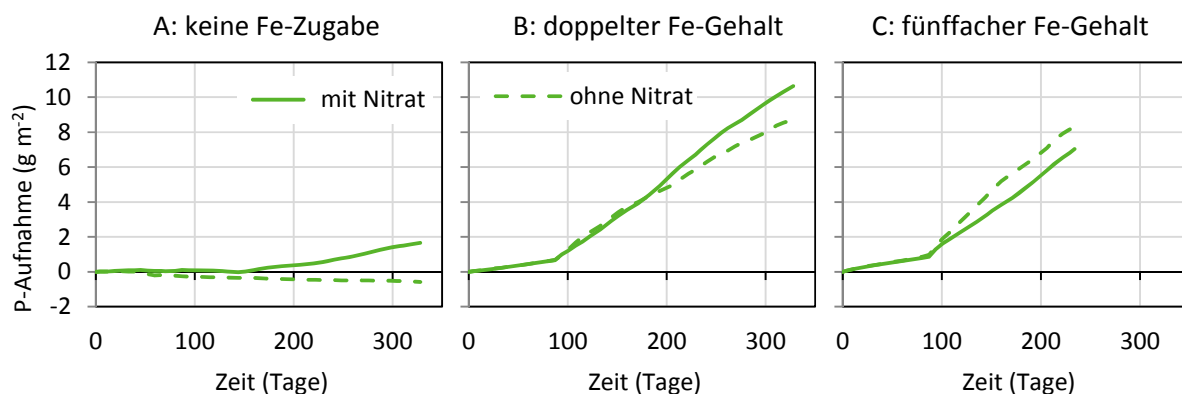


Abbildung 2.32. Kumulative P-Aufnahme des Sedimentes vom Langen See während des Experiments mit und ohne Nitratanwesenheit. Links – Ansatz A, keine Eisenzugabe im Sediment, Mitte – Ansatz B, Verdoppelung des Eisengehalts im Sediment, rechts – fünffacher Eisengehalt

Bei der Betrachtung der Ergebnisse der P-Fraktionierung von Versuchsansatz C wird deutlich, dass sich die Ansätze mit/ohne Nitrat nicht nur in der gebundenen P-Menge unterscheiden, sondern auch hinsichtlich der gebildeten P-Formen an der Sedimentoberfläche. Bei beiden Ansätzen wurde die aufgenommene P-Menge quantitativ fast vollständig in den Schichten bis 2 cm Tiefe wiedergefunden, in dem NO_3 -freien Ansatz ist Phosphor allerdings nicht nur in der reduktiv löslichen Form festgelegt worden, sondern zusätzlich in der NaOH-SRP-Fraktion, also an Metalle gebunden (Abb. 2.33). Die oberste Schicht bindet P effizienter, wenn kein Nitrat anwesend ist. Ursache dafür ist die Bildung von Vivianit, einem Eisen(II)phosphat (vgl. Rothe et al. 2015). Nitrat hingegen verhindert die Bildung von Vivianit an der Oberfläche, weil das Eisen dort nicht mobilisiert wird (vgl. Porenwasseranalysen Abb. 2.34) und damit die Bildungsbedingungen für Vivianit nicht gegeben sind. Eine lichtmikroskopische Untersuchung bestätigt das Vorkommen von Vivianit an der Sedimentoberfläche in dem Ansatz ohne Nitrat, während in Gegenwart von Nitrat keine blauen Vivianitkristalle sichtbar waren (Abb. 2.35).

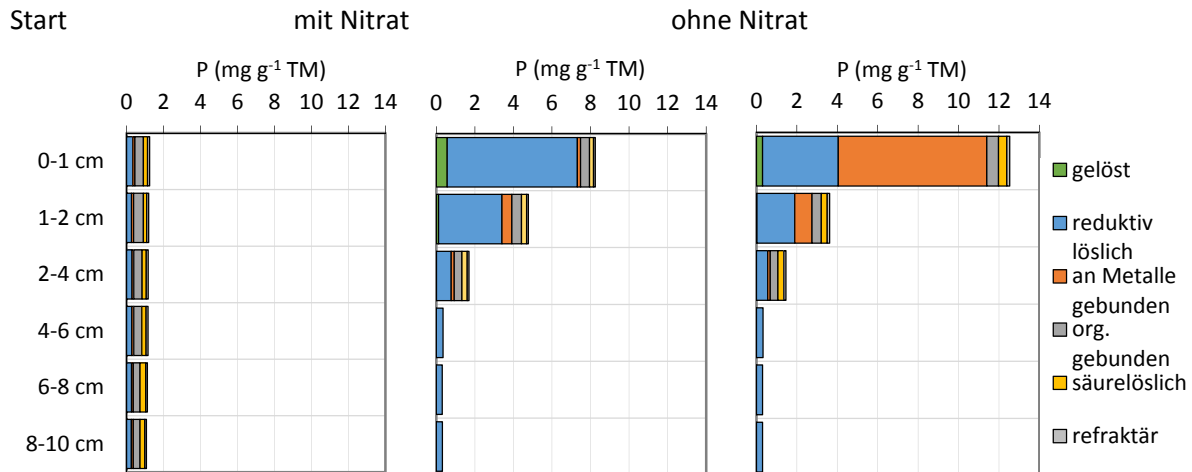


Abbildung 2.33. Ergebnisse der P-Fraktionierung des Sediments von Ansatz C. Links –Versuchsbeginn, Mitte – Versuchsende, Kerne mit Nitrat, rechts – Versuchsende, Kerne ohne Nitrat. Die Fraktionierung der Schichten unterhalb 4 cm wurde bei Versuchsende nur bis zur zweiten Fraktionierungsstufe durchgeführt.

Die Anwesenheit von Nitrat bedingt, dass nach dem Übergang von aeroben zu anaeroben Verhältnissen das Eisen an der Sedimentoberfläche nicht reduziert und mobilisiert wird. Dadurch bleiben die Fe²⁺-Konzentrationen im Porenwasser der obersten Sedimentschicht (bis 1 cm) gering, während im Porenwasser des Sediments ohne Nitrat das Eisen bereits unmittelbar unter der Sedimentoberfläche hohe Konzentrationen erreicht (Abb. 2.34). Die Parameter SRP und NH₄⁺ werden hingegen nicht durch Nitrat beeinflusst.

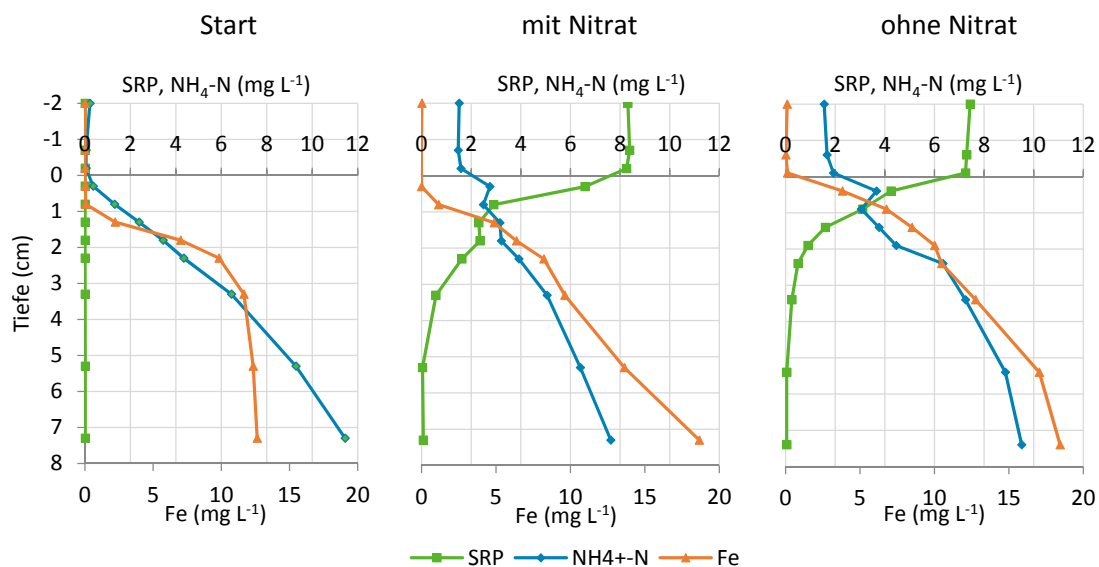


Abbildung 2.34. Ergebnisse der Porenwasseranalysen des mit Fe angereicherten Sediments von Ansatz C. Links – Versuchsbeginn (n=4), Mitte – Versuchsende nach 231 Tagen unter anaeroben Bedingungen, Kerne mit NO₃-Zugabe (n=2), rechts – Kerne ohne NO₃-Zugabe (n=2).

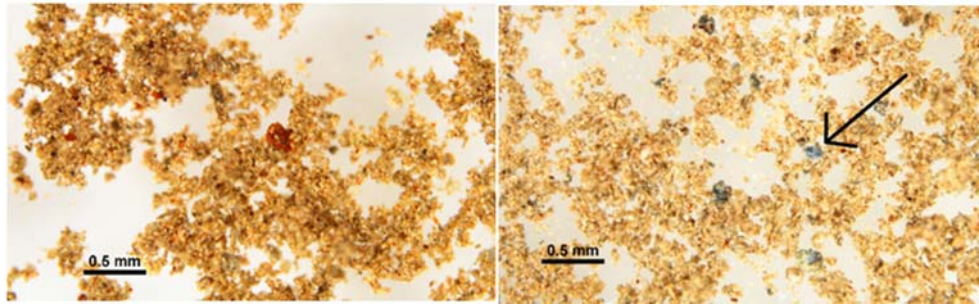


Abbildung 2.35. Lichtmikroskopischer Vergleich des mit Eisen angereicherten Oberflächensediments mit NO_3^- (links) und ohne NO_3^- -Versorgung (rechts). Nitrat verhindert die Bildung von Vivianit, weil Eisen an der Oberfläche nicht mobilisiert wird. Im rechten Bild sind die blauen Vivianit-Kristalle erkennbar (Pfeil).

Die Sedimente der drei Seen, die für das zweite Experiment verwendet wurden, unterscheiden sich hinsichtlich ihres natürlichen Eisengehaltes. In der obersten Sedimentschicht des Langen Sees wurde ein Gesamteisengehalt von $12 \text{ mg g}^{-1} \text{ TM}$ gemessen, in der des Tegeler Sees von $33 \text{ mg g}^{-1} \text{ TM}$ und in der des Müggelsees $63 \text{ mg g}^{-1} \text{ TM}$. Die Sedimentparameter sind Tab. 2.10 zu entnehmen.

Die Ergebnisse bestätigen, dass unabhängig von der NO_3^- -Anwesenheit die Gesamt-P-Aufnahme durch die eisenreichen Sedimente des TEG ($1,2 \text{ g m}^{-2}$) und des MUEG ($1,5 \text{ g m}^{-2}$) um etwa eine Größenordnung höher ist als die der eisenarmen Sedimente des LAN ($0,13 \text{ g m}^{-2}$) (Abb. 2.36). Ein NO_3^- -Effekt zeigt sich deutlich bei den Sedimenten des TEG: Unter Abwesenheit von NO_3^- kam es zunächst zu einer P-Aufnahme bis zu einer Sättigung bevor ab etwa dem 40. Tag die anoxische P-Abgabe in den Wasserkörper dominierte. Dagegen kam es mit Nitrat im gesamten Verlauf zu einer hohen P-Aufnahme durch das Sediment Auch bei den eisenarmen Sedimenten des LAN führte Nitrat zu einer erhöhten P-Festlegung, wenn auch auf deutlich niedrigerem Niveau. Am MUEG war die P-Aufnahme auch ohne Nitrat nach 100 Tagen noch nicht begrenzt, so dass ein NO_3^- -Effekt noch nicht sichtbar war (Abb 2.36).

Tabelle 2.10. Zusammensetzung der obersten Sedimentschicht des Langen Sees (LAN), des Tegeler Sees (TEG) und des Müggelsees (MUEG). (TM- Trockenmasse, OM- organischer Gehalt, TP-Gesamtphosphor, TFe- Gesamteisen, TMn- Gesamt-mangan, N- Stickstoff, C- Kohlenstoff, S- Schwefel)

Schicht	TM	OM	TP	TFe	TMn	N	C	C/N	S
cm	%	%	$\text{mg g}^{-1} \text{ TM}$	$\text{mg g}^{-1} \text{ TM}$	$\text{mg g}^{-1} \text{ TM}$	$\text{mg g}^{-1} \text{ TM}$	$\text{mg g}^{-1} \text{ TM}$	Verhältnis	$\text{mg g}^{-1} \text{ TM}$
LAN 0-1 cm	6,5	27,1	1,7	11,8	1,8	17	199	11,5	18
TEG 0-1 cm	5,8	23,5	5,2	32,9	1,3	13	145	11,2	9
MUEG 0-1 cm	10,4	18,0	3,9	62,8	2,2	9	108	11,5	6

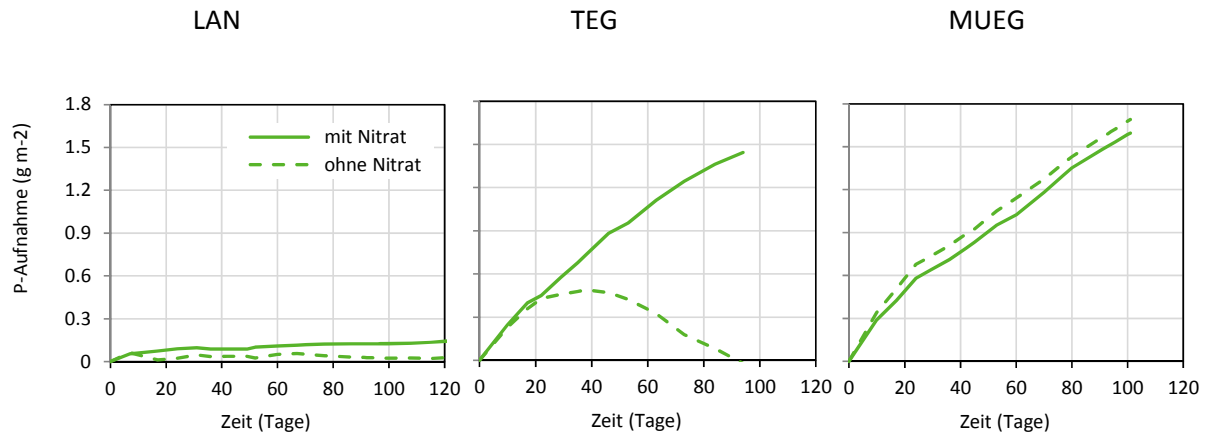


Abbildung 2.36. Kumulative P-Aufnahme der Sedimente vom LAN (links), TEG (Mitte) und MUEG (rechts) während des zweiten, anaeroben Experiments mit und ohne NO_3 -Anwesenheit. Während beim LAN durch die NO_3 -Zugabe eine geringe zusätzliche P-Aufnahme erreicht wurde, zeigen die Sedimente des TEG eine deutlich gesteigerte P-Aufnahme bei NO_3 -Anwesenheit. Die eisenreichen Sedimente des MUEG nehmen unabhängig von NO_3 große Mengen an P auf.

Die Ergebnisse der P-Fraktionierung der Oberflächen zu Beginn und am Ende des Experiments (Abb. 2.37) zeigen, dass der im Ansatz TEG (mit Nitrat) zugegebene P fast ausschließlich in der BD-Fraktion festgelegt wird. NO_3 führt demnach zu einer Oxidation des Sediments und zu einer Anlagerung an Eisen(oxy)hydroxide und Mangan-Verbindungen. Ohne Nitrat kommt es hingegen zu keiner Aufnahme von P, aber zu einer Verschiebung aus der BD- in die NaOH SRP-Fraktion (Bindung an Oberflächen von Metalloxiden oder Vivianit).

Dieser Effekt ist ebenfalls bei den MUEG-Sedimenten erkennbar, bei denen es ebenfalls in dem NO_3 -freien Ansatz zu einer P-Erhöhung in der an Metalle gebundenen Fraktion kommt. Dies deutet darauf hin, dass unter anoxischen Bedingungen ohne Nitrat Vivianitbildung möglich sein kann. Die mikroskopische Untersuchung auf Vivianit bestätigt das Ergebnis zumindest für den Tegeler See, wo in den Sedimenten des NO_3 -freien Ansatzes deutlich mehr Vivianit-Kristalle gefunden wurden. Im MUEG ist die Unterscheidung nicht möglich, da natürlicherweise viel Vivianit im Sediment vorliegt.

Bei den Sedimenten des eisenarmen Langen Sees gibt es, aufgrund der geringen P-Aufnahme während des Versuchs, keine nennenswerten Unterschiede zwischen den Fraktionierungen am Beginn und am Ende.

Der Vergleich der Start- und Endergebnisse des TEG zeigt, dass in der obersten Schicht des TEG bei NO_3 -Anwesenheit mehr P wiedergefunden wurde, als während des Experiments zugeben wurde (131 %). Das deutet darauf hin, dass die Anwesenheit von Nitrat dazu führt, dass Phosphor aus der Tiefe mobilisiert wird. Es wird deutlich, dass Nitrat, ebenso wie O_2 , die Oxidation der Sedimentoberfläche bewirkt und diese dadurch eine Senke mit Barrierefunktion bildet. Gleiches wurde in einem vergleichbaren Experiment 2007 mit Sedimenten vom TEG nachgewiesen, bei dem im oxischen Ansatz in den tieferen Schichten bis 5 cm deutlich weniger P gefunden wurde als unter anoxischen Bedingungen (Hupfer & Kleeberg 2007). Im Ansatz ohne NO_3 wurde in der Bilanz kein P aufgenommen.

Die Ergebnisse des MUEG zeigen diesen Effekt nicht. Hier wurde in beiden Ansätzen in der obersten Sedimentschicht nur ein Teil des zugegebenen Phosphors wiedergefunden (mit NO_3 33 %, ohne NO_3 40 %). Es muss demnach zu einer Verlagerung des zugegebenen Phosphors in tiefere Sedimentschichten gekommen sein.

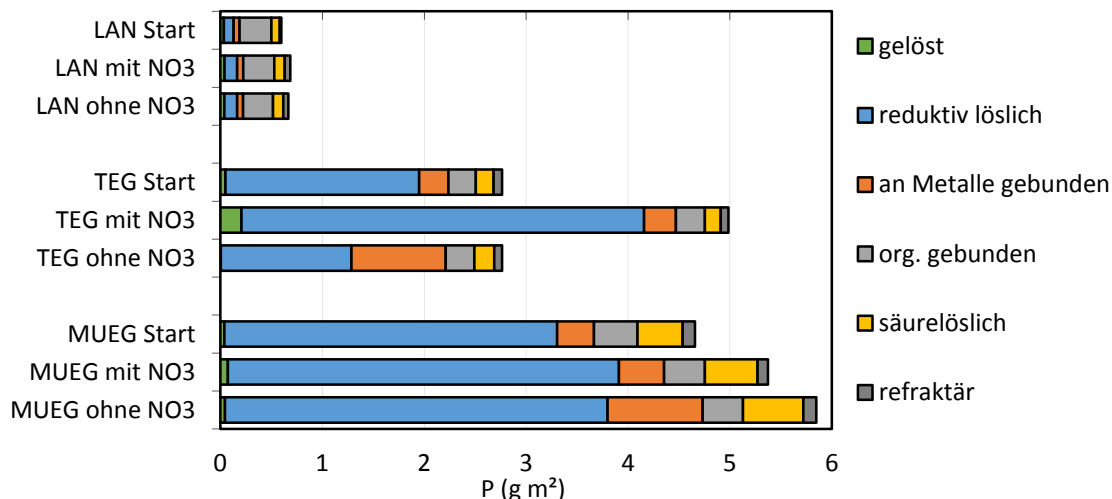


Abbildung 2.37. Fraktionierungsergebnisse der obersten Sedimentschicht (0-1 cm) jeweils zu Beginn (Start) und zum Ende des Experiments (LAN=176 Tage, TEG=94 Tage, MUEG=101 Tage). Um eine Vergleichbarkeit trotz der Kompaktion der Sedimente zu erreichen, wurden die Ergebnisse der abschließenden Fraktionierung jeweils auf die Masse des obersten Sedimentzentimeters vor Beginn des Experiments bezogen.

Auswertung von Langzeitdaten

Bei sinkender NO_3 -Konzentration in den letzten vier Jahrzehnten weist die NO_3 -Verfügbarkeit im Müggelsee eine typische jahreszeitliche Dynamik auf. In dem untersuchten Zeitraum führten die geringeren Maximalwerte am Anfang des Jahres zu einem schnelleren Eintreten von NO_3 -Schwund und somit maßgebend zu einer längeren Dauer von NO_3 -Abwesenheit während der Vegetationsperiode. Die Dauer der Zeit, in der kein Nitrat im See vorhanden ist, verlängerte sich um insgesamt 138 Tage, weil sich außerdem die NO_3 -freie Zeit am Ende der Saison verlängert hat (Abb. 2.38). Nitrat und P-Konzentrationen verhalten sich im Jahresgang stark gegenläufig. Die während der NO_3 -Abwesenheit teilweise durch die P-Rücklösung bedingten höheren P-Konzentrationen sind aber nicht kausal verknüpft. Sowohl die NO_3 -Reduktion im Sediment und Wasserkörper als auch die P-Rücklösung aus dem Sediment durch Mineralisation sind stark temperaturgesteuert. Außerdem verringern sich die Einträge von Nitrat über die Spree im Sommer sehr stark, während die P-Konzentration im Zufluss steigt. Die Schichtungsdynamik und der Wechsel der Verfügbarkeit von Sauerstoff an der Sedimentoberfläche haben keinen Einfluss auf die NO_3 -Verfügbarkeit. Dieser Zusammenhang wird in Abbildung 2.39 für die Jahre 2010 bis 2014 illustriert. Die O_2 -Verhältnisse über dem Sediment verändern sich häufig. Eine steuernde Wirkung auf die P-Dynamik zwischen Sediment und Wasser wäre daher eher vom O_2 -Nachschub als vom Nitrat zu erwarten. Das gilt prinzipiell auch bei höheren Startwerten des Nitrates im Frühjahr (wie das in den 1970/80er Jahren der Fall war). Nitrat steht zu keiner Zeit in relevanter Menge zu Verfügung, wenn O_2 im Sommer bei Schichtung aufgebraucht ist.

Die Ergebnisse der Messungen mit der Nitratsonde im Müggelsee belegt ihre Eignung zeitlich hoch aufgelöste Veränderungen der NO_3 -Konzentration zu messen. Die Messwerte der Laboranalysen stimmen im Trend gut mit den in-situ Messungen der Sonde überein. Es konnte sowohl der alljährliche NO_3 -Anstieg im Herbst als auch die schnelle NO_3 -Zehrung im Frühjahr in Sedimentnähe gut dokumentiert werden. Abweichungen zu den Laboranalysen gibt es im Dezember 2015. Während die Messwerte der Sonde einen kontinuierlichen Anstieg zeigen, dokumentieren die der Wasserproben eine Stagnationsphase (Abb. 2.40).

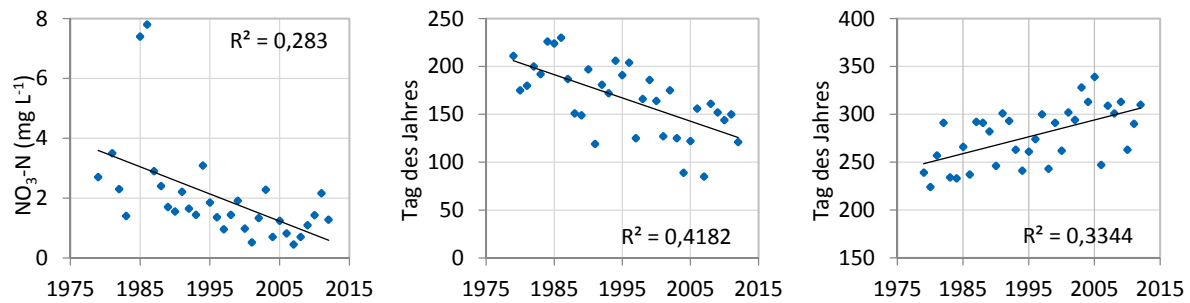


Abbildung 2.38. Zeitreihen von 1979 bis 2013. Maximale NO_3 -Konzentration des Jahres (links), Beginn (Mitte) und Ende (rechts) des Zeitraums ohne NO_3 .

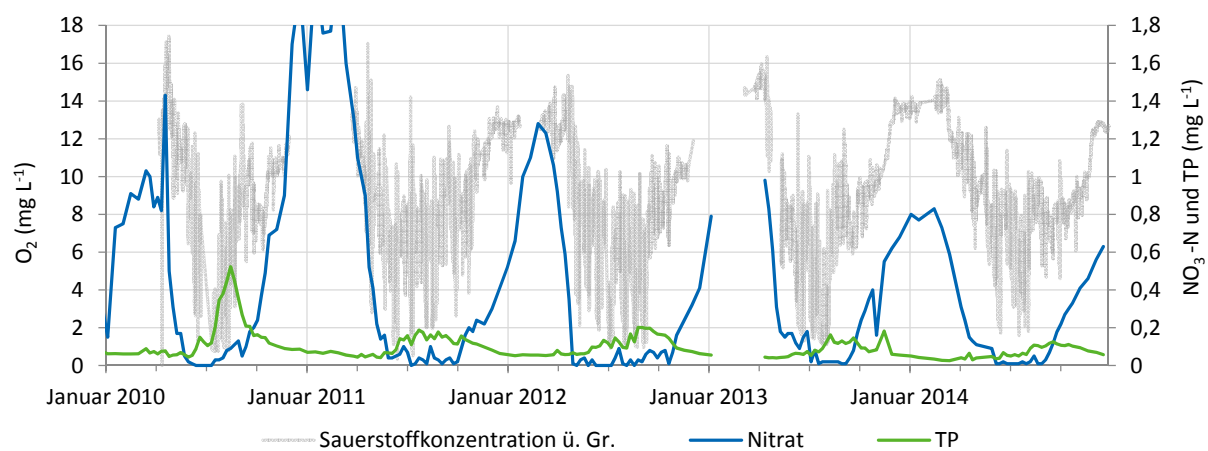


Abbildung 2.39. Nitrat- und Phosphordynamik im Müggelsee von 2010 bis 2014. Im Sommer gibt es häufig Schichtungsperioden mit niedrigen Sauerstoffkonzentrationen (grau) über Grund. TP – Gesamtphosphor.

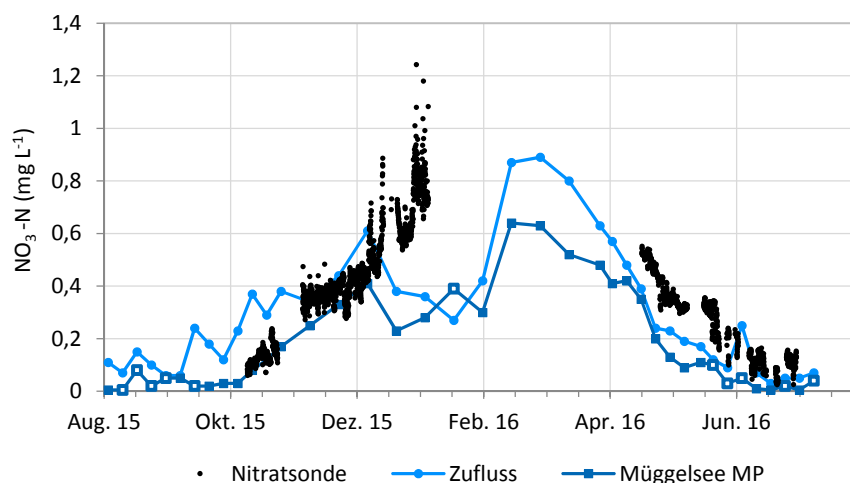


Abbildung 2.40. Stündliche Messungen der Nitratsonde im Müggelsee und der Vergleich mit wöchentlichen (Sommer) bzw. 14-tägigen (Winter) Laboranalysen des Zuflusses und des Müggelsees. Gefüllte Symbole – MUEG-Mischprobe (MP) bei Durchmischung, ungefüllte Symbole – Mischprobe des Tiefenwassers bei Schichtungsereignissen.

Fazit

Die steuernde Wirkung des Nitrats für den P-Austausch wird in komplexer Weise von der Verfügbarkeit von reduzierbarem Eisen bestimmt. Solange unter anaeroben Bedingungen noch bindefähiges Eisen für P vorhanden ist, war unter Laborbedingungen keine NO_3 -Wirkung auf die P-Aufnahme im Sediment nachweisbar. Nitrat erhöht die P-Aufnahme in Sedimenten, wenn die anaerobe P-Aufnahmekapazität des Eisens erschöpft ist und die durch NO_3 ausgelösten Oxidationsprozesse neue Bindungsplätze schaffen. Ideale Konstellationen für die Wirkung des Nitrats (bzw. O_2) auf den P-Austausch sind (1) eine hohe Verfügbarkeit von FeS_x an der Sedimentoberfläche, das aufoxidiert wird oder (2) eine Anreicherung von Eisenhydroxid an der Oberfläche in schwefelarmen Systemen, dessen reduktive Auflösung durch die Anwesenheit von Nitrat (oder O_2) verhindert wird. Die nur bei hohen Fe:S-Verhältnissen mögliche Bildung von Vivianit ($\text{Fe}_3(\text{PO}_4)_2$) als eine dauerhafte P-Form wird bei NO_3 -Anwesenheit verhindert. Die Redoxbedingungen an der Sediment-Wasser Grenze im Müggelsee werden durch den Sauerstoff (atmosphärischer Eintrag und Durchmischungsphasen) und nicht vom Nitrat (hoher Verbrauch und kein Nachschub im Sommer) kontrolliert.

Literatur

- Kleeberg, A., Hupfer, M. (2007): Untersuchungen zur Mobilität von Phosphor im Sediment des Tegeler See.- Ergebnisbericht im Auftrag des Umweltbundesamtes, 28 S.
- Kleeberg, A., Herzog, C., Hupfer, M. (2013): Redox sensitivity of iron in phosphorus binding does not impede lake restoration. *Water Research*, 47: 1491-1502.
- Laskov, C., Herzog, C., Lewandowski, J., Hupfer, M. (2007): Miniaturized photometrical methods for the rapid analysis of phosphate, ammonium, ferrous iron, and sulfate in pore water of freshwater sediments. *Limnol. Oceanogr.: methods*, 5, 63-71.
- Psenner, R., Pucsko, R. & Sager, M. (1984). Fractionation of organic and inorganic phosphorus compounds in lakesediments. *Arch. Hydrobiol.*, 70, 111-155.
- Rothe, M., Frederichs, T., Eder, M., Kleeberg, A., Hupfer, M. (2014): Evidence for vivianite formation and its contribution to long-term phosphorus retention in a recent lake sediment: a novel analytical approach. *Biogeosciences*, 11, 5169–5180.
- Rothe, M., Kleeberg, A., Grüneberg, B., Friese, K., Perez-Mayo, M., Hupfer, M. (2015): Sedimentary sulphur: iron ratio indicates vivianite occurrence: a study from two contrasting freshwater systems. *PLoS One*, 10(11), e0143737.

2.4.2 Sedimentuntersuchungen und In situ Messung mit Benthoskammern

Björn Grüneberg (BTU)

Ziele

Es wurde geprüft, wie die Sedimente verschiedener Flachseen auf die Zudosierung von Nitrat unter oxischen und anoxischen Bedingungen reagieren. Die Phosphorbindung und -rücklösung wurde dabei mit Umsatzprozessen von Stickstoff, Eisen und Schwefel in Verbindung gebracht. Zudem wurden für die Modellierung der Sedimentprozesse relevante Parameter im Jahresverlauf gewonnen.

Methoden

In beiden Jahren wurden im Langen See und im Müggelsee Benthoskammermessungen durchgeführt. 2015 standen die Sediment- und Porenwasseruntersuchungen am Langen See im Vordergrund. Diese Daten wurden für die Identifikation und Interpretation der für die P-Bindung relevanten Umsatzprozesse benötigt. Die Messungen waren speziell an den Erfordernissen der Sedimentmodellierung (Kap. 2.4.3) ausgerichtet.

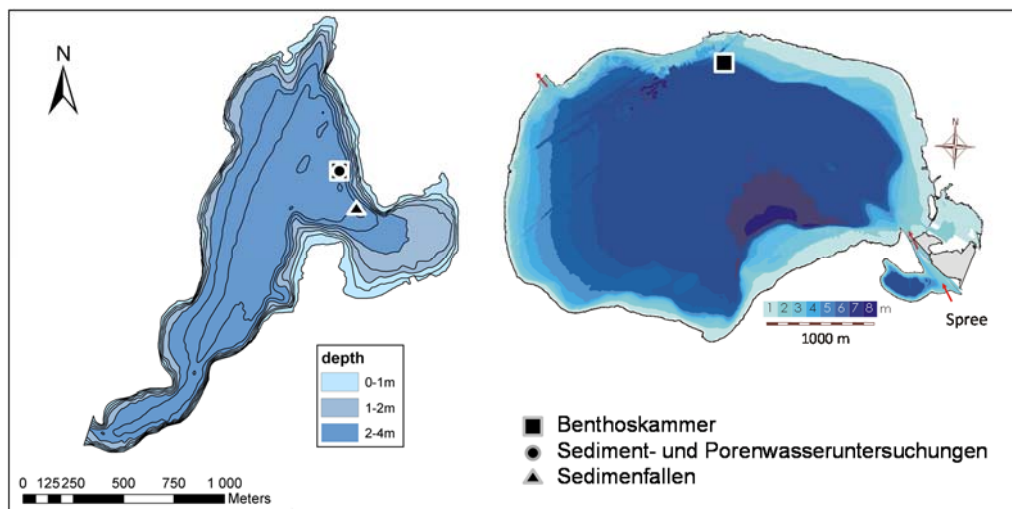


Abbildung 2.41. Lage der Messstellen im Langen See (links) und Müggelsee (rechts).

Benthoskammermessungen

Benthoskammerkampagnen wurden im Langen See im Juni und Oktober 2014 sowie im April und Juli 2015 durchgeführt. Die Messungen am Müggelsee waren im Juli und Oktober 2015. Im Langen See wurden die Messungen an der bereits 2012 beprobten Stelle (E 52,2444852°; N 13,78819872°) (Abb. 2.41) in der Nähe des östlichen Ufers in ca. 3 m Tiefe eingesetzt. Diese Stelle wurde als repräsentativ für den LAN angesehen, da die Morphometrie und somit auch die Sedimentverteilung unterhalb 2 m Wassertiefe homogen ist. Im Müggelsee waren die Kammern im Juli 2015 ca. 10 m nordwestlich und im Oktober ca. 10 m südöstlich der Forschungsplattform in der Nähe des nördlichen Ufers in ca. 5 m Wassertiefe positioniert (Abb. 2.41). Die Zusammensetzung des Sediments wurde an diesen Stellen bereits 2012 analysiert und als repräsentativ erachtet.

Die genutzten Benthoskammern sind nach oben abgeschlossene Edelstahlbehälter (Vol. 39 L; Fläche 0,126 m²), die auf das Sediment aufgesetzt wurden und dort für 3-12 Tage verblieben. Aus dem zeitlichen Verlauf von Konzentration innerhalb der Kammer ließen sich *in situ* Rücklösungs- bzw. Zehrungsraten berechnen (Burger et al. 2007; Clavero et al. 2000). Die Benthoskammern waren mit je

zwei elektrischen Rührern ausgestattet. Die Intensität der Rührer wurde in Vorversuchen so eingestellt, dass die Ausbildung von Konzentrationsgradienten innerhalb der Kammern verhindert wurde, ohne dass eine Resuspension der obersten Sedimentschicht auftrat. Zwei Silikonschläuche (L 6-10 m, $\varnothing$ innen 1 mm) je Kammer ermöglichten die Probenahme und die Zudosierung von NO_3^- . In den Kammern wurde mit einer Multiparametersonde (DS5, Fa. Ott) alle 15 min ein Messwert für Temperatur, O_2 -Konzentration- und Sättigung, pH-Wert, Leitfähigkeit und Trübung aufgenommen. 2014 waren die Kammern mit je zwei Dialysesamplern (24 cm lang, 1 cm Vertikalauflösung) bestückt.

Bei den Experimenten wurde jeweils in eine Kammer NO_3^- zudosiert, und die zweite Kammer diente als Kontrolle. Die NO_3^- -Zudosierung wurde so eingestellt, dass die NO_3^- -Mischungskonzentration in der Kammer und auch die NO_3^- -Zehrungsrate typischen Werten für polymiktische Flachseen entsprechen. Durch Zudosierung von 70 ml einer KNO_3 Lösung ($400 \text{ mg L}^{-1} \text{ N}$) wurde eine Konzentration von $0,7 \text{ mg L}^{-1}$ ($227 \text{ g m}^{-2} \text{ d}^{-1}$) eingestellt. Bei den meisten Experimenten wurde die Zudosierung am zweiten Tag wiederholt (bzw. bis zu 4x am Müggelsee), um über einen Zeitraum vom mind. 2 Tagen eine erhöhte NO_3^- -Konzentration sicherzustellen. Die Benthoskammern wurden in der Regel täglich beprobt. Die Proben wurden mittels Spritze gewonnen und sofort durch Spritzenfilter (CA, $0,45 \mu\text{m}$) filtriert. Zuvor wurde das 3fache Schlauchvolumen verworfen.

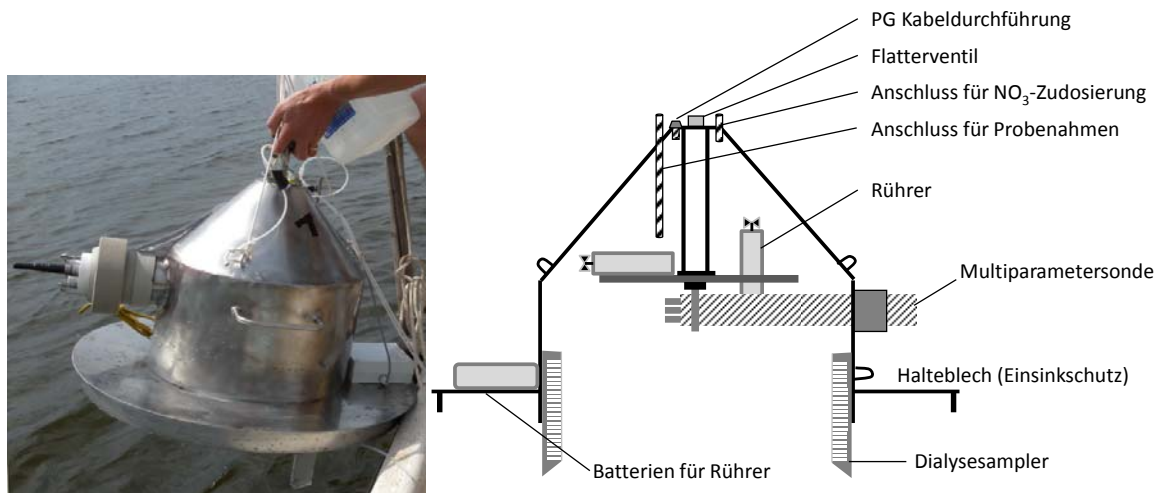


Abbildung 2.42. Foto und Prinzipskizze der genutzten Benthoskammern.

Sediment- und Porenwasseruntersuchungen im Langen See

Die Bruttosedimentation wurde ab Juni 2014 mittels zylindrischer Sedimentationsfallen gemessen. Dazu wurde eine Batterie aus vier Plexiglaszylindern (ID 57 mm, L 30 cm) genutzt, deren Öffnungen sich in 1,5 m Wassertiefe ca. 0,8 m über der Sedimentoberfläche befanden. Die Falle wurde 14-tägig beprobt. Das Material der vier Zylinder wurde vereint und in Dreifachbestimmung analysiert. Die Parameter sind in Tabelle 2.11 aufgeführt.

Sedimentfeststoff und Porenwasser wurden bei fünf Kampagnen im März, April, Juni, Juli und Oktober 2015 untersucht. Der oberste Zentimeter ungestörter Sedimentkerne ($\varnothing$ 6 cm) wurde hochauflösend geschnitten, indem jeweils ca. 2 mm Frischsedimentschicht nach ca. 8 Sekunden Kontakt mit einer kalten (-120°C) Aluminiumplatte in gefrorener Form abgehoben wurde. Das Material von je drei Kernen wurde vereint. Der Fehler für die Schichtdicke lag bei ca. 10 %. Sediment bis 4 cm wurde konventionell mit zunehmenden Schichtdicken geschnitten. Alle Analysen (Parameter siehe Tab. 2.11) wurden mindestens durch Doppelbestimmung abgesichert.

Porenwasser wurde mit unterschiedlichen Methoden gewonnen, um verschiedene Parameter und Vertikalauflösungen abdecken zu können. Je zwei konventionelle Dialysesammler (Peeper) mit 6 bis

10 mm Vertikalauflösung wurden für mind. 8 Tage in Sedimentkernen ($\varnothing$ 9 cm) bei in situ Temperatur inkubiert. Die Parameter SRP, $\text{NH}_4\text{-N}$, S^{2-} , Mn^{2+} , Fe^{2+} und TDFe wurden photometrisch bestimmt. Im Sedimentporenwasser wurden die gleichen Parameter und zusätzlich der pH-Wert in höherer Vertikalauflösung analysiert. Das Sedimentporenwasser wurde durch Zentrifugation (5000 U min^{-1}) und Filtration ($\text{CA } 0,45 \mu\text{m}$) gewonnen. Das Porenwasser eines weiteren Parallelkerns wurde ebenfalls nach Zentrifugation und Filtration auf folgende Parameter untersucht: SO_4 , Alkalinität, DIC, sowie Anionen und Kationen mittels IC. Zur hochaufgelösten ($< 2,5 \text{ mm}$) Bestimmung von SRP, $\text{NO}_3\text{-N}$ und $\text{NH}_4\text{-N}$ wurden je zwei DET-probes (Gelpeeper, dissolved equilibrium in thin films, Fa. DGT-research®) genutzt, die in Sedimentkernen für 1-2 Tage inkubiert wurden. Die Messung erfolgte photometrisch mittels SFA. Parallel wurden DGT-probes (dissolved gradient in thin films, Fa. DGT-research®) für 3-5 Tage inkubiert. Diese Daten erlauben die Interpretation der Fe- und Mn-Verfügbarkeit bzw. Nachlieferung aus der Festphase in das Porenwasser. Die Sauerstoffkonzentration im Porenwasser wurde zwischen Anfang März und Mitte Oktober an acht Terminen mittels Optode (Microx, Fa. Presens®) und Mikromanipulator in ungestörten Sedimentkernen ($\varnothing$ 9 cm) im Labor gemessen.

Tabelle 2.11. Parameter und Methoden zur Analyse von Sedimentfeststoff und Sedimentfallenmaterial

Parameter		Methode
TS	Trockensubstanzgehalt	Trocknen 105°C
Org. TS	Gehalt an organischer Substanz	Glühen 500°C , 3h
CaCO_3	Kalziumkarbonatgehalt	Glühen 900°C , 3h
TP, TFe, TMn	Gesamtgehalt für Fe, Mn und P (Andersen 1976)	Veraschung 500°C , Extraktion mit 2N HCl, photometrischer Nachweis
P_{anorg}	Anorganischer P (Aspila et al. 1976)	Kalte 0,5 N HCl-Extraktion (1h)
Fe_{HCl} , Mn_{HCl}	Gesamtes Fe(II), amorphe Fe(III)-oxide, amorphe Mn-Oxide; anorganischer P (Canfield 1989)	Kalte 0,5M HCl-Extraktion (1h)
Fe_{Asc} , Mn_{Asc}	Ammorphe mikrobiell verfügbare Fe- und Mn-Oxide (Kostka u Luther 1994; Hyacinthe et al. 2006)	Ascorbat-Extraktion (24h)

Ergebnisse

Sediment- und Porenwasseruntersuchungen

Die vollständigen Daten der Sedimentuntersuchungen wurden an die TUD zum Zwecke der Modellkalibrierung bzw.-validierung übergeben. Nachfolgend können nur ausgewählte Ergebnisse dargestellt werden.

Die Sauerstoffeindringtiefe im LAN war im Sommer 2015 sehr gering. Zwischen Juni und Oktober war O_2 bereits in der diffusiven Grenzschicht oberhalb der Sediment-Wasser Grenze aufgebraucht, und auch im November war O_2 nur maximal bis in 0,2 mm Sedimenttiefe nachweisbar (Abb. 2.43). Dies hat Auswirkungen auf die Relevanz der redoxsensitiven P-Sorption in der oxidierten Sedimentschicht, was in Abb. 2.43 anhand der Gegenüberstellung von P-Mobilisierungsrate- und Sorptionskapazität dargestellt ist. Die theoretische P-Sorptionskapazität wurde auf Basis des Fe-Hydroxidgehalts (BD-P)

und einer max. Sorptionskapazität von $2,5 \mu\text{mol m}^{-2}$ (Cornell und Schwertmann 1996) berechnet. Die P-Mobilisierung wurde aus dem $\text{NH}_4\text{-N}$ Diffusionsflux und seespezifischen N:P Verhältnissen sedimentierenden Sestons (LAN 16,3 und UHV 7,6) abgeschätzt. Nur für das Fe-reiche Sediment der Unteren Havel (stellvertretend für den MUEG, in dem kein O_2 gemessen wurde) ergibt sich eine nennenswerte P-Sorptionskapazität. Rechnerisch wäre die oxidierte Schicht in der Lage, das mobilisierte Phosphat für 8 Tage (Aug-Okt) bis zu 170 Tage (Mrz) aufzunehmen. Für den LAN ist die berechnete P-Sorptionskapazität sehr gering, aber die P-Mobilisierung hoch, so dass die theoretische P-Aufnahmefähigkeit ab April bei <1 Tag lag.

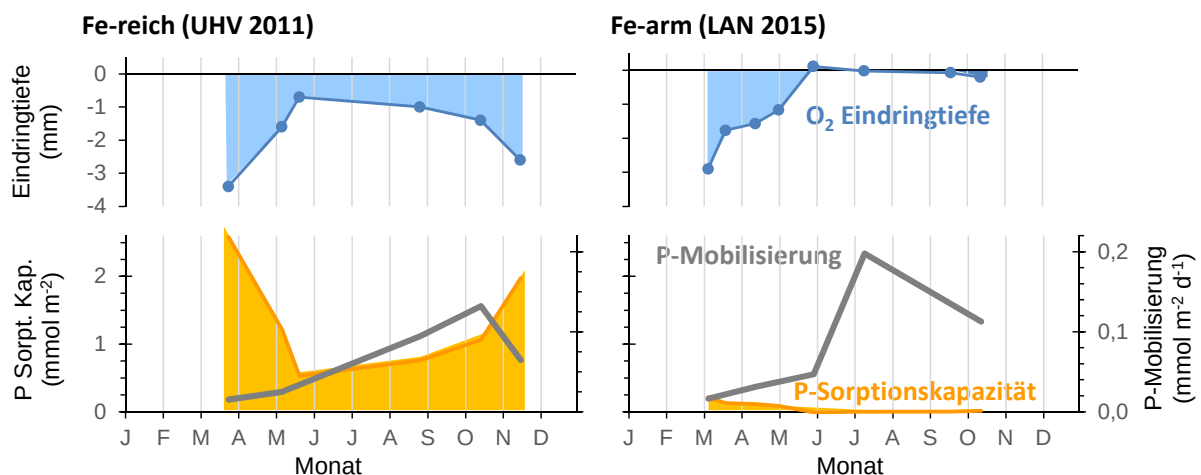


Abbildung 2.43. Jahreszeitlicher Verlauf des in situ P-Flux und der aus Sauerstoffeindringtiefe ($\text{O}_2 > 1,5 \%$) und Fe-Hydroxidgehalt berechneten P-Sorptionskapazität in der Unteren Havel und im Langer See.

Tabelle 2.12. Sedimentationsraten und Zusammensetzung des Sedimentfallenmaterials im Langer See von Juni 2014 bis November 2015 ($n=33$, außer * $n=8$) im Vergleich zur Unteren Havel ($n=4$). Die LAN Daten wurden grob „resuspensionsbereinigt“ indem alle Termine mit $>30 \%$ Abweichung vom MW der TS-Sedimentation verworfen wurden.

	Gehalt			Sed.Rate		Gehalt
	LAN	UHV		LAN	UHV	
TS				$8,5 \pm 5,6$	23	($\text{g m}^{-2} \text{d}^{-1}$)
Org. TS	$39 \pm 8,4$	32	(%)	$2,8 \pm 1,7$	7,0	($\text{g m}^{-2} \text{d}^{-1}$)
C*	$24 \pm 2,8$	16,6	(%)	$1,5 \pm 0,9$	3,8	($\text{g m}^{-2} \text{d}^{-1}$)
N*	$2,3 \pm 0,7$	1,8	(%)	$0,14 \pm 0,05$	0,4	($\text{g m}^{-2} \text{d}^{-1}$)
S*	$1,3 \pm 0,2$	1,3	(%)	72 ± 38	0,3	($\text{mg m}^{-2} \text{d}^{-1}$)
TP	$3,2 \pm 1,2$	5,2	(mg g^{-1})	23 ± 12	121	($\text{mg m}^{-2} \text{d}^{-1}$)
Fe	$9,2 \pm 2,1$	45	(mg g^{-1})	74 ± 45	1045	($\text{mg m}^{-2} \text{d}^{-1}$)
Mn	$14 \pm 8,5$		(mg g^{-1})	95 ± 44		($\text{mg m}^{-2} \text{d}^{-1}$)
N:P	$16,3 \pm 2,5$	7,6				
Fe:P	$1,6 \pm 0,6$	4,8				
Mn:P	$2,5 \pm 1,1$					

Die Verfügbarkeit von Eisen und Mangan für die P-Bindung wird durch Sedimentation und Mobilisierung reduzierter Spezies im Sediment gesteuert. Die Sedimentationsraten (Tab. 2.12) der meisten Parameter waren im LAN höher als bei vergleichbaren eutrophen Seen und dem

Scharmützelsee, was allerdings zum Teil durch Resuspension zu erklären ist. Die Fe-Sedimentation war niedriger als in der UHV und das Fe:P-Verhältnis von 1,6 verdeutlicht einen Fe-Mangel. Der Mn-Gehalt war dagegen hoch. Mit der Sedimentfrühdigenese wird Eisen in der oberen Sedimentschicht (10 mm) relativ angereichert und Mangan freigesetzt. Dies ist erkennbar an einer Erhöhung des Fe-Gehaltes von $9,2 \text{ mg g}^{-1}$ im Fallenmaterial auf $12,8 \text{ mg g}^{-1}$ im Sediment und der entsprechenden Verminderung des Mn-Gehaltes von 14 auf $2,5 \text{ mg g}^{-1}$. Die Elementverhältnisse verschieben sich auf 4,7 (Fe:P) und 0,9 (Mn:P). Trotz der relativen Fe-Anreicherung im Feststoff weisen die niedrigen Fe^{2+} -Konzentrationen im Porenwasser (ab Juni $< 0,1 \text{ mg L}^{-1}$) auf Fe-Mangel hin, während die Mn^{2+} -Konzentration ganzjährig zwischen 2 und 8 mg L^{-1} lag. Entsprechendes gilt für die Umsatzraten (Abb. 2.44). Der Überschuss an Mangan (molares Verhältnis der Umsatzraten bis zu 24) und der Mangel an Fe lässt vermuten, dass eine Steuerung der P-Bindung durch Oxidation gelöster Metallionen eher über Mn zu erwarten ist als über Fe. Vertikal hoch aufgelöste Messungen mit DGT-probes, mit denen indirekt die Mobilisierung von Metallionen aus der Festphase detektiert werden kann, bestätigen dies. Fe^{2+} -Mobilisierung war ab Juni nur in äußerst geringem Maße in der obersten Sedimentschicht $< 8 \text{ mm}$ feststellbar, während Mn^{2+} ganzjährig gebildet wurde (Abb. 2.44).

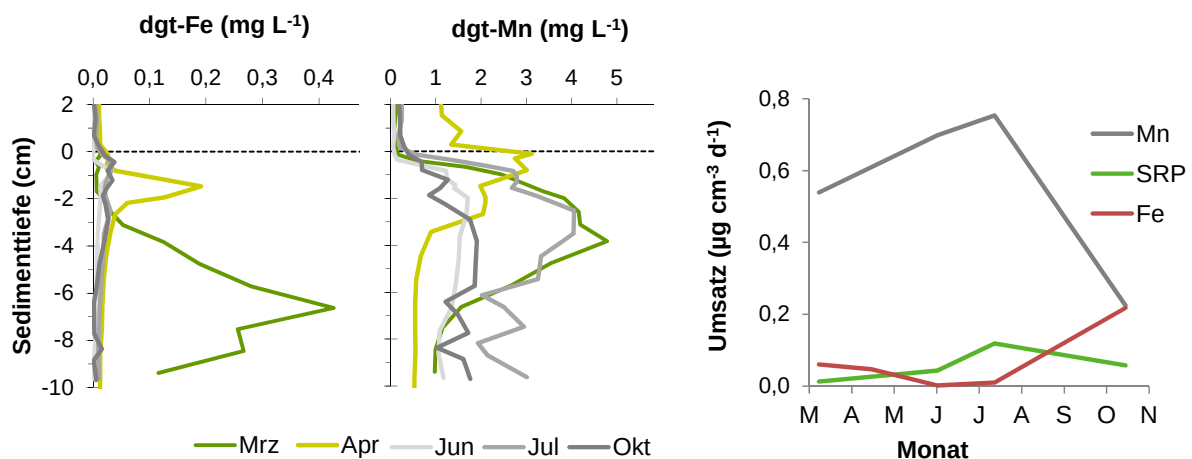


Abbildung 2.44. Links: Die mit DGT-probes in ungestörten Sedimentkernen des LAN gemessene Fe- und Mn-Konzentrationen zeigen die unterschiedliche Nachlieferung dieser Ionen aus der Festphase. Rechts: Umsatzraten von Mn^{2+} , Fe^{2+} und SRP in den oberen ca. 4 cm Sediment des LAN, berechnet aus Porenwasserdaten konventioneller Dialysesamplers.

Benthoskammerversuche

Im Langen See wurde der in den Benthoskammern vorhandene Sauerstoff im April 2015 auch nach 5 Tagen nicht aufgebraucht. Bei weiteren oxischen Versuchen im Juni 2014 und September 2012 (nicht dargestellt) war Sauerstoff bei einer Zehrungsrate von $1100 \pm 59 \text{ mg m}^{-2} \text{ d}^{-1}$ (Mittelwert $\pm$ Standardabweichung) nach 2-3 Tagen verbraucht. Bei anoxischen Versuchen (Jul 15, Okt 14) und O_2 -Zehrungsraten bis zu $5000 \text{ mg m}^{-2} \text{ d}^{-1}$ stellten sich anoxische Bedingungen innerhalb des ersten Versuchstages ein. Die Nitratzehrung (Abb. 2.45) war unter oxischen Bedingungen mit $62\text{-}87 \text{ mg m}^{-2} \text{ d}^{-1}$ analog zu O_2 niedriger als unter anoxischen Bedingungen ($130\text{-}255 \text{ mg m}^{-2} \text{ d}^{-1}$). Bei einmaliger Zudosierung war die entsprechende Nitratmenge ($0,7 \text{ mg L}^{-1} \text{ NO}_3\text{-N}$) meist nach 1-2 Tagen aufgebraucht. Im April war auch nach 5 Tagen noch ca. 20 % des zugegebenen Nitrats unverbraucht. Rechnet man die verbrauchten Nitratmengen in Sauerstoffäquivalente um ($1 \text{ mol NO}_3\text{-N} = 5/4 \text{ mol O}_2$), lassen sich die Zehrungsraten der beiden Oxidationsmittel vergleichen. Es ergeben sich O_2 -Zehrungsraten, die um den Faktor 11 (Apr) bis 21 (Okt) höher sind als die äquivalenten $\text{NO}_3\text{-N}$ -Zehrungsraten. Dies verdeutlicht die allgemein höhere Relevanz von Sauerstoff als Oxidationsmittel.

Die P-Rücklösungsrate wurde durch Nitratzugabe maximal um den Faktor 3-8 vermindert. Dies gilt für die gesamte Versuchsdauer der oxischen Experimente (Apr 15, Jun 14, Sep 12) und den jeweils ersten Versuchstag der vorwiegend anoxischen Versuche (Jul 15, Okt 14). Bei den anoxischen Versuchen bzw. Phasen hatte Nitrat ab dem zweiten Versuchstag keine Wirkung auf die P-Rücklösungsrate. Die gleichzeitige Anwesenheit von Sauerstoff und Nitrat bewirkte im April und Juli zudem eine Verminderung der Mn-Rücklösungsrate (Abb. 2.45), hatte jedoch keinen Einfluss auf die Fe-Rücklösung (nicht gezeigt). Das molare Mn:P Verhältnis der Veränderung der jeweiligen Raten betrug 2,0, d. h. um die Rücklösung von 1 mol P zu verhindern war der Erhalt von 2 mol MnO_2 im Sediment notwendig, falls hier ein Zusammenhang besteht.

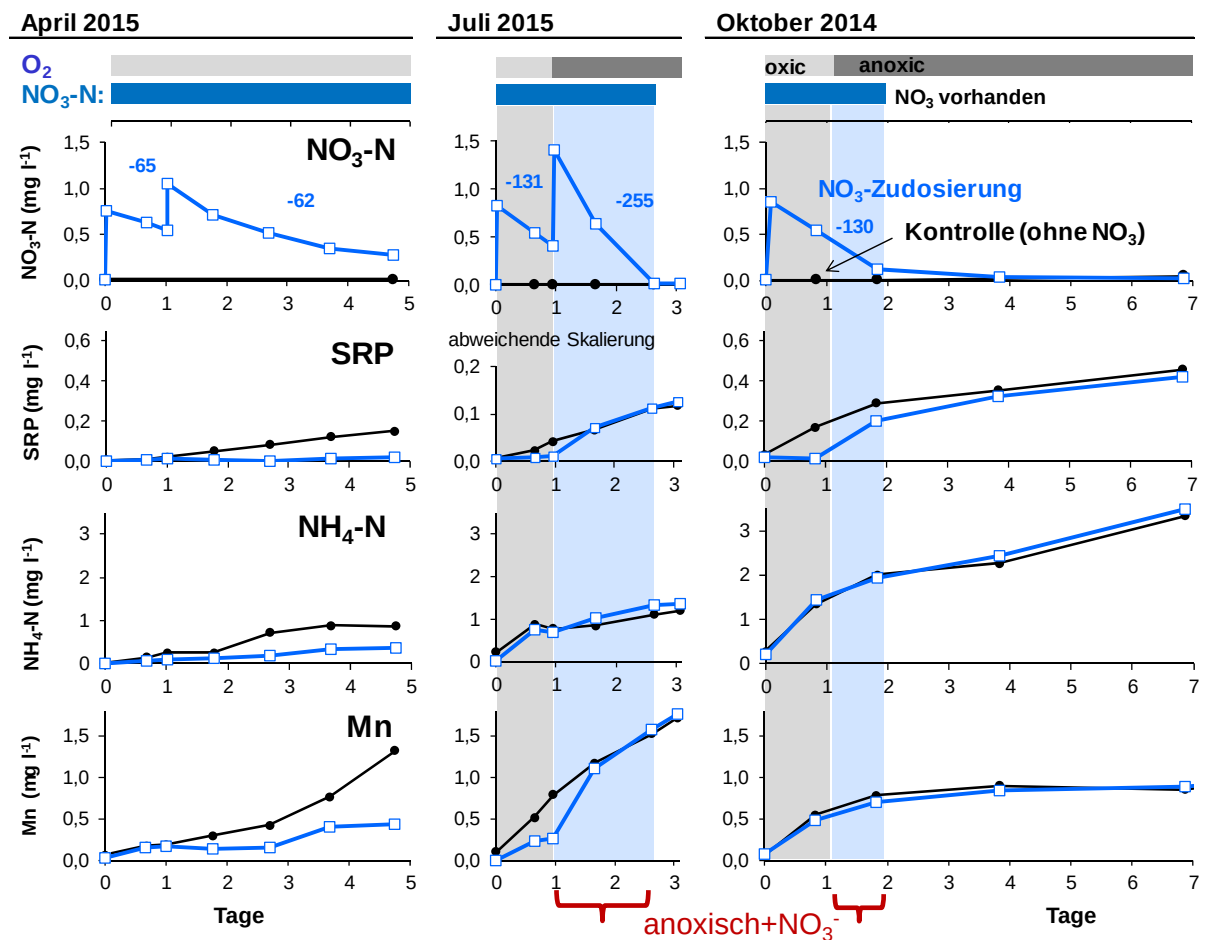


Abbildung 2.45. Ergebnisse ausgewählter Benthoskammerversuche im Langen See. Zahlen in den Diagrammen sind Zehrungsraten (in $\text{mg m}^{-2} \text{d}^{-1}$)

Im Müggelsee waren alle Zehrungs- und Rücklösungsraten wesentlich niedriger als im Langen See (Abb. 2.46). Die Sauerstoffzehrungsrate war etwa halb so groß wie im Langen See, so dass sich erst nach vier Tagen anoxische Bedingungen einstellten. Gleiches gilt für Nitrat, das über die gesamte Versuchsdauer zur Verfügung stand, was an den insgesamt vier Zugaben und der niedrigen Zehrungsrate lag. Die P-Rücklösungsrate war während der oxischen Phase in beiden Kammern identisch und lag insgesamt auf einem sehr niedrigen Niveau. Sie betrug etwa 8 % der P-Rücklösung im LAN im vergleichbaren Zeitraum Oktober 2014. Während der anoxischen Phase ab Tag 4 setzte sich die P-Rücklösung in der Kontrollkammer fort, während sie in der Kammer mit Nitratzugabe stagnierte. Die Differenz der Konzentrationen ist gering, aber signifikant. Anders als im LAN bewirkte die

Nitratzugabe also eine Verminderung der P-Rücklösungsrate unter anoxischen Bedingungen, rechnerisch um einen Faktor von 3 im Vergleich zur Kontrolle.

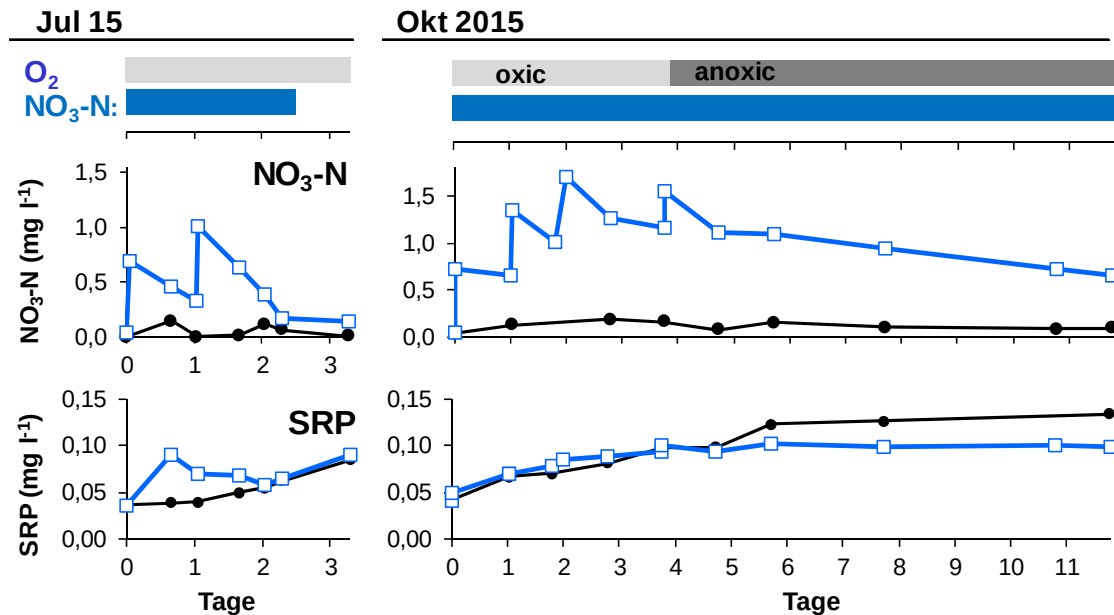


Abbildung 2.46. Ergebnisse der Benthoskammerversuche im Müggelsee.

Diskussion

Die Benthoskammerversuche ergaben, dass die P-Rücklösungsrate unter oxischen Bedingungen nur im LAN durch Nitrat beeinflussbar war, während im MUEG nur unter anoxischen Bedingungen ein leichter Nitratinfluss nachweisbar war.

Die zwei wesentlichen Ursachen für diese gegensätzliche Reaktion sind die unterschiedlichen Fe-Gehalte in den Sedimenten und die Sauerstoffeindringtiefen. Ob ein Sediment Phosphat netto freisetzt oder aufnimmt, hängt einerseits von der Nachlieferung von P durch Mineralisierung oder Desorption und andererseits von der P-Sorptionskapazität ab. Die P-Sorptionskapazität wird wiederum maßgeblich durch die Nachlieferung von Fe und Mn bestimmt und kann grob über den Fe/Mn-Gehalt (bzw. Fe/Mn-Hydroxidgehalt) charakterisiert werden. Der Fe-Gehalt im Sediment des Langen Sees ist mit 13 mg g^{-1} etwa 5-fach niedriger als im Müggelsee (66 mg g^{-1}) oder der Unteren Havel (Grüneberg et al. 2015). Um durch Zuführung eines Oxidationsmittels die gleiche P-Sorptionskapazität neu zu schaffen, muss im LAN also 5x mehr Frischsediment oxidiert werden als im Müggelsee oder der Havel. Anders herum besitzt im Müggelsee eine relativ dünne oxidierte Sedimentschicht bereits eine hohe P-Sorptionskapazität (Abb.2.43).

Im **Fe-reichen** Sediment des Müggelsees kann daher Nitrat allein ausreichend Fe^{2+} oxidieren und P-Sorptionskapazität schaffen, so dass unter anoxischen Bedingungen die P-Rücklösung kurzzeitig vermindert werden kann. Dagegen ist unter oxischen Bedingungen keine Wirkung des Nitrats zu erwarten, da die Oxidationswirkung von O_2 bereits ausreicht. Dies wurde bereits durch Säulenversuche für die Untere Havel gezeigt, die ein ähnlich Fe-reiches Sediment besitzt (Grüneberg et al. 2015).

Anders im **Fe-armen** Sediment des Langen Sees, in dem die trophiebedingt hohe Sedimentation organischer Substanz eine hohe O_2 -Zehrungsrate und eine hohe P-Mobilisierung durch Mineralisation nach sich zieht. Ohne Sauerstoff (anoxischen Bedingungen) hat Nitrat hier keinen Einfluss auf die P-Rücklösung. Die Gründe dafür sind (1) die geringe Oxidationswirkung des Nitrats, die bis zu 21x niedriger war als für Sauerstoff (gerechnet als O_2 -Äquivalent); und (2) die geringe Fe-Verfügbarkeit. Im

LAN kann sich nicht genügend Fe an der Sedimentoberfläche anreichern, um eine bedeutsame Rolle für die P-Bindung zu spielen.

Überraschend war daher die deutliche Verminderung der P-Rücklösung durch Nitratzugabe bei gleichzeitiger Anwesenheit von Sauerstoff (oxische Bedingungen), ein Effekt, der bisher nicht schlüssig erklärt werden kann. Aufgrund der hohen Zehrung sollte die Relevanz des Oxidationsmittels O_2 für eine oxidative Diffusionsbarriere trotz Sauerstoffsättigung im Pelagial vernachlässigbar sein, da O_2 kaum in das Sediment eindringt (Abb. 2.43) und somit wenig Fe bzw. Mn oxidiert. Die Nitratzugabe könnte eine Aktivierung oder Beschleunigung von mikrobiellen Prozessen bewirken, die zuvor N-limitiert waren und bei denen sowohl N als auch P verbraucht (in Biomasse eingebaut) werden. Hierfür kämen Nitrat-Ammonifikation, Nitrifikation und Denitrifikation in Frage, oder auch Assimilation N-limitierter Phytoplankter. Dies könnte erklären, warum die Nitratzugabe bei einigen Experimenten auch eine Verminderung der NH_4 -Rücklösung bewirkte.

Für die Hypothese einer redox-sensitiven P-Bindung spricht die Entkopplung der P-Rücklösung von der NH_4^+ -Rücklösung, da es für Ammonium keinen vergleichbaren Bindungsmechanismus gibt. Bei allen Kontrollexperimenten war der Anstieg der SRP-Konzentration mit einem gleichartigen Anstieg der NH_4 -N-Konzentration gekoppelt (Abb. 2.47). In beiden Seen lag das molare N:P-Verhältnis bei den Kontrollexperimenten unabhängig von der Jahreszeit und den Redoxverhältnissen bei $14,3 \pm 5,3$ ($n=7$). Dies ist nahe des molaren N:P-Verhältnisses der Bruttosedimentation im LAN von $16,3 \pm 2,5$ (und sehr nah am Redfield Verhältnis) und zeigt, dass N und P nach der Mineralisation vollständig rückgelöst werden. Die Zufuhr von Nitrat führte im eisenarmen LAN zu einer Entkopplung der P-Rücklösung von der NH_4^+ -Rücklösung während der oxischen Phase (Jul und Okt 14) (Abb. 2.47). Die Oxidationswirkung des Nitrats bewirkte also eine (temporäre) Sorption von P, während N weiterhin unmittelbar recycelt wurde. Dagegen war diese Entkopplung im MUEG nur während der anoxischen Phase nachweisbar. Bei eisenreichen Sedimenten kann Nitrat allein die P-Sorptionskapazität erhöhen, während die NH_4^+ -Rücklösung unbeeinflusst bleibt.

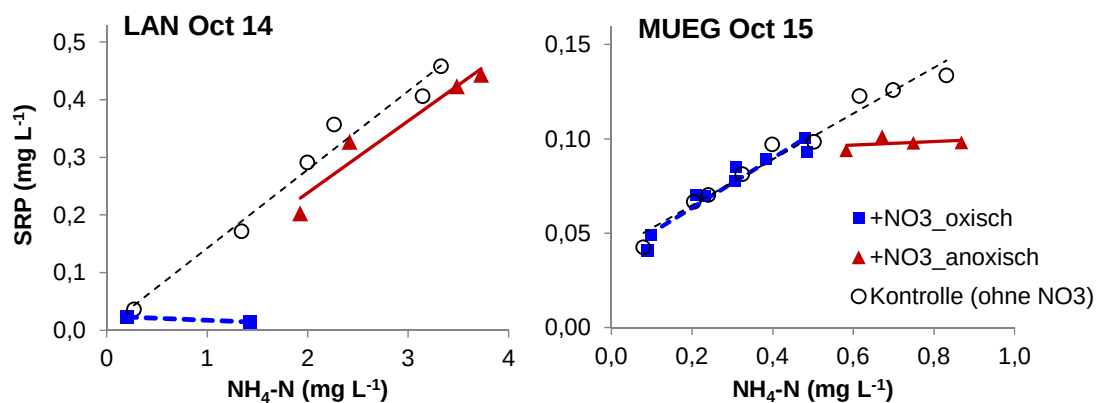


Abbildung 2.47. Entkopplung der P-Rücklösung von der Ammoniumrücklösung als Indiz für redox-sensitive P-Bindung im Sediment des LAN nach Nitratzugabe in Benthoskammern.

Der summarische Effekt der Oxidationsmittel O_2 und NO_3^- könnte eine relevante Wirkung auf Fe und damit die P-Sorption haben, da zudem bei Anwesenheit von Sauerstoff zusätzliches Nitrat im Oberflächensediment durch Nitrifikation gebildet wird. Allerdings lassen sich die beobachteten Effekte nur unter Berücksichtigung der Bioirrigation erklären. Im Sediment lebende Zuckmückenlarven (Chironomiden) pumpen O_2 - und NO_3^- -reiches Wasser durch ihre Wohnröhren im Sediment bis in ca.

15-20 cm Tiefe (Roskosch et al. 2012), was einen erhöhten Transport (Advektion) und eine Vergrößerung der oxischen Grenzfläche im Sediment zur Folge hat. Somit wird der Eisenmangel im Oberflächensediment umgangen, und Fe-Oxidation und P-Sorption auch in größeren Sedimenttiefen ermöglicht. Die Dichte benthischer Organismen ist im LAN ist vergleichsweise hoch. In den obersten 12 cm Sediment wurden $445 \pm 370 \text{ m}^{-2}$ größere Chironomiden (Maximalwert 1380 m^{-2}) und ca. 4000 m^{-2} kleinere Individuen (v.a. Oligochaeten) gezählt. Unter Sauerstoffmangel verringern Chironomiden ihre Pumprate, und stellen ihre Aktivitäten bei $<2 \text{ mg L}^{-2} \text{ O}_2$ nahezu vollständig ein (Roskosch et al. 2012). Dies könnte erklären, warum die Nitratsteuerung der P-Rücklösung nur unter oxischen Bedingungen auftrat. Die Ergebnisse der Modellierung (Kap. 2.4.3) bestätigen die Bedeutung der Bioirrigation.

Aufgrund der Eisenarmut des LAN könnte die redoxsensitive P-Bindung über Mangan gesteuert werden. Hierfür spricht die Verminderung der Mn-Rücklösung bei Versuchen im April und Juli (Abb. 2.45). Der Mn-Gehalt im Sediment ist mit $2\text{-}4 \text{ mg g}^{-1}$ relativ hoch, das Fe:Mn Verhältnis um 1,0 ist im Vergleich zu anderen Flachseen sehr niedrig (Davison 1993) und vor allem liegt dieses Mangan zu 80-90 % als sorptionsaktives Hydroxid (und nicht sulfidisch wie bei Fe) vor. In den obersten 5-10 mm Sediment ist Mn-Hydroxid und P deutlich angereichert. Diese Oberflächenanreicherung speist sich aus Sedimentation und der Ausfällung von Mn^{2+} , das aus tieferen Sedimentschichten zur Sedimentoberfläche diffundiert. Die Differenz der Mn- und P-Gehalte zwischen Sedimentfalle und Oberflächensediment (Tab. 2.12) legen nahe, dass beide Elemente unmittelbar rückgelöst werden. Dazugegebenes Nitrat würde (1) unmittelbar die Reduktion von MnO_2 durch HS^- unterbinden, und (2) den Anteil dissimilatorischer Mn-Reduktion vermindern. Beides würde zum Erhalt von Mn-Hydroxid und damit Verminderung der Mn- und P-Rücklösung beitragen, da Mn-Hydroxide P adsorbieren können (Kawashima et al. 1986).

Im Oberflächensediment des LAN liegt das wenige Fe zu 30-47 % in sulfidischer Form (FeS_x) vor, und ab April wurden hohe S^{2-} -Konzentrationen im Porenwasser gemessen. In diesen sulfidreichen Sedimenten kann NO_3^- langfristig FeS_x aufoxidieren und Bindungskapazität schaffen (vgl. Kap. 2.4.1). Die mit Benthoskammern gemessene kurzfristige Nitratwirkung könnte jedoch auf einem Erhalt von Bindungskapazität beruhen, da NO_3^- und O_2 unmittelbar die reduktive Auflösung von Fe/Mn-Hydroxiden durch S^{2-} verhindern. Dies deckt sich mit Untersuchungen im ebenfalls Fe-armen Schlachtensee, bei dem relativ wenig Nitrat ($< 2 \text{ mg L}^{-1}$) deutliche Wirkung auf die P-Rücklösung hatte (Schauser et al. 2006).

Fazit

Der Einfluss von Nitrat auf die Phosphorbindung- und Rücklösung muss in einem Wirkungsgefüge betrachtet werden, in dem die wichtigsten Faktoren die Zusammensetzung des Sediments (Gehalt an Eisen, Mangan, Sulfid, Phosphor), die Bioirrigation als Transportprozess und Sauerstoff als (dominierendes) Oxidationsmittel sind. Bei Fe-reichen Sedimenten hat Nitrat unter oxischen Bedingungen kaum Wirkung auf die P-Rücklösung, da die oxidative Wirkung des Sauerstoffs bereits ausreicht. Fällt Sauerstoff z. B. in Phasen temporärer Schichtung weg, schafft Nitrat allein ausreichend Bindungskapazität und vermindert die P-Rücklösung. Dagegen reicht bei Fe-armen Sedimenten Nitrat allein in niedrigen Konzentrationen nicht für eine Beeinflussung der P-Bindung. Nur die kombinierte Wirkung von Sauerstoff und Nitrat kann hier die reduktive Auflösung von Fe/Mn-Hydroxiden effektiv vermindern und somit die P-Rücklösung kurzzeitig unterdrücken, so lange durch Bioirrigation ein erhöhter Stoffaustausch zwischen Wasser und Sediment sichergestellt ist. Zur Langfristigkeit dieser Effekte, der Rolle von Mangan und der Wirkung höherer Nitratkonzentrationen besteht weiterer Klärungsbedarf.

Literatur

- Andersen, J. M. (1976): An ignition method for determination of total phosphorus in lake sediments. *Water Research* 10: 329-331.
- Aspila, K. I., H. Aghemian & A.S.Y. Chau (1976): A semi-automated method for the determination of inorganic, organic and total phosphate in sediments. *Analyst* 101: 187-197.
- Burger, D., Hamilton, D.P., Pilditch, C.A. & Gibbs, M.M. (2007): Benthic nutrient fluxes in a eutrophic, polymictic lake. *Hydrobiologia* 584: 13-25.
- Clavero, V., J. J. Izquierdo, J. A. Fernandez & F. X. Niell (2000): Seasonal fluxes of phosphate and ammonium across the sediment-water interface in a shallow small estuary (Palmones River, southern Spain), *Marine Ecology Progress Series* 198: 51-60.
- Cornell, R. M. & Schwertmann, U. (1996): *The Iron Oxides*, Wiley-VCH. 664 pages.
- Davison, W. (1993): Iron and manganese in lakes. *Earth-Science Reviews* 34: 119-163.
- Grüneberg, B., Dadi, T., Lindim, C. & Fischer, H. (2015): Effects of nitrogen and phosphorus load reduction on benthic phosphorus release in a riverine lake. *Biogeochemistry* 123: 185-202.
- Hyacinthe, C., Bonneville, S. & Van Cappellen, P. (2006): Reactive iron(III) in sediments: Chemical versus microbial extractions. *Geochimica et Cosmochimica Acta* 70: 4166-4180.
- Kawashima, M., Tainaka, Y., Koyama, H.M. & Takamatsu, T. (1986): Phosphate adsorption onto hydrous manganese(IV) oxide in the presence of divalent cations. *Water Research* 20: 471-475.
- Kostka, J.E. & Luther, G.W. (1994:) III. Partitioning and speciation of solid phase iron in saltmarsh sediments. *Geochimica et Cosmochimica Acta* 58: 1701-1710.
- Roskosch, A., Hette, N., Hupfer, M. & Lewandowski, J. (2012): Alteration of *Chironomus plumosus* ventilation activity and bioirrigation-mediated benthic fluxes by changes in temperature, oxygen concentration, and seasonal variations. *Freshwater Science* 31: 269-281.

2.4.3 Modellierung

David Kneis und Thomas Petzoldt (TUD)

Ziele

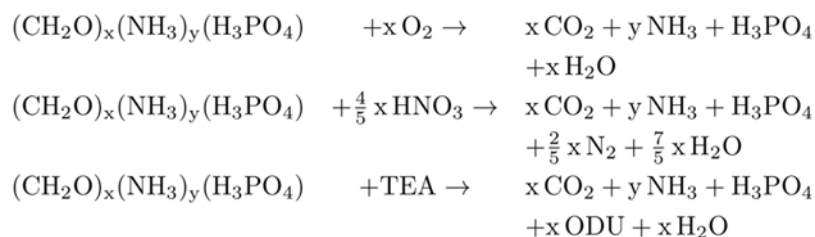
Das Ausmaß der Phytoplanktonentwicklung wird wesentlich durch die externen und internen Nährstoffquellen bestimmt. Speziell in flachen Gewässern steht das aus dem Sediment freigesetzte Phosphat dem Phytoplankton nahezu ohne Verzögerung zur Verfügung. Hierbei wirken, wie in den vorangegangenen Abschnitten erläutert, sehr unterschiedliche Einflussfaktoren saisonal und räumlich zusammen, neben dem Nitrat insbesondere Eisen, Sulfat, organische Kohlenstoffverbindungen und die Temperatur. Mit Hilfe eines prozessbasierten Modells sollte deshalb untersucht werden, wie die P-Rücklösung aus dem Sediment flacher Seen in Abhängigkeit von Nitrat, Sulfat und Eisen saisonal gesteuert wird. Basierend auf vorhandenen Daten, Freilandmessungen der Projektpartner an Unterer Havel und Langem See sowie von Laborversuchen sollte die Modellanwendung zu einem besseren Gesamtverständnis der Stoffumsatzprozesse im Sediment beitragen. Weiterhin sollten mit Hilfe des Modells P-Rücklösungsraten unter veränderten Randbedingungen abgeschätzt werden. Dabei waren Szenarien mit erhöhten bzw. verminderten Nitratkonzentrationen im Freiwasser von besonderem Interesse.

Methoden

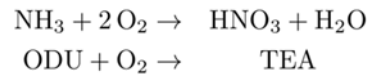
Diagenesemodelle

Für die Quantifizierung der Stofftransport- und Umsatzprozesse an der Sediment-Wasser-Kontaktzone wurde der Ansatz einer zeitlich-räumlich aufgelösten Simulation mittels eines Diagenesemodells gewählt. Eine Übersicht über derartige Modelle geben Paraska et al. (2014). Sie gehen zumeist auf Arbeiten aus den 1990er Jahren zurück (z. B. Boudreau, 1996; Soetaert et al., 1996). Allerdings sind die publizierten Modelle bezüglich Prozessbeschreibung und Parametrisierung nur beschränkt übertragbar. Zudem sind sie in der Regel in einer Form implementiert, die aktuellen Anforderungen bzgl. Modularität und/oder Rechengeschwindigkeit nicht gerecht wird. Nur mittels modularer Modelle können einzelne Prozesse effizient an oder abgeschaltet und gezielt verschiedene Hypothesen geprüft werden. Im Rahmen des Projekts wurde daher zunächst eine Software entwickelt, welche es erlaubt, sowohl minimalistische Konzepte als auch komplexe Diagenesemodelle im Stil von Dittrich et al. (2009) zu implementieren und miteinander vergleichen zu können.

Mit Hilfe der entwickelten Software wurde zunächst ein Basismodell erstellt. Als Grundlage diente die Modellstruktur von Soetaert et al. (1996) mit den Zustandsvariablen org. Kohlenstoff (2 Fraktionen), Ammonium, Nitrat und Sauerstoff. Sie beschreibt die Mineralisierung organischer Substanz gemäß



unter Verbrauch von Sauerstoff, Nitrat, bzw. nicht explizit simulierten Elektronenakzeptoren (TEA). Sekundär werden die Nitrifikation und die Oxidation reduzierter Substanzen („oxygen demand units“ ODU) gemäß



abgebildet (Soetaert et al., 1996). Phosphat wurde als weitere Zustandsgröße eingefügt und es wurden Prozesse der reversiblen P-Festlegung implementiert. Diese sind notwendig, um die in den Untersuchungsgewässern (LAN, UHV) beobachtete starke saisonale Dynamik der P-Porenwasserkonzentrationen abzubilden, die bis in Sedimenttiefen von 10 cm und mehr zu beobachten ist. Weiterhin wurde die Oxidation reduzierter Substanzen durch Nitrat als Prozess hinzugefügt. Sämtliche Ratenausdrücke wurden temperaturabhängig formuliert. Unter Berücksichtigung der Transportprozesse ergibt sich die in Tabelle 2.13 gezeigte Modellstruktur.

Tabelle 2.13. Qualitative Stöchiometriematrix zur Darstellung der Wirkung von Prozessen (Zeilen) auf die Zustandsvariablen (Spalten). Die Orientierung der Dreiecke kennzeichnet das Vorzeichen der Wirkung (Bsp.: Nitrifikation produziert Nitrat und zehrt Sauerstoff sowie Ammonium). Punktsymbole kodieren ein variables Vorzeichen (Transportprozesse). C_{org} steht für abbaubaren organischen Kohlenstoff (nur 1 von 2 Fraktionen dargestellt), DIP und IMP stehen für gelösten anorganischen P und eine nicht näher spezifizierte immobile Form. ODU ('oxygen demand units') vertritt summarisch reduzierte Substanzen (Fe^{2+} , Mn^{2+} , H_2S , CH_4).

	C_{org}	DIP	IMP	NH_4^+	sorb. NH_4^+	NO_3^-	O_2	ODU
Sedimentation	▲							
Mineral. (O_2)	▼	▲		▲			▼	
Mineral. (NO_3^-)	▼	▲		▲		▼		
Mineral. (anox.)	▼	▲		▲				▲
Nitrifikation				▼		▲	▼	
Oxidation d. O_2							▼	▼
Oxidation d. NO_3^-						▼		▼
P-Bindung		▼	▲					
P-Remobilisierung		▲	▼					
NH_4^+ -Sorption				▼	▲			
Advektion (abw.)	•	•	•	•	•	•	•	•
Advektion (aufw.)		•		•		•	•	•
Diffus. Transport	•	•	•	•	•	•	•	•
Diffus. Freiwasser		•		•		•	•	•
Bioirrigation		•		•		•	•	•

Modellvarianten

Durch geeignete Wahl der Parameter lassen sich aus dieser Struktur mehrere Modellvarianten ableiten (Tab. 2.14). Jede der Varianten repräsentiert eine Hypothese bzgl. der Saisonalität der P-Konzentrationen im Porenwasser.

Tabelle 2.14. Varianten des Diagenesmodells.

Modellierte Prozesse	Modellvarianten				
	Basis	Exfilt	Temp	Redox	Irrig
wie Soetaert et al. (1996) + P-Freisetzung aus org. Substanz	X	X	X	X	X
Interaktion zwischen Grund- und Oberflächenwasser		X			
P-Fällung und -remobilisierung, temperaturgesteuert			X		
P-Festlegung und Mobilisierung, gest. durch O_2 + NO_3^-				X	
Bioirrigation mit saisonal schwankender Intensität				X	X

Die 'Basis'-Variante unterstellt, dass die saisonale Dynamik der P-Konzentration allein durch die Mineralisierung organischer Substanz erklärt werden kann, wobei letztere von Temperatur und Sedimentationsraten gesteuert wird. Dabei wird von einer vernachlässigbaren Porenwasserströmung ausgegangen.

Die Variante 'Exfilt' unterstellt dagegen einen ungehinderten Austausch zwischen Grund- und Oberflächenwasser. Es wird angenommen, dass im Winter und Frühjahr P-armes Grundwasser exfiltriert (aufwärts gerichtete Strömung) während in Zeiten niedriger Grundwasserstände mit P angereichertes Seewasser infiltriert. Es wird von einer positiven Grundwasserneubildung (150 mm a^{-1}) und den lokalen Land/Wasser-Relationen ausgegangen. Schätzwerte für die Konzentrationen von P und N im Grundwasser bietet der Umweltatlas der Stadt Berlin.

Die übrigen Varianten aus Tabelle 2.14 sind durch die Möglichkeit einer temporären Festlegung von (anorganischem) P im Sediment gekennzeichnet. Im Fall der Variante 'Temp' wird ein von den Redox-Verhältnissen unabhängiger Prozess der P-Festlegung nach dem Prinzip einer Mineralbildung angenommen. Die Konzentration von gelöstem P im Gleichgewicht mit der gefällten Phase wird als Funktion der Temperatur modelliert. Letztere steht stellvertretend für andere, saisonal schwankende Größen (z.B. pH-Wert). Die Variante 'Redox' verfolgt die klassische Hypothese der redox-sensitiven Bindung. Abhängig von der O_2 - und NO_3^- -Konzentration überwiegt die Festlegung (oxisch) oder Remobilisierung (anoxisch). Die Konzentration des redox-sensitiven Bindungspartners (z.B. Fe-Hydroxyd) wird nicht explizit simuliert. Da der Eintrag von O_2 und NO_3^- in das Sediment durch Bioirrigation gefördert wird, wurde dieser Effekt explizit berücksichtigt (Variante 'Irrig').

Insbesondere die Modellvarianten 'Temp', 'Redox' und 'Irrig' besitzen einen konzeptionellen Charakter, bei dem die verantwortlichen bio-geo-chemischen Mechanismen des realen Systems summarisch betrachtet und parametrisiert werden. Stärker prozessorientierte Modellvarianten sind testweise implementiert worden, eignen sich derzeit jedoch noch nicht für die praktische Anwendung. Insbesondere mangelt es an repräsentativen, zeitlich aufgelösten Angaben zur Sedimentakkumulation (u. a. organische Substanz, Eisen und Mangan).

Kalibrierung

Das in Tabelle 2.13 skizzierte bio-geo-chemische Modell mit seinen Varianten besitzt zahlreiche Parameter, deren Werte nur teilweise der Literatur entnommen werden können (z.B. Dittrich et al., 2009). Daher sind plausible Zahlenwerte aus Messdaten zu schätzen. Hierfür wurden primär in der Unteren Havel (UHV, Messstelle Kälberwerder) gemessene Porenwasserkonzentrationen aus den

Jahren 2011 und 2012 genutzt (Kap. 2.4.2). Da mehrere Komponenten (Phosphat, NH_4^+ , NO_3^- , O_2 , etc.) gemessen wurden, stellt die Parameterschätzung eine Mehrzieloptimierung dar. Da Diffusionsprozesse vergleichsweise langsam ablaufen, musste für die Erreichung eines dynamischen Gleichgewichtszustandes der Sedimentprofile ein Betrachtungshorizont über mehrere Jahrzehnte betrachtet werden. Dies war trotz einer effizienten Implementierung eine Herausforderung, da jede Auswertung der Zielfunktion einige Sekunden bis Minuten an Rechenzeit beansprucht. Das Optimierungsproblem wurde pragmatisch analog Kneis et al. (2014, Abschnitt 3.3.5) behandelt. Bereiche pareto-optimaler Lösungen wurden visuell identifiziert. Als 'beste' Parametrisierung wurde jene mit dem minimalen Gesamtfehler betrachtet.

Szenarios

Mit Hilfe der kalibrierten Modelle wurden Szenario-Rechnungen durchgeführt um den möglichen Effekt veränderter Nitratkonzentrationen im Freiwasser auf die Umsatzprozesse im Sediment abzuschätzen. Die Szenarios wurden primär hinsichtlich einer Veränderung der P-Abgabe aus dem Sediment in den Wasserkörper ausgewertet.

Ergebnisse und Diskussion

Software-Technologie

Das entwickelte R-Paket 'rodeo' vereinfacht die Implementierung von Modellen auf Basis gewöhnlicher Differentialgleichungen. Partielle Differentialgleichungen, wie sie z. B. in vertikal 1-dimensionalen Diagenesemodellen auftreten, können nach geeigneter Semi-Diskretisierung behandelt werden. Das 'rodeo'-Paket bedient sich einer bewährten Standardnotation (Stöchiometriematrix) und nutzt die Technik der Code-Generierung. Der erzeugte Code (Fortran) ist kompatibel mit den R-Paketen 'deSolve' und 'rootSolve'. Die Software wurde für die Nutzung (<https://cran.r-project.org//package=rodeo>) und kollaborative Weiterentwicklung (<https://github.com/dkneis/rodeo>) als Open-Source Software freigegeben und im Rahmen eines Workshops an der EAWAG sowie einer internationalen Softwaretagung präsentiert (Kneis, 2016, Kneis und Petzoldt 2016). Eine zugehörige Publikation befindet sich derzeit im Revisionsprozess.

Mittels 'rodeo' erstellte Modelle sind besonders übersichtlich und rechentechnisch effizient. Letzteres ist im Kontext der Diagenesemodellierung entscheidend, da eine große Zahl simultaner Differentialgleichungen auf einem feinen räumlichen Gitter (Auflösung im Millimeterbereich) über lange Zeiträume (Jahrzehnte) numerisch integriert werden muss. Das 'rodeo'-Paket findet bereits jetzt Anwendung in Projekten außerhalb von NITROLIMIT wie z.B. StARE (BMBF FKZ 02WU1351A) und DynaTrait (DFG FKZ BE 2299/7-1).

Reproduktion beobachteter Muster im Modell

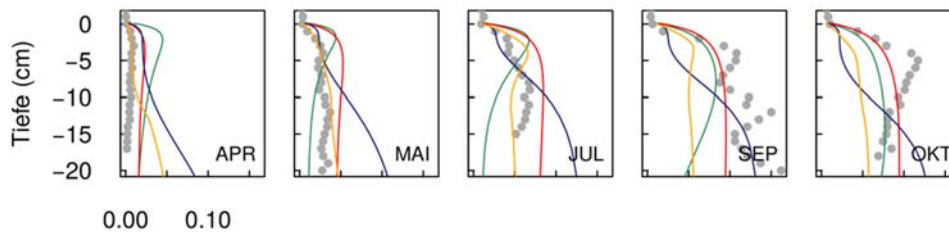
Charakteristisch für die Sedimente der untersuchten Gewässer UHV und LAN ist die innerjährliche Dynamik der P-Konzentration im Porenwasser mit einem Minimum im zeitigen Frühjahr und einem Maximum im Spätsommer. Im Vergleich zum Ammonium, ist die Saisonalität wesentlich stärker ausgeprägt (Abb. 2.48). Auffällig ist, dass die Dynamik nicht nur die jüngsten Sedimentschichten betrifft, sondern bis in Tiefen von 10 cm und mehr beobachtet werden kann. Dieser Effekt konnte dank der hohen zeitlichen Messdichte des Projektpartners beobachtet werden und spielt möglicherweise auch in anderen Gewässern eine Rolle.

Eben diese bis in größere Tiefen reichende Dynamik kann mit einem Modell, welches die Freisetzung von P aus organischer Substanz als alleinigen Prozess berücksichtigt (Variante 'Basis'), nicht abgebildet

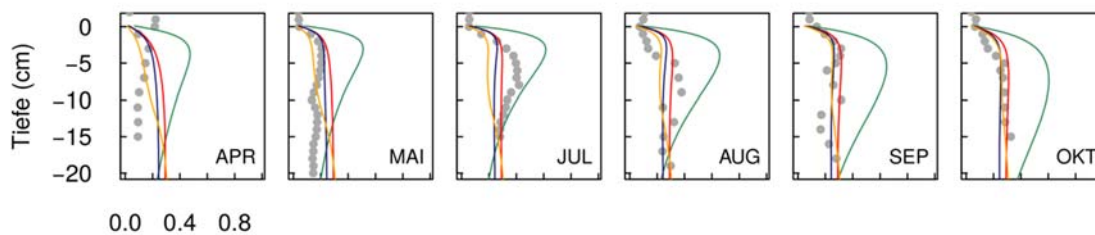
werden. Aufgrund der Saisonalität von Sedimentation (Zufuhr von organischen P) und Temperatur, würde das Modell zwar den typischen Anstieg der P-Konzentrationen im Sommer zeigen, jedoch wäre die Dynamik auf die obersten Zentimeter beschränkt. In größerer Tiefe würden sich dagegen nahezu konstante, relativ hohe P-Konzentrationen einstellen, die ein Gleichgewicht zwischen Nachlieferung (Mineralisierung) und Abtransport (Diffusion zur Oberfläche) repräsentieren.

Die übrigen Modellvarianten (vgl. Tab. 2.14) erlauben die Abbildung einer deutlich stärkeren Saisonalität der P-Konzentrationen. Aufgrund der verschiedenen Annahmen über die zu Grunde liegenden Mechanismen weichen die Ergebnisse erwartungsgemäß voneinander ab (Abb. 2.48).

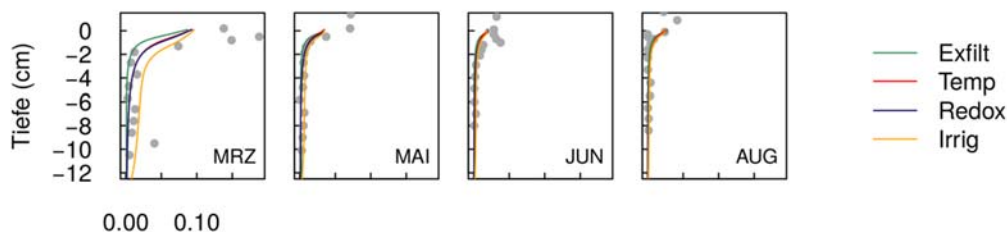
a) Gelöstes Phosphat (mmol L^{-1})



b) Ammonium (mmol L^{-1})



c) Nitrat (mmol L^{-1})



d) Sauerstoff (mmol L^{-1})

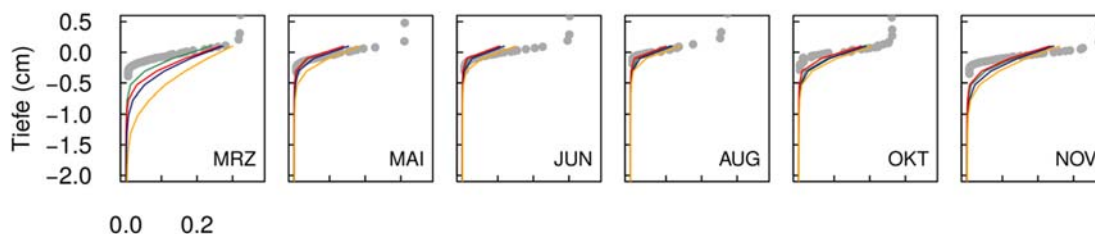


Abbildung 2.48. Vergleich von simulierten Tiefenprofilen der Porenwasserkonzentration (Linien) mit Messwerten aus der Unteren Havel (Punkte) für verschiedene Modellvarianten (vgl. Tab. 2.14).

Die Ergebnisse der Variante 'Redox' deuten an, dass eine durch Sauerstoff und Nitrat gesteuerte Immobilisierung von P, ohne zusätzliche Annahmen, keine zufriedenstellende Abbildung der beobachteten P-Profile ermöglicht. Insbesondere werden in den tieferen (ständig anoxischen)

Schichten ganzjährig hohe, wenig schwankende P-Konzentrationen simuliert, ähnlich wie in der Variante 'Basis' (ohne Abb.). Die Übereinstimmung zwischen Modell und Beobachtungen lässt sich deutlich verbessern, wenn ein intensiver Transport von Sauerstoff und Nitrat in größere Tiefen durch Bioirrigation (mit saisonal schwankender Intensität) unterstellt wird.

Die Variante 'Temp' erlaubt eine vergleichsweise gute Abbildung der Saisonalität der P-Konzentration über alle Tiefen (Abb. 2.48). Ansonsten zeigt sie die gleichen Defizite wie die übrigen Varianten, insbesondere die Überschätzung von Ammonium und Sauerstoff im Frühjahr.

Die Resultate der Variante 'Exfilt' zeigen, dass advective Transportprozesse, d.h. Infiltration und Exfiltration, ein saisonales Muster der Porenwasserkonzentrationen erzeugen können, welches dem beobachteten ähnelt (Abb. 2.48). Die aktuelle Parametrisierung neigt jedoch zu einer Überschätzung bzgl. Ammonium. Bei der Interpretation von Abbildung 2.48 ist allerdings zu bedenken, dass ein eindimensionales, deterministisches Diagenesemodell lediglich die mittleren Verhältnisse an einem konkreten Ort abbilden kann. Reale Sedimente weisen aufgrund biogener Prozesse oder turbulenzbedingter Resuspension eine starke räumliche Variabilität auf (vgl. Lewandowski et al, 2002). Gemessene Vertikalprofile sind somit Stichproben aus einem heterogenen Medium. Ein plausibles Modell zeichnet sich daher nicht durch die exakte Wiedergabe konkreter (zufallsbehafteter) Messwerte aus, sondern durch die Reproduktion beobachteter Muster.

Oft wird die Güte der Anpassung als Maß für die Plausibilität eines Modellkonzeptes interpretiert. Laut Abbildung 2.48 schneidet die Variante 'Temp' am besten ab, welche einen redox-unabhängigen Prozess der P-Festlegung und Remobilisierung unterstellt. Als mögliche Erklärung käme die Bildung schwer löslicher Minerale in Frage, deren Stabilität aufgrund wechselnder Umweltbedingungen saisonal schwankt. So ist z.B. die P-Konzentration im Porenwasser im Gleichgewicht mit Hydroxylapatit oder Vivianit stark abhängig vom pH-Wert, der wiederum durch diverse mikrobielle Umsatzprozesse gesteuert wird. Beim aktuellen Kenntnisstand bleiben die für die Interpretation der Variante 'Temp' herangezogenen Mechanismen allerdings hypothetisch.

Zusammenfassend ist festzustellen, dass keine der getesteten Modellvarianten alle beobachteten Muster vollständig erklären kann, sowohl bezüglich der Güte der Anpassung (Abb. 2.48) als auch bezüglich der zugrundeliegenden Hypothesen. Es ist einerseits denkbar, dass die unterstellten Prozesse in der Natur gleichzeitig auftreten, ggf. mit unterschiedlicher Intensität. Andererseits sind Prozesse (z.B. die Speicherung von Polyphosphaten) bekannt, die in keiner der untersuchten Varianten Berücksichtigung fanden. Bzgl. der Kernfrage von NITROLIMIT ist festzuhalten, dass nur die Varianten 'Redox' und 'Irrig' eine Abhängigkeit zwischen NO_3^- im Freiwasser und der P-Rücklösung berücksichtigen. Daher wurden unten beschriebene Szenarios nur mit diesen Varianten untersucht.

Einfluss der Nitrat-Randbedingung

Für die Analyse des Einflusses der Nitrat-Konzentration auf die P-Rücklösungsrate wurden im Interesse der Interpretierbarkeit vereinfachte Szenarien ausgewählt. Als Referenz dient die Simulation mit aktuell beobachteten Konzentrationen in der Unteren Havel, welche zwischen ca. 0,12 mM (1,7 mg N L⁻¹) im Winter und 0,014 mM (0,2 mg N L⁻¹) im Sommer schwanken. Ein weiteres Szenario unterstellt eine ganzjährige Abwesenheit von Nitrat. In den übrigen Fällen wird eine ganzjährige Aufstockung auf 2 bzw. 5 mg N L⁻¹ angenommen.

In der Modellvariante 'Redox' zeigt sich die P-Rücklösung des Sediments nahezu unabhängig vom NO_3^- im überstehenden Wasser (Abb. 2.49a). Dagegen reagiert die Modellvariante 'Irrig' sensitiv auf veränderte NO_3^- -Konzentrationen im überstehenden Wasser (Abb. 2.49b). Die hypothetische, ganzjährige Aufstockung auf Werte oberhalb der gegenwärtigen Winter-Konzentrationen führt hier zu einer deutlich verminderten P-Rücklösung im Sommer. Im Fall der völligen Abwesenheit von Nitrat

wird ebenfalls eine verringerte sommerliche P-Rücklösung prognostiziert, dies geht jedoch mit einer erhöhten Rücklösung in den übrigen Jahreszeiten einher. Der reduzierte Nitrateintrag führt also in erster Linie zu einer saisonal vergleichmäßigten P-Abgabe des Sediments, bei insgesamt kaum veränderter Rücklösung ($\text{mmol P m}^{-2} \text{ a}^{-1}$). Das beschriebene Modellverhalten bleibt auch bestehen, wenn temporäre O_2 -Defizite im Zusammenhang mit Schichtungsereignissen berücksichtigt werden (ohne Abb.).

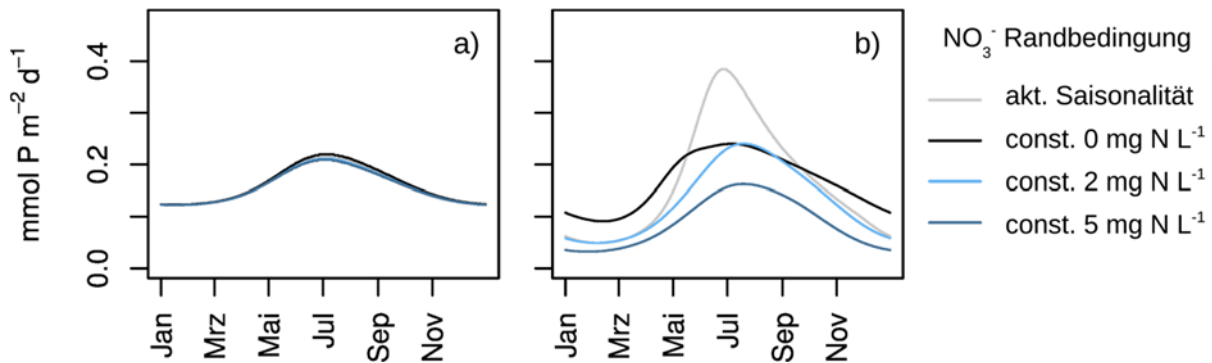


Abbildung 2.49. Simulierte P-Rücklösung aus dem Sediment bei unterschiedlichen Nitrat-Konzentrationen im Wasserkörper. a: Ohne Bioirrigation (Modellvariante 'Redox'); b: Mit Bioirrigation (Modellvariante 'Irrig').

Der Vergleich der Modellvarianten 'Redox' und 'Irrig' deutet an, dass der Bioirrigation eine große Bedeutung bzgl. des Nitrat-Effekts zukommen kann (Abb. 2.49a und b). Bei hoher Pumpaktivität der Organismen wird Nitrat aus dem überstehenden Wasser effektiv in eine mehrere cm mächtige Sedimentschicht eingetragen. Es kann dort die reduktive Auflösung der P-bindenden Fe-Hydroxide verhindern bzw. durch Oxidation von Fe^{2+} neue Sorptionskapazität schaffen. Ohne den Prozess der Bioirrigation bliebe die Wirkung des Nitrats dagegen auf eine oberflächennahe Schicht von wenigen mm Dicke begrenzt. Eine Reduzierung bzw. Aufstockung von NO_3^- würde die P-Rücklösung unter diesen Bedingungen nur unwesentlich modifizieren. In jedem Falle deutet das Szenario mit einer starken ganzjährigen Aufstockung der Nitratkonzentration auf 5 mg N L^{-1} an, dass ein wesentlicher Teil der P-Rücklösung nicht durch die Verfügbarkeit von Nitrat gesteuert wird. Dies legt nahe, dass ein Großteil der P-Rücklösung auf die schnelle Mineralisierung frisch sedimentierter organischer Substanz an der Sediment-Wasser-Kontaktzone zurückgeht.

Im Falle der übrigen Modellvarianten (siehe Tab. 2.14) wirkt sich eine veränderte Nitratkonzentration im Freiwasser praktisch nicht auf die P-Rücklösung aus. Dies folgt aus der Modellformulierung analog zu Soetaert et al. (1996), die annimmt, dass die mikrobielle Abbaurate nicht (direkt) vom verwendeten terminalen Elektronenakzeptor erbracht werden kann. Verwirft man diese Annahme und unterstellt einen Zusammenhang zwischen freier Energie der Oxidation (vgl. Emerson & Hedges, 2003) und Abbaurate (z.B. Dittrich et al., 2009), prognostiziert das Modell eine durch Nitrat induzierbare P-Rücklösung wie sie bereits von Jensen & Andersen (1992) diskutiert wurde.

Trotz insgesamt plausibler Resultate, sollten die Szenarioanalysen kritisch interpretiert werden. Dies wird klar, wenn man die mäßige Übereinstimmung zwischen simulierten und beobachteten P-Konzentrationen (Abb. 2.48) betrachtet. Dies trifft insbesondere auf die Modellvariante 'Redox' zu. Die generelle Unterschätzung der P-Konzentrationen in den oberen Sedimentschichten während des Sommers deutet an, dass die innerjährliche Amplitude der P-Rücklösung (Abb. 2.49) tendenziell unterschätzt wird.

Kopplung zwischen Sediment und Freiwasser

Mit Hilfe des 'rodeo'-Pakets wurde ein vereinfachtes ökologisches Seemodell basierend auf der Arbeit von Omlin et al. (2001) implementiert. Es simuliert Nährstoffe, Phytoplankton und Zooplankton in polymiktischen Seen. Am Beispiel des Langen Sees wurde der Prototyp eines gekoppelten Modells implementiert, welches die dynamische Interaktion zwischen Wasserkörper und Sediment beschreibt. Die weitergehende Analyse dieser Interaktion ist aktuell Schwerpunkt mehrerer studentischer Abschlussarbeiten.

Schlussfolgerungen und Ausblick

Im Modell konnten beobachtete saisonale Muster der Porenwasserkonzentrationen durch sehr unterschiedliche Hypothesen bzgl. der Stofftransport- und Umsatzprozesse im Sediment erklärt werden. Dies deutet an, dass noch keine sicheren quantitativen Rückschlüsse auf die interne Funktionsweise des Systems gezogen werden können. Aus den Modellergebnissen lässt sich jedoch ableiten, dass eine weitere Nitratreduktion für die Untersuchungsgewässer summarisch betrachtet keine wesentliche Erhöhung der P-Freisetzung bewirken wird. Darüber hinaus zeigen die Modellsimulationen, welche Untersuchungen notwendig sind, um die internen Mechanismen näher zu verstehen:

(1) Die in der Modellvariante 'Exfilt' getroffenen Annahmen bzgl. des Austauschs zwischen Wasserkörper und Aquifer sind zu verifizieren (z.B. durch Messung von Temperaturgradienten und bis in größere Tiefen reichende Porenwasserprofile).

(2) Die Bildungs- und Stabilitätsbedingungen P-haltiger Minerale müssen näher betrachtet werden, um die in der Modellvariante 'Temp' enthaltene Hypothese zu untersetzen bzw. zu verwerfen. Das betrifft u. a. das Mineral Vivianit (Rothe et al., 2016).

(3) Steuerfaktoren der Bioirrigation (Temperatur, Sauerstoff, Jahreszeit) müssen aufbauend auf den Arbeiten von Roskosch et al. (2012) weiter untersucht werden.

Aufgrund der o. g. Wissenslücken lässt sich die Wirkung von Nitrat auf die P-Rücklösung aus dem Sediment nur bedingt quantifizieren. Jedoch konnte klar gezeigt werden, dass eine deutliche Nitrat-induzierte Minderung der P-Rücklösung nur erwartet werden kann, wenn

(a) ein großer Teil der P-Bindungskapazität Redox-sensitiv ist

(b) gleichzeitig ein intensiver Austausch zwischen Wasserkörper und tieferen Sedimentschichten auf dem Wege der Bioirrigation stattfindet sowie

(c) die Stimulation der anaeroben Mineralisierung durch einen erhöhten Nitratreintrag von geringer Bedeutung ist.

Ausgehend von den aktuell bereits niedrigen Nitratkonzentrationen in den Untersuchungsgewässern ist davon auszugehen, dass eine weitere Absenkung der Nitratverfügbarkeit keine dramatische Erhöhung der Phosphor-Rücklösung zur Folge hat. Dies gilt unabhängig von den in den verschiedenen Modellvarianten getroffenen Annahmen. Die Modellanalyse stützt sich primär auf Messdaten aus der Unteren Havel. Deren Sediment ist durch einen hohen Gehalt nicht sulfidisch gebundenen Eisens sowie ein niedriges P:Fe-Verhältnis gekennzeichnet, womit o. g. Bedingung (a) erfüllt wird. Es ist plausibel anzunehmen, dass der 'Nitrat-Effekt' in Gewässern mit einem höheren P:Fe-Verhältnis bzw. einer stärkeren Sulfid-Fällung, darunter dem Langen See, tendenziell noch schwächer ausfällt.

Literatur

- Boudreau, B. (1996): A method-of-lines code for carbon and nutrient diagenesis in aquatic sediments. *Computers and Geosciences*, 22 (5): 479-496.
- Dittrich, M., Wehrli, B., & Reichert, P. (2009): Lake sediments during the transient eutrophication period: Reactive-transport model and identifiability study. *Ecological Modelling*, 220: 2751-2769.
- Emerson, S. & Hedges, J. (2003): Sediment diagenesis and benthic flux. In: *The Oceans and Marine Geochemistry*, Vol. 6 of *Treatise on Geochemistry*, Chapter 11: 293-319. Elsevier.
- Jensen, H. S. & Andersen, F. (1992): Importance of temperature, Nitrate and pH for Phosphate release from aerobic sediments of four shallow, eutrophic lakes. *Limnol. Oceanogr.*, 37: 577-589.
- Kneis, D., Chatterjee, C., & Singh, R. (2014): Evaluation of TRMM rainfall estimates over a large Indian river basin (Mahanadi). *Hydrology and Earth System Sciences*, 18: 2493-2502.
- Kneis, D. (2016): A code generator for R-based models. Special seminar of the Systems Analysis and Modelling group at EAWAG, Dübendorf, 2016-05-03. http://dkneis.github.io/rodeo/presentations/seminar-SIAM_20160503.pdf
- Kneis, D & Petzoldt, T. (2016): Differential equation-based models in R: An approach to simplicity and performance. The R user conference, June 27-30, Stanford USA. <http://user2016.org/>
- Lewandowski, J., Rüter, K. & Hupfer, M. (2002) Two-dimensional small-scale variability of pore water phosphate in freshwater lakes: Results from a novel dialysis sampler. *Environmental Science and Technology* 36: 2039-2047.
- Omlin, M., Reichert, P., & Forster, R. (2001): Biogeochemical model of Lake Zürich: Model equations and results. *Ecological Modelling*, 141: 77-103.
- Paraska, D. W., Hipsey, M. R., & Salmon, S. U. (2014): Sediment diagenesis models: Review of approaches, challenges and opportunities. *Environmental Modeling & Software*, 61: 297-325.
- Roskosch, A., Hette, N., Hupfer, M., Lewandowski, J. (2012): Alteration of Chironomus plumosus ventilation activity and bioirrigation-mediated benthic fluxes by changes in temperature, oxygen concentration, and seasonal variations. *Freshwater Science*, 31: 269-281.
- Rothe, M., Kleeberg, A., Hupfer, M. (2016): The occurrence, identification and environmental relevance of vivianite in waterlogged soils and aquatic sediments. *Earth Science Reviews* 168: 51-64.
- Soetaert, K., Herman, P. M. J., & Middleburg, J. J. (1996): A model of early diagenetic processes from the shelf to abyssal depth. *Geochimica et Cosmochimica Acta*, 60: 1019-1040.

2.4.4 Synthese

Björn Grüneberg (BTU), Michael Hupfer und Sylvia Jordan (IGB), Thomas Petzoldt und David Kneis (TUD)

Mit den experimentellen Untersuchungen wurde gezeigt, dass der Eisengehalt der Sedimente eine entscheidende Rolle für die Wirkung des Nitrats spielt. Unter sauerstofffreien Bedingungen hat Nitrat in **Fe-armen** Sedimenten erwartungsgemäß kaum eine Wirkung, weil sich nicht genügend Eisen an der Sedimentoberfläche anreichern kann, um eine quantitativ bedeutsame Rolle für den P-Rückhalt zu spielen. Nur durch längerfristige Zugabe hoher Nitratmengen lässt sich im Labor die P-Aufnahme auch bei Fe-armen Sedimenten etwas steigern. Für die P-Bilanz eines Gewässers und die P-Dynamik ist das aber ohne Bedeutung. Sehr interessant ist der Befund, dass relativ wenig Nitrat ($< 2 \text{ mg N L}^{-1}$) die P-Rücklösung in diesen Sedimenten zusätzlich vermindern kann, wenn gleichzeitig Sauerstoff vorhanden ist. Hier tritt ein summarischer Effekt von O_2 und NO_3^- hinsichtlich der Oxidationswirkung auf, der durch die Anwesenheit von röhrenbauenden Zuckmücken (Chironomiden)-Larven offenbar verstärkt wird. Diese im Sediment lebenden Mückenlarven pumpen O_2 - und NO_3^- -reiches Wasser über etwa 10-15 cm tiefe Röhren in tiefere Sedimentbereiche (Bioirrigation) und vergrößern somit an der Röhrenwandung die oxidierte Grenzfläche und damit die P-Bindekapazität um ein Vielfaches. Ohne Sauerstoff dagegen stellen Chironomiden-Larven ihre Aktivitäten weitestgehend ein, wodurch auch der effektive Transport von Nitrat in tiefere Sedimentschichten zum Erliegen kommt.

Unerwartete Effekte ergaben sich bei sehr **Fe-reichen Sedimenten** (> 6 % Fe-Gehalt), bei denen die P-Bindung nitratanabhängig war und wahrscheinlich durch das im Sediment vorhandene Eisen allein gesteuert wurde. Das Nitrat wirkt in diesen Fällen sogar kontraproduktiv, weil die Bildung von Vivianit an der Sedimentoberfläche gestört wird. Beim Vivianit handelt es sich um ein phosphorhaltiges Mineral, das an Luft blauschimmernde Kristalle bildet und auch in tiefen anoxischen Schichten eine langfristige P-Senke darstellt. Den größten Effekt hatte Nitrat zur Verminderung der P-Rücklösung bei einer mittleren Fe-Verfügbarkeit, wobei diese nicht nur vom Fe-Gehalt allein, sondern vor allem durch das Vorkommen von Schwefel und dem bereits gebundenem P beeinflusst wird. Abb. 2.50 illustriert in einfacher Form die dargestellten Randbedingungen, unter denen die Anwesenheit von Nitrat die P-Rücklösung aus Sedimenten wirksam unterdrückt.

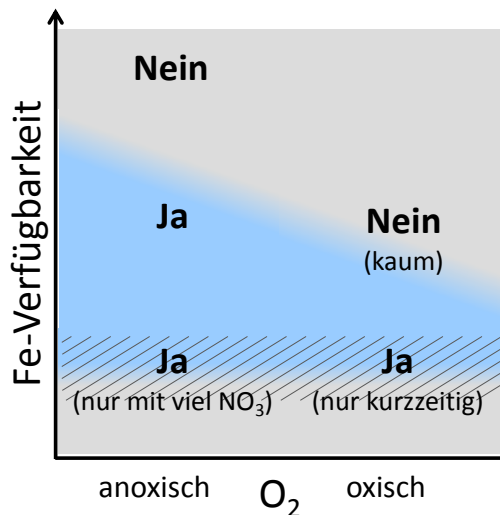


Abbildung 2.50. Vermindert die Anwesenheit von Nitrat die P-Rücklösung? Der blaue Bereich kennzeichnet die Bedingungen, unter denen Nitrat die P-Rücklösung aus dem Sediment vermindern kann. Für den schraffierten Bereich wurde bei Untersuchungen zwar eine Nitratwirkung gefunden, die aber quantitativ kaum relevant ist.

Die Szenarien mit Hilfe des mathematischen Modells bestätigen ebenfalls, dass Nitrat nur unter sehr engen geochemischen Randbedingungen die gewünschte Wirkung auf den P-Austausch zwischen Sediment und Wasser haben kann (Kap. 2.4.3). Das Auftreten einer sommerlichen P-Freisetzung selbst bei hohen Nitratkonzentrationen oder Sauerstoffanwesenheit zeigt, dass andere Mechanismen das grundlegende saisonale Muster der P-Freisetzung in Flachseen bestimmen. Zusammenfassend kann festgestellt werden, dass in vielen Fällen Nitrat kaum Einfluss auf die P-Rücklösung hat, wenn (1) zu wenig Fe für die Bildung P-bindender Hydroxide vorhanden ist und daher mikrobielle Mineralisation als P-Rücklösungsmechanismus dominiert, (2) bei mittlerer Fe-Verfügbarkeit die Oxidationswirkung von Sauerstoff bereits ausreicht, und (3) bei sehr hohen Fe-Gehalten die P-Bindung unabhängig von Nitrat oder Sauerstoff ist.

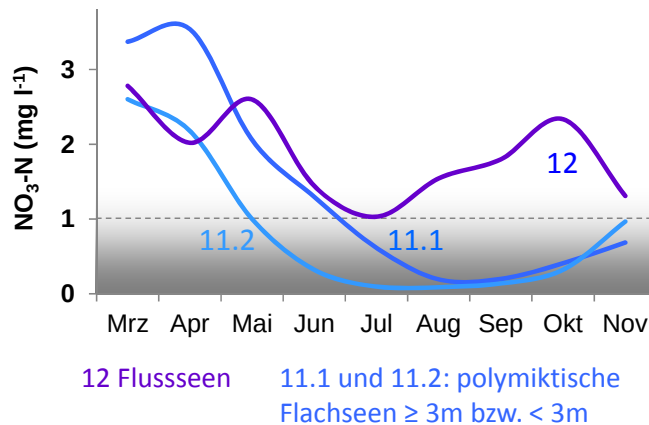


Abbildung 2.51. Nitratkonzentration in unterschiedlichen Seetypen, die in 90 % der jeweiligen Seen unterschritten wird.

Welche praktischen Konsequenzen haben die Ergebnisse für die Bewirtschaftung von Seen? In den meisten Fällen wird die durch NO_3^- -ausgelöste zusätzliche P-Bindekapazität quantitativ unbedeutend sein. Für die Untersuchungsgewässer konnte gezeigt werden, dass die P-Bindekapazität des Sediments nur schwach an die NO_3^- -Konzentration im Wasserkörper gekoppelt ist. Dies liegt vor allem an der großen Bedeutung redoxunabhängiger P-Bindungsmechanismen. Ein deutlicher Anstieg der P-Rücklösung aus dem Sediment aufgrund weiter verminderter NO_3^- -Einträge ist in den meisten Flachseen der Region daher nicht zu befürchten.

Auch bei ausreichender Fe-Verfügbarkeit bedarf es einer Einzelfallbetrachtung, ob die Verminderung der P-Rücklösung aus dem Sediment durch Nitrat gewässerökologisch relevant ist. Praktikable Methoden zur Prognose stehen durch das Projekt zur Verfügung. Beispielsweise wurde für die Berliner Unterhavel gezeigt, dass der saisonale Verlauf der P-Rücklösungsrate durch P-Mobilisierung aus der frischen, obersten Sedimentschicht gespeist wird und kaum durch Nitrat beeinflussbar ist. Aufgrund hoher Nitrat-Zehrungsraten ist die zeitliche Reichweite der Nitratwirkung beim Übergang zu O_2 -freien Bedingungen auf wenige Stunden bis Tage beschränkt.

Entscheidend für die Beurteilung, ob Nitrat für den P-Haushalt von Flachseen in der Region Berlin/Brandenburg eine Rolle spielt, ist vor allem, dass ausreichend Nitrat in den meisten Fällen nur im Frühjahr zur Verfügung steht, nicht jedoch im Sommer, wenn die P-Rücklösung bedeutsam für den internen P-Haushalt wäre (Abb. 2.51). Eine weitere Reduzierung der Stickstoffeinträge würde diese Situation logischerweise nicht verändern. Mit Blick auf den P-Austausch zwischen Sediment und Wasser spricht allerdings auch nichts gegen eine kontinuierliche Zufuhr von Nitrat. Die Untersuchungen bestätigen auch, dass dem Schwefel eine zentrale Rolle für den P-Rückhalt in Gewässern zukommt, weil er die Verfügbarkeit von Eisen vermindert. Deswegen sollte das Ziel von Bewirtschaftungsmaßnahmen auf eine hohe Fe-Verfügbarkeit gerichtet sein, was durch Maßnahmen zur Verminderung der Trophie sowie eine Reduzierung des Sulfateintrages erreicht werden kann.

MODUL 3 NÄHRSTOFFREDUKTION - PLANUNG, KOSTEN, NUTZEN UND AKZEPTANZ

Basierend auf den Ergebnissen aus NITROLIMIT I wurde empfohlen, zur Verbesserung der Gewässergüte die Einträge von Phosphor und Stickstoff zu reduzieren. In NITROLIMIT II sollten gemeinsam mit assoziierten Partnern (insbesondere LUGV, NP-DH, SenStadtUm und BWB) Strategien und Konzepte zur Umsetzung von Maßnahmen zur Nährstoffreduktion für drei Modellregionen, Storkower Seenkette, Untere Havel und weitere Berliner Gewässer, erarbeitet werden. Die Planung wurde begleitet durch Studien zu Aspekten von Kosten, Nutzen und Akzeptanz von Maßnahmen.

3.1 Strategien und Konzepte zur Nährstoffreduktion**3.1.1 Konzepte zur Nährstoffreduktion in der Storkower Seenkette und Vorbereitungen zur Umsetzung von Maßnahmen**

Jacqueline Rücker und Claudia Wiedner (BTU)

Hintergrund

Die Scharmützelseeregion ist mit ihren über natürliche Fließe und künstliche Kanäle vernetzten Gewässern typisch für die Norddeutsche Tiefebene. Gräben, die die Felder be- oder entwässern, ermöglichen eine landwirtschaftliche Nutzung. Durch ihren Wald- und Gewässerreichtum (Abb. 3.1) ist die Region auch für den Tourismus attraktiv. Die Wasserstände werden, angepasst an die Bedürfnisse von Schifffahrt und Landwirtschaft, künstlich reguliert.

Mitte der 1990er Jahre befanden sich alle Seen der Region im hocheutrophen bis polytrophen Zustand. Die einzige Ausnahme war der Tiefe See, der am Beginn des hydrologischen Einzugsgebietes (EZG) liegt (Abb. 3.1). Etwa 1990 wurde mit der Sanierung des Einzugsgebietes begonnen. Punktquellen von Nährstoffeinträgen wurden beseitigt und der Anschlussgrad der Bevölkerung an die zentrale Abwasserentsorgung stieg von ca. 25 % Ende der 1980er Jahre auf fast 100 %. Die Kläranlage Storkow wurde ausgebaut und reinigt fast das gesamte Abwasser der Region (22.202 Einwohnergleichwerte (EWG); MLUL 2011). Daneben gibt es zwei kleinere Kläranlagen (Friedersdorf (1 650 EWG) und Wolzig (467 EWG; MLUL 2011), die beide in den Kuppengraben I ableiten (Abb. 3.2B, D).

Als Reaktion auf die Sanierung des Einzugsgebietes sank, mit unterschiedlicher Zeitverzögerung, die Trophie der Seen meist um 2 Stufen. Es besteht allerdings ein deutlicher Trophiegradient (Tab. 3.1) unterhalb des Scharmützelsees, der sich an der Grenze zum mesotrophen Zustand befindet, hin zum Langen See am Ende der Seenkette, der nach LAWA (2014) als polytroph 1 eingestuft wird (vgl. Modul 1.2.2). Trotz der teils deutlichen Verbesserung erreicht gegenwärtig, außer dem Tiefen See, keiner den von der EU-WRRL geforderten guten ökologischen Zustand. Besonders groß sind die Abweichungen der TN- und TP-Konzentrationen von den Zielwerten zur Erreichung des guten ökologischen Zustandes (vgl. Modul 1.1) im Wolziger See (TN um 55 %, TP um 139 % zu hoch) und Stahnsdorfer See (TN um 118 %, TP um 170 %).

Ziele

Ziel dieses Teilprojektes war es, beispielhaft für die Storkower Seenkette, die am Abfluss des Scharmützelsees beginnt, die Ursachen der zu hohen Nährstoffkonzentrationen in den Seen zu ermitteln und ein Konzept zur Reduktion von Nährstoffeinträgen und der Verbesserung der Gewässergüte zu erarbeiten. Dazu wurden:

- A) Nährstoffemissionen und Nährstofffrachten basierend auf der Landnutzung des EZG ermittelt,
- B) die Auswirkung der Umsetzung von Agrarumweltmaßnahmen aus Modul 3.2 auf die Wasserqualität in ausgewählten Seen abgeschätzt,
- C) für das Teileinzugsgebiet des Wolziger Sees Nährstofffrachten auf der Grundlage von Messdaten berechnet und darauf basierend
- D) Sanierungsmaßnahmen für Nährstoffreduktionen im EZG vorgeschlagen und erörtert.

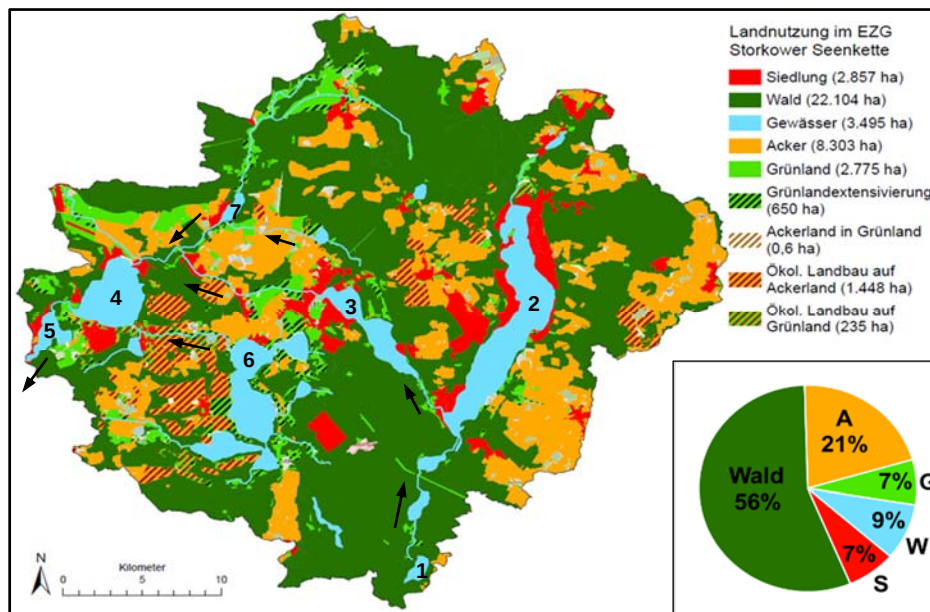


Tabelle 3.1. Trophischer Zustand und Trophie-Index nach LAWA (2014) (Mittelwert 2011–2015).

See		Trophie	
1	TIE	1,58	m1
2	SCH	2,53	e1
3	STO	2,67	e1
4	WOL	3,26	e2
5	LAN	3,72	p1
6	GS	3,96	p1
7	STA	4,59	p2

Abbildung 3.1. Landnutzung im Einzugsgebiet der Storkower Seenkette und Flächenanteile von Wald, Ackerland (A), Grünland (G), Gewässern (W) und Siedlungen (S). 1=Tiefer See, 2=Scharmützelsee (SCH), 3=Storkower See (STO), 4=Wolziger See (WOL), 5=Langer See (LAN), 6=Großschauener See (GS), 7=Stahnsdorfer See (STA). Kartenerstellung durch Ralph Riedl (@OpenStreetMap (and) contributors, CC-BY-SA; vgl. Modul 3.2). Trophischer Zustand: m=mesotroph, e=eutroph, p=polytroph.

Methoden und Datengrundlage

A) Abschätzung von Nährstoffemission und Nährstofffrachten auf Basis von Landnutzungsdaten

Die Daten hierfür wurden vom LUGV zur Verfügung gestellt. Sie wurden von Katrin Quiel auf Basis von Daten der Landnutzung, Bodenarten, Grundwasser u.s.w. nach LUGV (2015) berechnet. Für die Berechnung der Netto-Emissionen aus den Flächen wurde nur die Retention im Boden und Grundwasser berücksichtigt, jedoch keine Retention in Fließgewässerabschnitten oder Seen und keine Weitergabe der Nährstoffe in unterliegende Gewässer.

B) Auswirkung der Umsetzung von Agrarumweltmaßnahmen

Im Rahmen von Modul 3.2 wurden die Landnutzung sowie die aktuelle Umsetzung von Maßnahmen des Kulturlandschaftsprogramms (KULAP) im gesamten Scharmützelseegebiet analysiert. Das Potenzial der Ausweitungen von KULAP-Maßnahmen zur weiteren Nährstoffreduktion wurde aufgezeigt und die Kosten berechnet, die mit ihrer Umsetzung verbunden sind. Für die mögliche Ausweitung von KULAP-Maßnahmen wurden 3 Szenarien der Umsetzung auf unterschiedlichen Anteilen der landwirtschaftlichen Nutzflächen sowie die daraus resultierende Verminderung der N-Austräge berechnet. Diese wurden als Eingangsdaten für ein empirisches Modell (OECD, 1982) benutzt,

mit dessen Hilfe die Änderung der TN-Konzentrationen in drei Seen unter Verwendung eines mittleren Durchflusses und mittlerer TN-Konzentrationen für den Zeitraum 2011 – 2015 berechnet wurde.

C) Erhebung von Daten zur Gewässergüte und Hydrologie und Berechnung von Nährstofffrachten

Als Basis für die Beurteilung der Gewässergüte sowie den Quellen und Pfaden der Nährstoffeinträge wurden alle verfügbaren Daten zur Hydrologie und Gewässergüte zusammengetragen. Die Auswertung beruht vor allem auf einem investigativen Monitoringprogramm des LUGV für den Zeitraum Juni 2011 bis Mai 2012 (monatliche bis 14tägliche Durchfluss- und Gütemessungen), monatlichen Gütedaten aus dem operativen Monitoring des LUGV von 2000 – 2015 sowie Gütedaten aus dem Langzeituntersuchungsprogramm des Lehrstuhls Gewässerschutz der BTU. Tägliche Durchflussmessungen lagen für den Abfluss der Großschauener Seenkette (LUGV) sowie für den Abfluss des Scharmützelsees (Schleuse Wendisch Rietz; WSA) und den Storkower Kanal an der Schleuse Kummersdorf (WSA) vor. Die Betreiber der drei Kläranlagen stellten Daten der Ablaufkonzentrationen und Ablaufmengen zur Verfügung (vgl. Lehmann 2016).

Die Zusammenführung und Auswertung von Daten des LUGV, des WSA und der BTU hatte ergeben, dass Datenlücken zu Durchflüssen und Nährstoffkonzentrationen vor allem im Gebiet des Stahnsdorfer Sees, der in den Storkower Kanal entwässert, bestehen. Ferner gab es zum Einfluss des Kuppengrabens I auf die Wasserqualität des Storkower Kanals im Mündungsbereich des Wolziger Sees bislang gar keine Informationen. Daher wurde von der BTU ein Messprogramm aufgelegt, um neue Daten im EZG des Wolziger Sees zu erheben. Von Februar 2015 bis März 2016 wurden an insgesamt 10 Probestellen an den Zuflüssen des Wolziger Sees (Görsdorfer Mühlenfließ, Storkower Kanal), an den Zuflüssen (Rieploser Fließ, Koblenzgraben) und am Abfluss (Stahnsdorfer Fließ) des Stahnsdorfer Sees am Ende des Kuppengrabens I (Abb. 3.2B) etwa 14tägliche Wasserstands- und Durchflussmessungen durchgeführt sowie Wasserproben für die Bestimmung der TN- und TP-Konzentrationen entnommen. Außerdem wurden 3 Pegellogger installiert und für 5 Stationen Wasserstands-Durchflussbeziehungen zur Ermittlung von Durchflüssen erstellt. Details zum Messprogramm siehe Lehmann (2016). Für die Berechnung der Nährstofffrachten wurden durch lineare Interpolation zwischen den Messwerten Tageswerte für Konzentrationen und Durchfluss erzeugt und miteinander multipliziert. Für den Storkower Kanal wurde der Durchfluss aus der mittleren Abflussspende der Pegel Wendisch Rietz und Kummersdorf und der Einzugsgebietsfläche berechnet.

D) Planung von Sanierungsmaßnahmen im Gebiet des Stahnsdorfer Sees

Die Planung von möglichen Sanierungsmaßnahmen im Gebiet des Stahnsdorfer Sees wurde mit Vertretern von LUGV, NP-DH, BTU, TU Berlin sowie WLW Untere Spree bei mehreren Treffen und Geländebegehungen besprochen. Bei einem Vor-Ort-Termin im Mai 2015 war auch ein Vertreter des Ingenieurbüros AKUT anwesend, das mit einer Machbarkeitsstudie (AKUT, 2016) beauftragt wurde. Darin wurden verschiedene Varianten bzw. Flächen von künstlichen Feuchtgebieten zur Reduzierung von Nährstofffrachten bezüglich ihrer Reduktionsleistung von N und P sowie ihrer Bau- und Betriebskosten verglichen. Durchfluss- und Konzentrationswerte wurden von der BTU bereitgestellt.

Ergebnisse

A) Abschätzung von Nährstoffemission und Nährstofffrachten auf der Basis von Landnutzungsdaten

Durch den größeren Anteil von landwirtschaftlich genutzten Flächen (Abb. 3.1) wurden für den westlichen Teil des Untersuchungsgebietes höhere Stickstoff- und Phosphor-Nettoausträge aus den Teileinzugsgebieten ermittelt (Abb. 3.2A, C). Das Teileinzugsgebiet des Rieploser Fließes, in das die Kläranlage Storkow entwässert, fällt insbesondere durch hohe Netto-Phosphor-Emissionswerte auf.

Unabhängig von der Lage der Seen im Einzugsgebiet stammen 50 – 70 % der N-Einträge aus der Landwirtschaft, bei P nur etwa ein Drittel (Abb. 3.3). Dabei wurden verschiedene Eintragspfade (z.B. Sickerwasser, Abschwemmung, Erosion) in Abhängigkeit von der Flächennutzung (Landwirtschaft, urban, natürlicher Hintergrund) zusammengefasst. Bei den P-Einträgen fällt der hohe Anteil des geogen bedingten natürlichen Hintergrundes auf. Beim Stahnsdorfer See ist der vergleichsweise hohe Anteil von P aus urbanen Quellen dem Einfluss der Kläranlage Storkow geschuldet (vgl. Abb. 3.2D).

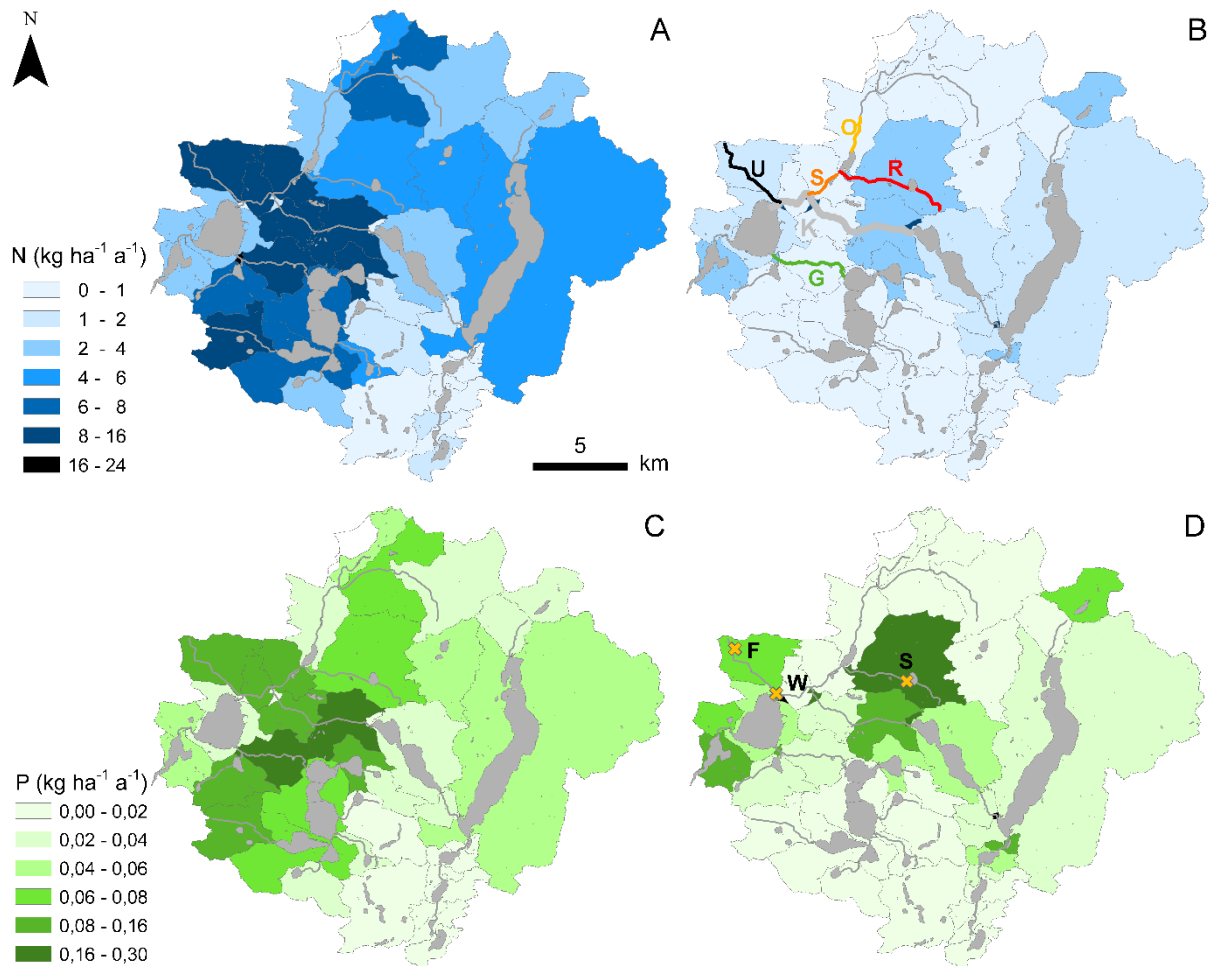


Abbildung 3.2. Stickstoff- (A, B) und Phosphor-Netto-Emissionen (C, D), die aus der landwirtschaftlichen (A, C) und der urbanen Nutzung (B, D) der Teileinzugsgebiete stammen. Berechnung Katrin Quiel nach LUGV (2015). Frachtmessungen am (B): Rieploser Fließ (R), Koblenzgraben (O), Stahnsdorfer Fließ (S), Kuppengraben I (U), Storkower Kanal (K), Görsdorfer Mühlenfließ (G). Einleitstellen der Kläranlagen (D): Storkow (S), Friedersdorf (F), Wolzig (W). Geografische Daten (MLUL, 2014).

B) Auswirkung der Umsetzung von Agrarumweltmaßnahmen

Nach den Berechnungen von Szenarien zur Ausweitung von KULAP-Maßnahmen in Modul 3.2 kann eine Reduktion der TN-Frachten für den Langen See um 0,4 bis 1,7 t pro Jahr erwartet werden (vgl. Abb. 3.5 und Modul 3.2). Diese Reduktion ist in Anbetracht der aktuellen Nährstofffrachten sehr gering, wobei zu bemerken ist, dass die Frachtschätzungen, je nach Methode, weit auseinanderliegen. So beträgt die aus der Landnutzung nach LUGV (2015) berechnete TN-Fracht am Zulauf des Langen Sees $22,9 \text{ t a}^{-1}$. Bei Berechnung aus den Monatsmitteln der gemessenen Konzentrationen und Durchflüsse wurden jedoch $40,9 \text{ t a}^{-1}$ als langjähriger Mittelwert für 2000 – 2014 ermittelt. Für die TP-Fracht sind die Unterschiede mit 1,6 bzw. $2,9 \text{ t a}^{-1}$ ähnlich gravierend. Prüft man die Werte mit empirischen Modellen (z.B. OECD, 1982), scheinen die höheren, gemessenen Frachten plausibler zu

sein. Diese wurden für die Abschätzung des Effektes von Nährstoffreduktionsmaßnahmen in der Landwirtschaft verwendet. In Abbildung 3.4 wurden die aktuellen und verminderten Konzentrationen den seetypspezifischen TN-Zielwerten für die Erreichung des guten ökologischen Zustands (vgl. Modul 1.1) gegenübergestellt. Trotz einer leichten Verminderung der TN-Konzentrationen bliebe der Stahnsdorfer See weit entfernt vom Zielwert, der Wolziger See würde den Vertrauensbereich des Zielwertes bereits erreichen. Im Langen See würde die N-Limitation weiter verstärkt werden und könnte zu einer Verringerung der Phytoplanktonbiomasse führen.

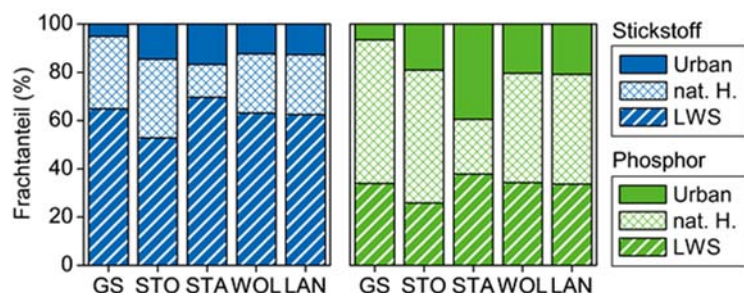


Abbildung 3.3. Anteile der Einträge, die aus der landwirtschaftlichen (LWS) und der urbanen Nutzung bzw. dem natürlichen Hintergrund (nat. H.) stammen an der N- und P-Fracht in Seen (Abkürzungen s. Tab. 3.1). (Berechnung Katrin Quiel, LfU nach LUGV (2015) unter Berücksichtigung von Nährstoffretention in den Gewässern und der Weitergabe der Nährstofffrachten).

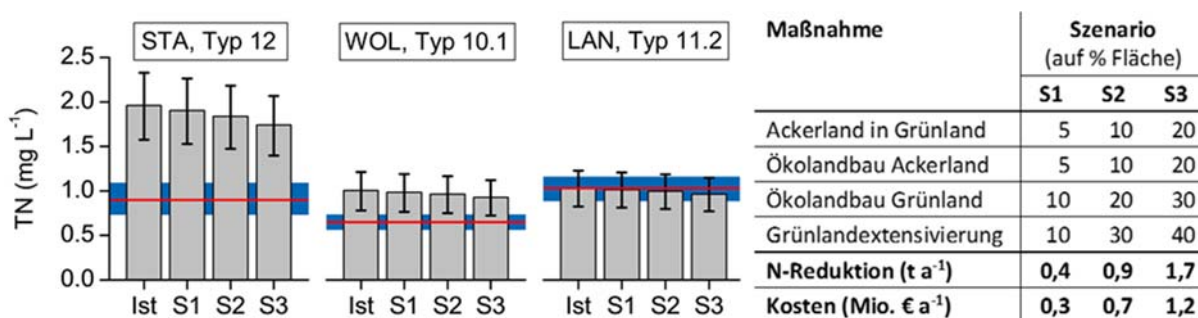


Abbildung 3.4. TN-Konzentration im Stahnsdorfer (STA), Wolziger (WOL) und Langen See (LAN). Ist-Zustand sowie Veränderung bei Umsetzung der in der Tabelle aufgeführten Umsetzung von KULAP-Maßnahmen (S1 – S3) auf dem angegebenen Anteil der landwirtschaftlichen Nutzfläche im EZG der Seen, berechnet mit einem empirischen Modell (OECD, 1982) aus mittleren TN-Konzentrationen der Seen und dem mittleren Durchfluss für den Zeitraum 2011 – 2015. Die Reduktion der TN-Fracht und die geschätzten Kosten sind für das gesamte Einzugsgebiet (LAN) angegeben (siehe Modul 3.2).

C) Bestimmung von Nährstofffrachten im Einzugsgebiet des Wolziger Sees

Für die Planung von Sanierungsmaßnahmen im Einzugsgebiet des Wolziger Sees war es notwendig, die hydrologischen Bedingungen und Nährstofffrachten in ihrem saisonalen Verlauf zu bestimmen. Abbildung 3.5 zeigt die Beiträge verschiedener oberirdischer Teileinzugsgebiete (vgl. Abb. 3.2B) zum Durchfluss und zur Nährstofffracht in den Wolziger See als Jahreswerte sowie für das Sommer- und Winterhalbjahr. Auf Grund der höheren Durchflüsse sind die Nährstofffrachten im Winterhalbjahr (Nov. – April) stets höher als im Sommer. Neben dem Görsdorfer Mühlenfließ ist der Hauptzufluss in den Wolziger See der Storkower Kanal, in den das EZG des Stahnsdorfer Fließes mündet. Obwohl das Görsdorfer Mühlenfließ nur rund 20 % der Wassermenge liefert, transportiert es 30 % der N-Fracht im Sommer und 40 % im Winter. Ursache sind die hohen N-Konzentrationen durch die intensive

landwirtschaftliche Nutzung des Gebietes um die Großschauener Seen (vgl. Abb. 3.1 und 2A). Das EZG des Stahnsdorfer Fließes fällt insbesondere dadurch auf, dass es im Sommerhalbjahr die Hälfte der P-Fracht für den Wolziger See liefert bei nur rund $\frac{1}{4}$ der Wassermenge. Dabei ist nicht nur das Rieplöser Fließ Quelle der großen P-Fracht, sondern vor allem der Stahnsdorfer See mit seinem Rest-EZG. Auf Grund der jahrzehntelangen Beeinflussung durch den Klärwerksablauf wird eine hohe Belastung der Sedimente im See und des Grundwassers in den angrenzenden Auen vermutet. Auch der andere Klärwerksableiter (Kuppengraben I) bringt trotz geringer Wasserführung beträchtliche Nährstofffrachten. Obwohl alle Klärwerke die Grenzwerte der Ablaufkonzentrationen laut Genehmigungsbescheid einhalten, bleibt eine Restfracht, die in die Vorfluter abgegeben wird.

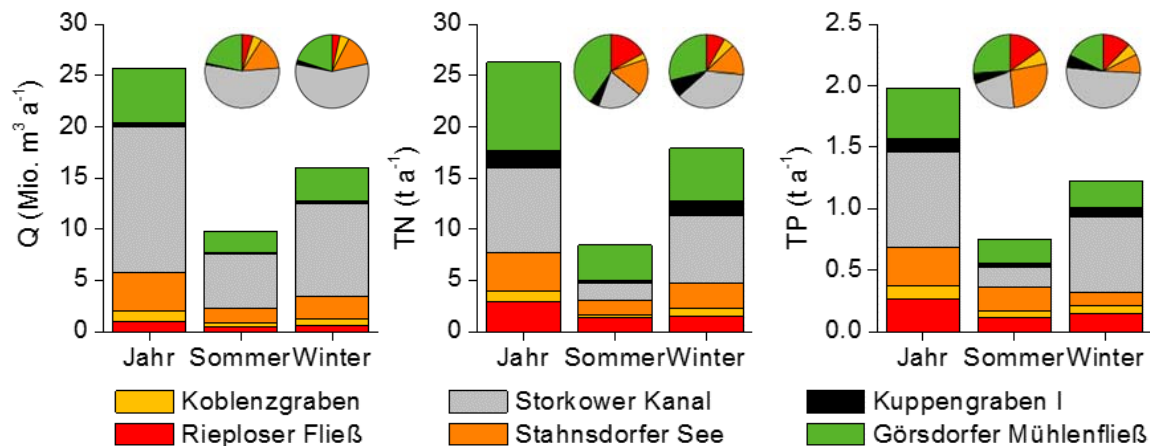


Abbildung 3.5. Durchflüsse (Q), TN- und TP-Frachten aus den Teileinzugsgebieten des Wolziger Sees 2015/16. Für den Storkower Kanal wurden rechnerisch die Beiträge der Teil-EZG Kuppengraben I und Stahnsdorfer Fließ (rote Farbtöne) ermittelt. Letzteres setzt sich aus dem Koblenzgraben, dem Rieplöser Fließ sowie einem errechneten Restanteil aus dem EZG des Stahnsdorfer Sees zusammen.

D) Planung von Sanierungsmaßnahmen im Gebiet des Stahnsdorfer Sees

Von den 7 untersuchten Flächen zur potenziellen Anlage von künstlichen Feuchtgebieten (Abb. 3.6) wurde die Umleitung des Rieplöser Fließes über einen künstlichen Schilfpolder in das Stahnsdorfer Fließ unterhalb des Sees als effektivste und kostengünstigste Maßnahme ermittelt (4-V1 in Tab. 3.2; AKUT, 2016). Das vergleichsweise hohe Nährstoffretentionsvermögen von über 40 % ergibt sich aus den relativ hohen Nährstoffkonzentrationen im Rieplöser Fließ, die durch den Ablauf der Kläranlage Storkow bedingt sind. Würde der Polder mit Wasser aus dem Ablauf des Stahnsdorfer Sees beschickt (4-V2, 4-V3), sinkt das Retentionsvermögen für TN auf rund 10 %, für TP auf rund 7 %. Für Variante 4-V1 wurde eine Reduzierung der TN-Fracht für Wolziger See um 5,5 % bzw. der TP-Fracht um 4,2 % geschätzt. Für den Stahnsdorfer See hingegen kann keine sichere Verbesserung der Wasserqualität mit Hilfe von empirischen Modellen (OECD, 1982) vorhergesagt werden, da mit der Umleitung des Rieplöser Fließes dem See ca. $\frac{1}{3}$ des Durchflusses entzogen wird und sich die theoretische Wasseraufenthaltszeit verlängert. Die Varianten 4-V2 und 4-V3 würden eine Entlastung des Wolziger Sees um 2,5 % der TN-Fracht bzw. 3,3 % der TP-Fracht bedeuten. Das vorliegende Gutachten hat den Charakter einer Machbarkeitsstudie. Vor einer möglichen Umsetzung von Maßnahmen würde eine Detailplanung und weitergehende Prüfung der Daten erfolgen. Dabei sollte die saisonale und interannuelle Variabilität des Durchflusses in den Fließen, auch vor dem Hintergrund klimatischer Veränderungen, berücksichtigt werden. Nach den Beobachtungen im relativ trockenen Sommer 2015 wird das Rieplöser Fließ zur Bewässerung der landwirtschaftlichen Flächen angestaut, und es fließt fast kein Wasser mehr ab. Daher wäre bei Beschickung des Schilfpolders über das Stahnsdorfer Fließ (4-V2, 4-V3) die Versorgung des Polders mit Wasser und somit eine Nährstoffretention in Trockenzeiten

besser gewährleistet. Diese Variante wäre auch deshalb durchaus sinnvoll, weil die P-Rücklösung im Stahnsdorfer See einen bedeutenden Beitrag zur P-Fracht des Stahnsdorfer Fließes im Sommer leistet (Abb. 3.5).

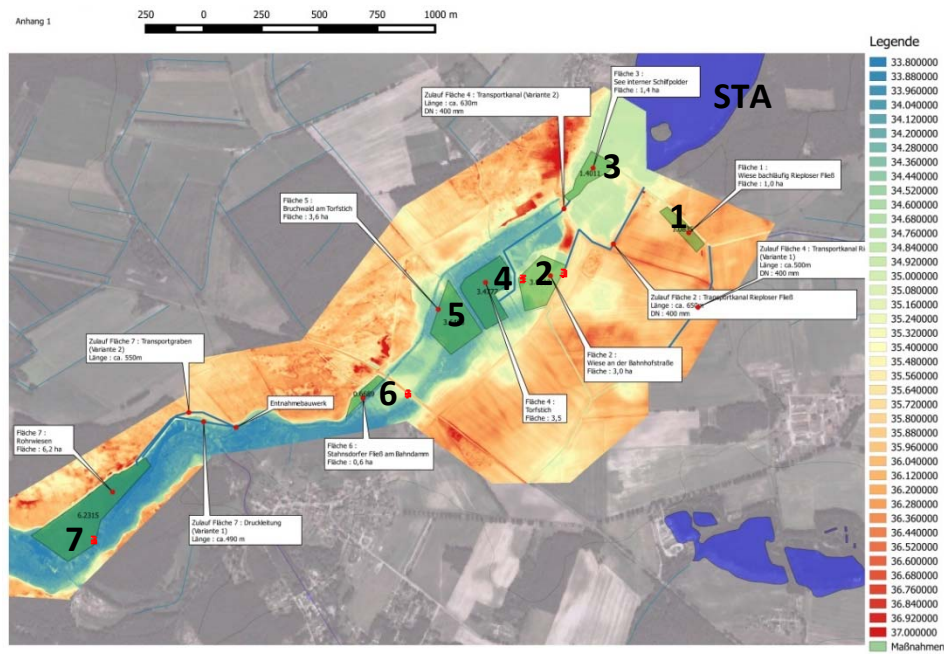


Abbildung 3.6. Potenzielle Flächen für die Anlage von künstlichen Feuchtgebieten zur Reduktion von Nährstofffrachten am Rieploser Fließ (1), im Ablauf des Stahnsdorfer Sees (STA; 3), entlang des Stahnsdorfer Fließes (2, 4, 5, 6) bis zum Storkower Kanal (7) aus dem Gutachten von AKUT (2016). Zur besseren Lesbarkeit wurden die Flächennummern ergänzt.

Tabelle 3.2. Zusammenfassung der Retentionspotenziale und der zu erwartenden Baukosten für künstliche Feuchtgebiete; entnommen aus AKUT (2016). Lage und Nummern der Flächen entsprechen Abbildung 3.6. V steht für verschiedene Varianten der Wasserzuführung.

Flä- che	A_ ges	Filterleis- tung	Q_zu, a m	Be- hand- lungs grad	Retentionsvermögen				Baukosten
					absolut [kg/a]		relativ		geschätzt
Nr.	[ha]	[m³/a]	[m³/a]	[%]	P	N	P	N	
1	1,08	374.490	1.017.900	37%	28,9	404,1	11,9%	12,5%	270.000 €
2	3,01	1.043.718	1.017.900	103%	80,5	1126,2	33,1%	34,8%	948.102 €
3	1,4	485.450	4.238.045	11%	31,1	180,9	3,9%	2,0%	350.000 €
4-V1	3,48	1.206.690	1.017.900	119%	98,0	1370,5	40,3%	42,3%	931.219 €
4-V2	3,48	1.206.690	4.238.045	28%	77,4	613,6	9,8%	6,9%	915.102 €
4-V3	3,48	1.206.690	4.238.045	28%	77,4	613,6	9,8%	6,9%	870.000 €
5	3,65	1.265.638	4.238.045	30%	81,2	643,6	10,3%	7,2%	912.500 €
6	0,67	232.323	4.238.045	5%	2,9	22,7	0,4%	0,3%	167.500 €
7-V1	6,23	2.160.253	4.238.045	51%	138,6	1098,5	17,5%	12,3%	2.001.290 €

Fazit

Diese Studie hat belegt, dass hohe Nährstofffrachten aus den Einzugsgebieten für die Verfehlung der Ziele der EU-WRRRL verantwortlich sind. Nach der Beseitigung von Punktquellen dominieren heute diffuse Einträge, die bei Stickstoff vor allem aus der Landwirtschaft stammen. Ferner konnte gezeigt werden, dass Klärwerksabläufe die Wasserqualität in den unterliegenden Gewässern beeinträchtigen, auch wenn die N-Frachten aus diesen Punktquellen im Vergleich zu den Einträgen aus der Landwirtschaft gering sind. Hier sind vor allem hohe P-Frachten problematisch. Die Frachtbestimmungen an verschiedenen Messstellen im Görsdorfer Mühlenfließ und im Rieplöser Fließ haben bestätigt, dass die Nährstoffretention in den Fließten nur gering ist. Als Ursache für die geringe biologische Reinigungsleistung werden die strukturellen Defizite und die gegenwärtige Bewirtschaftungspraxis angesehen.

Wie die Untersuchungen im Gebiet des Wolziger Sees und des Stahnsdorfer Sees gezeigt haben, muss die Saisonalität von Nährstofftransport und möglichen Nährstoffremobilisierungsprozessen in Gewässern und Auen bei der Planung von Sanierungsmaßnahmen berücksichtigt werden. Nährstoffpulse aus stark belasteten Gräben (z.B. Kuppengraben I) nach Regenereignissen können besonders im Sommer zu hohe Phytoplanktonbiomassen in den unterliegenden Seen beitragen. Auch Schiffahrtskanäle können einen großen Einfluss auf die Wasserqualität der vernetzten Seen in der Norddeutschen Tiefebene haben und sollten daher künftig im Gütemanagement mehr Aufmerksamkeit erhalten. Auf Grund geringer Durchflüsse im Sommer verhält sich z.B. der Storkower Kanal eher wie ein Flachsee als wie ein Fließgewässer. Die aus den Zuläufen eingetragenen Nährstoffe werden effektiv in Phytoplanktonbiomasse umgesetzt und gelangen als partikuläre, organische Nährstofffracht in die unterliegenden Seen.

Es sind also sowohl Maßnahmen zur Reduzierung von Nährstoffausträgen aus landwirtschaftlichen Flächen als auch die weitere Optimierung von Kläranlagen und Sanierungsmaßnahmen an Klärwerksabläufen erforderlich. Die prognostizierte Konzentrationsabnahme in den Seen scheint zwar gering, aber es ist ein kumulativer Effekt von verschiedenen Einzelmaßnahmen zu erwarten, die durch biologische Reaktionen im Gewässer, wie Nahrungsnetzeffekte, noch verstärkt werden können.

Literatur

- AKUT Umweltschutz Ingenieure Burkard und Partner (2016): Gutachterliche Stellungnahme: Nährstoffretention mit Hilfe von künstlichen Feuchtgebieten im EZG Storkower Seenkette. 22 S.
- LAWA (Länderarbeitsgemeinschaft Wasser) (2014): Trophieklassifikation von Seen. Richtlinie zur Ermittlung des Trophie-Index nach LAWA für natürliche Seen, Baggerseen, Talsperren und Speicherseen. Empfehlungen Oberirdische Gewässer. LAWA – Bund/Länder Arbeitsgemeinschaft Wasser (Ed.). Access-Auswertungstool. Report: <http://www.lawa.de/Publikationen.html>, Access-Tool Version 1.1: http://www.gewaesserfragen.de/publikationen_2012.htm.
- Lehmann, Eric (2016): Ermittlung von Stickstoff- und Phosphorfrachten als Grundlage zur Planung von Sanierungsmaßnahmen im Einzugsgebiet des Wolziger Sees. Bachelor Arbeit, BTU Cottbus - Senftenberg.
- LUGV (Landesamt für Umwelt, Gesundheit und Verbraucherschutz des Landes Brandenburg) (2015): Methodik der Nährstoffbilanzierung in Brandenburg als Grundlage für die Ausweisung von Maßnahmen zur Nährstoffreduzierung für den BWPL 2014. Fachbeiträge 144. 23S.
- MLUL (Ministerium für Ländliche Entwicklung, Umwelt und Landwirtschaft des Landes Brandenburg) (2011): Kommunale Kläranlagen und Einleitstellen im Land Brandenburg [kommka.shp; kommeinleit.shp], Stand 31.12.2011; <http://www.metaver.de/search/dls/dataset/365B64CD-55CA-4C65-8F48-8B93B9C06E40/4266D9C1-D20B-4922-B8B2-6BA116243CCE>
- MLUL (2014): <http://www.mugv.brandenburg.de/lu/gis/ezg25.zip>; <http://www.mugv.brandenburg.de/lu/gis/gewnet25.zip>; <http://www.mugv.brandenburg.de/lu/gis/seen25.zip>; <http://www.mlul.brandenburg.de/lu/gis/kommka.zip>. Aufgerufen am 09.09.2014.
- OECD (Organization for Economic Cooperation and Development) (1982): Eutrophication of Waters – Monitoring, assessment and control. OECD, Paris, 154pp.

3.1.2 Bewertung umgesetzter urbaner Maßnahmen zur Nährstoffreduktion

Mathias Riechel, Andreas Matzinger, Marcus Weinkauff, Katharina Lutscher und Pascale Rouault (KWB)

Hintergrund und Ziel

Die Einträge von Stickstoff und Phosphor in Oberflächengewässer wurden in Deutschland in den letzten drei Jahrzehnten erheblich verringert (Fuchs et al. 2010), wozu insbesondere Modernisierungen der Kläranlagen beigetragen haben. Trotz dieser Verbesserungen sind noch immer 21 % der Stickstoff- und 45 % der gesamten Phosphoreinträge auf Klärwerks-, Regenwasser- und Mischwasser-einleitungen zurückzuführen (Fuchs et al. 2010). Dass es für alle drei urbanen Eintragspfade wirksame Nährstoffreduktionsmaßnahmen gibt, wurde in NITROLIMIT I umfassend gezeigt (Mutz et al. 2013). Die Untersuchungen beschränkten sich jedoch auf die Quantifizierung der möglichen Stoffeinträge bzw. deren Reduktion. Die Erfolgskontrolle im Gewässer blieb vorerst aus.

Ziel der hier vorgestellten Arbeiten ist es nun, anhand langjähriger Messreihen zu zeigen, ob und inwieweit sich umgesetzte Nährstoffreduktionsmaßnahmen auf Nährstofffrachten, -konzentrationen und die Trophie ausgewählter Gewässer auswirken. In Absprache mit den Berliner Wasserbetrieben (BWB) und der Senatsverwaltung für Stadtentwicklung und Umwelt (SenStadtUm) wurden dafür zwei Untersuchungsschwerpunkte festgelegt.

1. Untersuchung des Effektes der Klärwerksstilllegung Berlin-Falkenberg im Jahr 2003 auf die beiden Fließgewässer Wuhle (II. Ordnung) und Stadtspre (I. Ordnung).
2. Untersuchung des Effektes von Retentionsbodenfiltern (RBF) auf urbane Kleinseen II. Ordnung am Beispiel des Biesdorfer Baggersees und des Halensees.

Material und Methoden

Für beide Untersuchungsschwerpunkte wurden zunächst mit Hilfe einer Massenbilanz die Ein- und Austragspfade für Stickstoff und Phosphor quantifiziert. Die Massenbilanz für den Schwerpunkt „Klärwerk Falkenberg / Wuhle, Stadtspre“ basiert auf i) den Überwachungswerten und Ablaufmengen des Klärwerks Falkenberg, ii) den monatlichen Stichprobenmessungen zur Gewässergüte von Wuhle und Spree sowie iii) gemessenen und simulierten Abflussdaten beider Gewässer. Es wurden die Zeiträume 2000-2002 (vor Klärwerksstilllegung) und 2004-2006 (nach Klärwerksstilllegung) unterschieden und miteinander verglichen. Abbildung 3.7 zeigt eine Karte der Wuhle mit der Lage des Klärwerks Falkenberg, der Stadtspre, der Dahme sowie den Abfluss- und Gütemessstellen.

Die Massenbilanz für den Schwerpunkt „Retentionsbodenfilter / urbane Kleinseen“ basiert auf (i) den Zu- und Ablaufwerten der RBF (Halensee: eigene Messungen aus dem Projekt KURAS, www.kuras-projekt.de; Biesdorfer Baggersee: Grotehusmann et al. (2011)), (ii) den Stichprobenmessungen und Tiefenprofilen zur Gewässergüte der beiden Seen durch SenStadtUm, (iii) Klimadaten des Deutschen Wetterdienstes (Halensee: Stations-ID 433, Biesdorfer Baggersee: Stations-ID 420) sowie (iv) Daten zur Topographie und den Einzugsgebieten aus Wassmann (2002), Grotehusmann et al. (2011) und dem FIS-Broker der SenStadtUm. Es wurden die Zeiträume „vor RBF“ (Biesdorfer Baggersee: 1993-2004, Halensee: 1996-2006) und „nach RBF“ (Biesdorfer Baggersee: 2005-2015, Halensee: 2007-2015) unterschieden und miteinander verglichen.

Im zweiten Schritt wurde der Einfluss der Maßnahmen auf die Nährstoffkonzentrationen in den betroffenen Gewässern untersucht. Dafür wurden die Messdaten erneut in zwei Stichprobengruppen vor und nach Umsetzung der Maßnahme aufgeteilt. Mithilfe von Signifikanztests wurden unter Berücksichtigung von Stichprobenumfang und Standardabweichung die Mittelwerte beider Gruppen miteinander verglichen. Von einer signifikanten Verbesserung der Wasserqualität wird ausgegangen, wenn sich die Mittelwerte beider Gruppen mit einem Signifikanzniveau $p < 0,05$ unterscheiden. Für Wuhle und Stadtspreewälder wurden im Unterschied zur Massenbilanz, für die bezüglich der Gewässerabflüsse nur kürzere Datenreihen zur Verfügung standen, die Zeiträume 1992 bis 2002 („vorher“) und 2004 bis 2011 („nachher“) verglichen.

Mit Hilfe der von Dolman et al. (2016) entwickelten statistischen Modelle wurde zudem untersucht, inwieweit das Phytoplanktonwachstum vor und nach Umsetzung der Maßnahmen durch Nährstoffe limitiert ist. Aufgrund der unterschiedlichen Datenlage wurden für beide Untersuchungsschwerpunkte unterschiedliche Bedingungen geprüft (siehe Tab. 3.3).

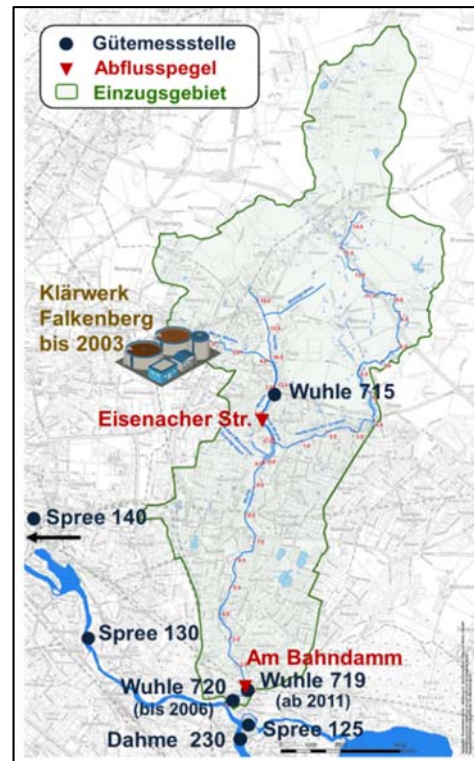


Abbildung 3.7. Karte des Untersuchungsgebietes

Tabelle 3.3. Für die Untersuchungsschwerpunkte geprüfte Bedingungen zur Nährstofflimitation nach Dolman et al. (2016).

	N-Limitation	P-Limitation	Keine N-/P-Limitation
Für Wuhle und Stadtspreewälder	$\text{DIN} < 100 \mu\text{g L}^{-1}$ und $\text{DIN/DIP} < 8,4$	$\text{DIP} < 10 \mu\text{g L}^{-1}$ und $\text{DIN/DIP} \geq 8,4$	$\text{DIN} \geq 100 \mu\text{g L}^{-1}$ und $\text{DIP} \geq 10 \mu\text{g L}^{-1}$
Für Halensee und Biesdorfer Baggersee	$\text{DIN} < 100 \mu\text{g L}^{-1}$ und $\text{DIN/TP} < 1,6$	$\text{DIP} < 10 \mu\text{g L}^{-1}$ und $\text{DIN/TP} \geq 1,6$	$\text{DIN} \geq 100 \mu\text{g L}^{-1}$ und $\text{DIP} \geq 10 \mu\text{g L}^{-1}$

Die Bewertung der biologischen Gewässergüte erfolgte für die Wuhle anhand von Literaturdaten zur Abundanz und Diversität des Makrozoobenthos (Schultze et al. 1997, Müller und Hendrich 2006, Müller et al. 2009, Müller et al. 2013). Für die Stadtspreewälder und die Kleinseen wurden Messdaten zur Chl-a-Konzentration als Maß für die Trophie herangezogen.

Über die Bewertung von Nährstoffen, Trophie und Saprobie hinaus, wurden für die Wuhle das Auftreten von fischtoxischen Ammoniakkonzentrationen (NH_3) vor und nach Kläranlagenstilllegung untersucht. Dazu wurden die von Lammersen (1997) für Karpfengewässer definierten NH_3 -Dauer-Konzentrationsgrenzwerte nach Matzinger et al (2011) in kritische $\text{NH}_{4,\text{tot}}$ -Konzentrationen (abhängig von pH-Wert und Wassertemperatur) umgerechnet und mit den Messwerten verglichen. Für die Kleinseen wurden die Keimbelastung und die Sichttiefe des Sees bewertet - zwei wichtige Aspekte, die zum Bau des RBF geführt haben.

Ergebnisse und Diskussion

Untersuchungsschwerpunkt „Klärwerk Falkenberg / Wuhle, Stadtspre“

Das Klärwerk Berlin-Falkenberg wurde 1968 in Betrieb genommen und im Jahr 2003 aufgrund der schlechten Ablaufwerte und des abnehmenden Abwasseraufkommens stillgelegt. Das Abwasser wird seitdem auf die Klärwerke Waßmannsdorf und Schönerlinde verteilt. Mit der Emission von über 800 t Stickstoff und ca. 20 t Phosphor pro Jahr hat das Klärwerk Falkenberg bis zu seiner Stilllegung die Wuhle stofflich vollständig überprägt. Durch die Klärwerksstilllegung im Jahr 2003 haben die aus der Wuhle in die Stadtspre eingetragenen Stickstofffrachten um 98 % (etwa 750 t a⁻¹) abgenommen. In der Folge und durch die leicht zurückgegangenen Stickstofffrachten aus Müggelspre und Dahme nahm die Stickstofffracht der Stadtspre (Messstelle 130, siehe Abb. 3.7) um 39 % ab (830 t a⁻¹). Die Reduktion der aus der Wuhle in die Stadtspre eingetragenen Phosphorfracht fällt mit 90 % (15 t a⁻¹) zwar etwas geringer aus. Dennoch konnte bei zusätzlicher leichter Frachtreduktion aus Müggelspre und Dahme die Phosphorfracht der Stadtspre (Messstelle 130, siehe Abb. 3.7) um insgesamt 19 % (26 t a⁻¹) reduziert werden. In Tabelle 3.4 sind die Ergebnisse der Massenbilanz zusammengefasst.

Tabelle 3.4. Stickstoff- und Phosphorfrachten in Wuhle (Messstelle 720), Müggelspre und Dahme (Messstellen 125 und 230) sowie Stadtspre (Messstelle 130) für die Bilanzzeiträume 2000-2002 (vor Klärwerksstilllegung) und 2004-2006 (nach Klärwerksstilllegung)

	vor Klärwerks- stilllegung (2000-2002)	nach Klärwerks- stilllegung (2004-2006)	Veränderung
Gesamtstickstoff			
Wuhle	769 t a ⁻¹	15 t a ⁻¹	-754 t a ⁻¹ (-98 %)
Müggelspre + Dahme (oh. Wuhle)	1398 t a ⁻¹	1165 t a ⁻¹	-233 t a ⁻¹ (-17 %)
Stadtspre (uh. Wuhle)	2139 t a ⁻¹	1306 t a ⁻¹	-833 t a ⁻¹ (-39 %)
Gesamtphosphor			
Wuhle	17 t a ⁻¹	2 t a ⁻¹	-15 t a ⁻¹ (-90 %)
Müggelspre + Dahme (oh. Wuhle)	112 t a ⁻¹	104 t a ⁻¹	-8 t a ⁻¹ (-7 %)
Stadtspre (uh. Wuhle)	135 t a ⁻¹	109 t a ⁻¹	-26 t a ⁻¹ (-19 %)

Bezüglich der chemischen Gewässergüteparameter konnte weiterhin gezeigt werden, dass nach der Klärwerksstilllegung sowohl die Stickstoff- als auch die Phosphorkonzentrationen im Unterlauf der Wuhle (Messstelle 720, siehe Abb. 3.7) signifikant abgenommen haben ($p = 2,8 \cdot 10^{-42}$ für TN und $3,4 \cdot 10^{-34}$ für TP). Während dieser stark klärwerksbeeinflusste Gewässerabschnitt in den Jahren 1992 bis 2002 mit 20,3 mg TN L⁻¹ und 0,42 mg TP L⁻¹ noch in einem sehr schlechten Zustand war, lagen die mittleren Konzentrationen in den Jahren 2004-2014 nur noch bei 1,4 mg TN L⁻¹ und 0,18 mg TP L⁻¹. Damit werden die Orientierungswerte für den guten ökologischen Zustand (LAWA 2015) für Phosphor nur knapp verfehlt. Abbildung 3.8 zeigt die erhebliche Verbesserung der Wasserqualität in der Wuhle seit der Klärwerksstilllegung am Beispiel der TN-Konzentration. In der Folge dieser Verbesserung nahmen auch die Konzentrationen in der Stadtspre (Messstelle 130, s. Abb. 3.7) von 3,0 mg TN L⁻¹ bzw. 0,17 mg TP L⁻¹ auf 1,8 mg TN L⁻¹ bzw. 0,14 mg TP L⁻¹ ab.

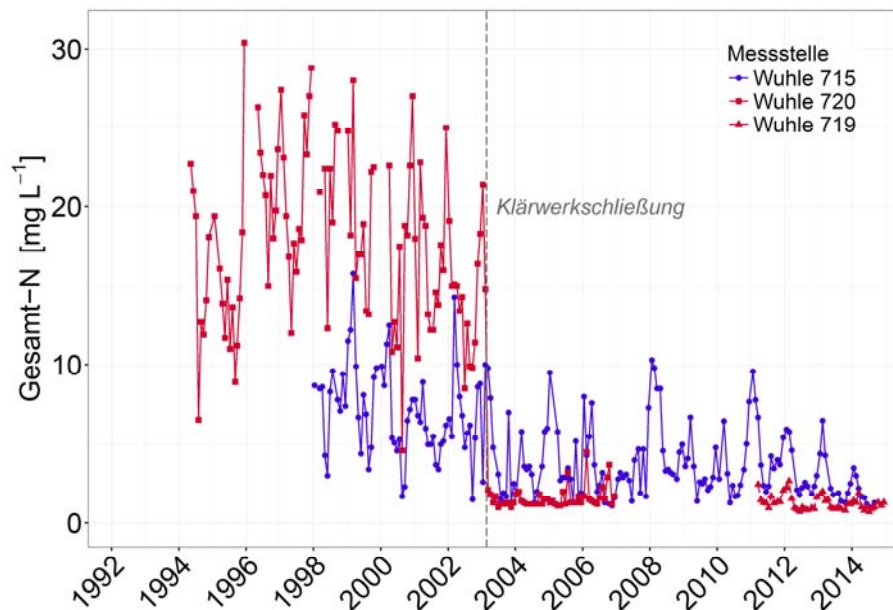


Abbildung 3.8. TN-Konzentration im Zeitraum 1992 bis 2014 im Oberlauf (Messstelle 715, blaue Linie) und im klärwerksbeeinflussten Unterlauf der Wuhle (Messstellen 720 und 719, rote Linie).

In Folge der erheblichen Stickstoff- und Phosphorreduktion im Einzugsgebiet der Wuhle hat sich die Trophie der Stadtspreewald seit der Klärwerksstilllegung deutlich verbessert. Während die Chl-a-Konzentration in der Dahme, dem Hauptzustrom der Stadtspreewald (Messstelle 230), im Vergleich der Zeiträume vor und nach Klärwerksstilllegung nur leicht abgenommen hat (von 50 auf 43 $\mu\text{g Chl a L}^{-1}$ im Jahresmittel), wurde am innerstädtischen Spreewaldabschnitt Mühlendamm Schleuse (Messstelle 140) beinahe eine Halbierung der Messwerte festgestellt (von 54 auf 31 $\mu\text{g Chl a L}^{-1}$). Die niedrigsten Konzentrationen mit Jahresmittelwerten $< 25 \mu\text{g Chl a L}^{-1}$ wurden in den letzten fünf Jahren des Untersuchungszeitraumes gemessen. Abbildung 3.9 zeigt die Jahresmittelwerte der Chl-a-Konzentration an beiden Messstellen.

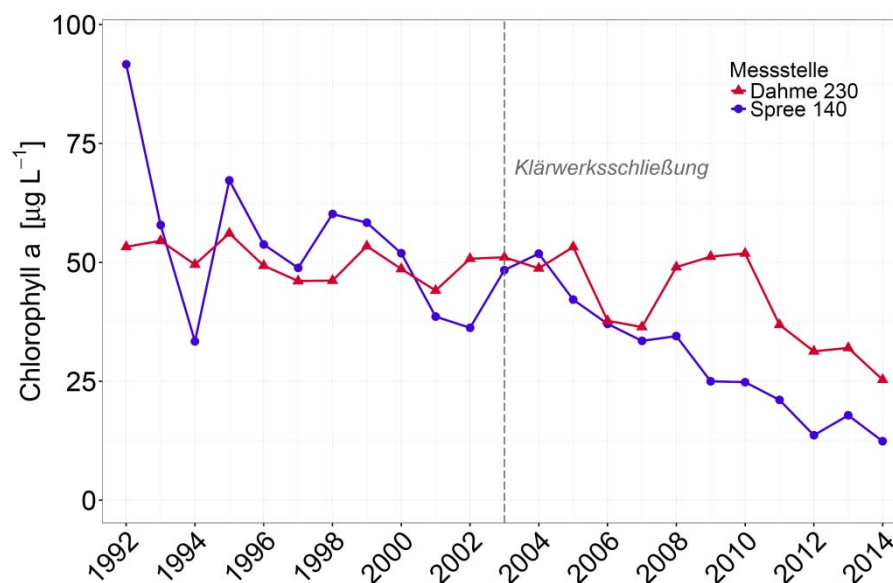


Abbildung 3.9. mittlere Chl-a-Konzentration in der Dahme ca. 2 km oberhalb der Wuhlemündung (Messstelle „Dahme 230“, Abb. 3.7) sowie der Stadtspreewald ca. 14 km unterhalb der Wuhlemündung (Messstelle „Spree 140“, Abb. 3.7)

Untersuchungen zur Nährstofflimitation deuten darauf hin, dass die Stadtspreewasser vor der Klärwerksstilllegung (Zeitraum: 1992 bis 2002) bis auf gelegentliche P-Limitation im Frühjahr größtenteils nicht nährstofflimitiert war (betrifft 80 % aller Messwerte, $n = 142$, Abb. 3.10a). Auch nach der Klärwerksstilllegung (2004-2011) ist die Stadtspreewasser größtenteils nicht nährstofflimitiert (betrifft 79 % aller Messwerte, $n = 96$, Abb. 3.10b). Dennoch kam neben der P-Limitation im Frühjahr gelegentlich N-Limitation im Spätsommer vor. Trotz der erheblichen Unsicherheiten bei der Übertragung eines für Seen entwickelten statistischen Limitationsmodells auf Fließgewässer zeigen die Ergebnisse, dass insbesondere die Stickstoffkonzentration soweit abgesunken ist, dass ein Effekt auf das Phytoplankton möglich ist.

a) vor Klärwerksstilllegung (1992 – 2002)

b) nach Klärwerksstilllegung (2004 – 2011)

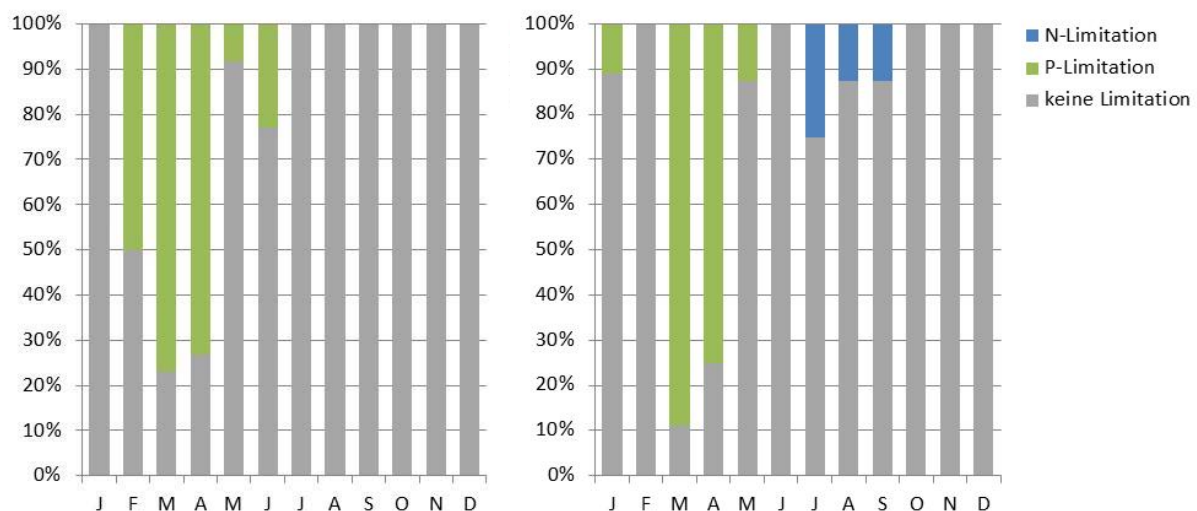


Abbildung 3.10. relative Häufigkeit von Limitationsverhältnissen im innerstädtischen Spreewasserabschnitt Mühlendammschleuse (Messstelle 140) vor (a) und nach Klärwerksstilllegung (b), berechnet nach Dolman et al. (2016).

In der Wuhle wurde die biologische Qualitätskomponente anhand des auf Abundanz und Diversität des Makrozoobenthos beruhenden Saprobienindex (Skala: 1-4) bewertet. An den meisten Fließabschnitten entspricht die Saprobie vor und nach der Klärwerksstilllegung dem mäßigen Zustand (Wertebereich: 2,3 bis 2,6). Nur vereinzelt hat sich der Saprobienindex seit der Klärwerksstilllegung soweit verringert, dass der gute Zustand erreicht werden konnte (Fließ-km 4, Jahr 2013). Eine mögliche Ursache der trotz besserer Wasserqualität nicht wesentlich verbesserten Saprobie könnte in der Veränderung der hydraulischen Verhältnisse der Wuhle liegen. Nach der Klärwerksstilllegung hat der mittlere Abfluss MQ von durchschnittlich $1,4 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$ (2000-2002) auf $0,27 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$ (2004-2006) abgenommen (Messpegel „Am Bahndamm“, Abb. 3.7). Es ist zu erwarten, dass mit der einhergehenden Abnahme der Fließgeschwindigkeit auf Werte $< 0,1 \text{ m s}^{-1}$ Umsatzprozesse stromaufwärts verlagert werden und sich durch die begünstigte Sedimentation die Substratbeschaffenheit verändert. Zudem ist es wahrscheinlich, dass das Sediment im Unterlauf der Wuhle auch Jahre nach der Klärwerksschließung noch belastet ist und benthische Organismen dadurch beeinträchtigt werden.

Die Untersuchungen zur Ammoniaktoxizität im Unterlauf der Wuhle (Messstelle 719/720, Abbildung 3.7) haben gezeigt, dass vor der Klärwerksstilllegung mindestens 41 der 159 Messwerte (26 %) im fischkritischen Bereich lagen (Überschreitung des 10-Minuten-Grenzwerts nach Lammensen (1997)). Die Spitzenkonzentrationen lagen bei $> 30 \text{ mg NH}_4\text{-N L}^{-1}$. Damit sind akute Schädigungen der Biozönose, insbesondere der empfindlichsten vorkommenden Arten wie Rotaugen, Elritze und

Flussbarsch, zu erwarten. Nach der Klärwerkstilllegung wurden in keinem Fall fischkritische Konzentrationen erreicht.

Untersuchungsschwerpunkt „Retentionsbodenfilter/urbane Kleinseen“

Die beiden urbanen Kleinseen Halensee (HAL, Oberfläche 5,6 ha; mittlere Tiefe 3,2 m; maximale Tiefe 7,8 m) und Biesdorfer Baggersee (BBS, Oberfläche 7,6 ha; mittlere Tiefe 3,2 m; maximale Tiefe 5,3 m) erhalten den Regenwasserabfluss von erheblich versiegelten Flächen (HAL: 30 ha, BBS: 141 ha). Um die Belastung der beiden Seen, insbesondere durch den Abfluss von Straßenflächen, zu reduzieren wird seit 2005 (BBS) respektive 2007 (HAL) ein Großteil des zufließenden Regenwasserabflusses (BBS: ~100 %, HAL ~80 %) in Retentionsbodenfiltern (RBF) mit einem Absetzbecken als Vorstufe gereinigt.

Tabelle 3.5 zeigt die Wirksamkeit der RBF über ein (Biesdorfer Baggersee) respektive zwei (Halensee) Untersuchungsjahre. Es zeigt sich, dass beide Filter eine vergleichbare Rückhalteleistung aufweisen und insbesondere für P einen sehr hohen Wirkungsgrad > 90 % haben. Im Vergleich zur literaturbasierten Maßnahmenwirksamkeit, die im Nitrolimit-I-Diskussionspapier ausgewiesen wurde (Mutz et al. 2013), schneiden die hier betrachteten RBF für P deutlich besser und für N ähnlich gut ab.

Tabelle 3.5. Vergleich der Reduktionsleistung der beiden Retentionsbodenfilter

	Halensee	Biesdorfer Baggersee
Gesamt-Phosphor	93,8 %	91,3 %
Gesamt-Stickstoff	49 %	-
Ammoniumstickstoff	78,3 %	70,6 %
Abfiltrierbare Stoffe	99,5 %	> 90 %

Die Reduktion der Nährstoffeinträge in die Seen fällt in beiden Fällen geringer aus als der Wirkungsgrad der RBF, da auch andere bedeutende Eintragsquellen vorliegen. Im Falle des Halensees wird topographisch bedingt nur ein Teil des Regenwasserabflusses aus dem Einzugsgebiet durch den RBF gereinigt. Die gesamten Stoffeinträge in den Halensee nehmen um 75 % für P und 35 % für N ab. Beim Biesdorfer Baggersee wird zwar der gesamte zugeleitete Regenwasserabfluss im RBF gereinigt, allerdings wird die Wasserbilanz des Sees durch den Zustrom von Grundwasser dominiert (> 80 %). Selbst unter der Annahme einer niedrigen (unbekannten) Nährstoffkonzentration im Grundwasser dominiert diese Quelle auch die Nährstoffeinträge. Dazu kommt, dass die Nährstoffe im Grundwasser in gelöster Form vorliegen und damit in der Regel leichter pflanzenverfügbar sind als im Regenwasserabfluss, in dem ein erheblicher Teil partikulär vorliegt.

Die oberflächennahen Messdaten aus den Gewässern (Abb. 3.11 und Abb. 3.12) zeigen im Falle des Halensees eine deutliche Verringerung der Gesamt-N- und Gesamt-P-Konzentrationen mit dem Bau des RBF (von 1,4 auf 1,0 mg N L⁻¹ und von 0,84 auf 0,48 mg P L⁻¹). Im Biesdorfer Baggersee hingegen ist lediglich für N eine leichte Verringerung (von 0,8 auf 0,6 mg N L⁻¹) zu erkennen.

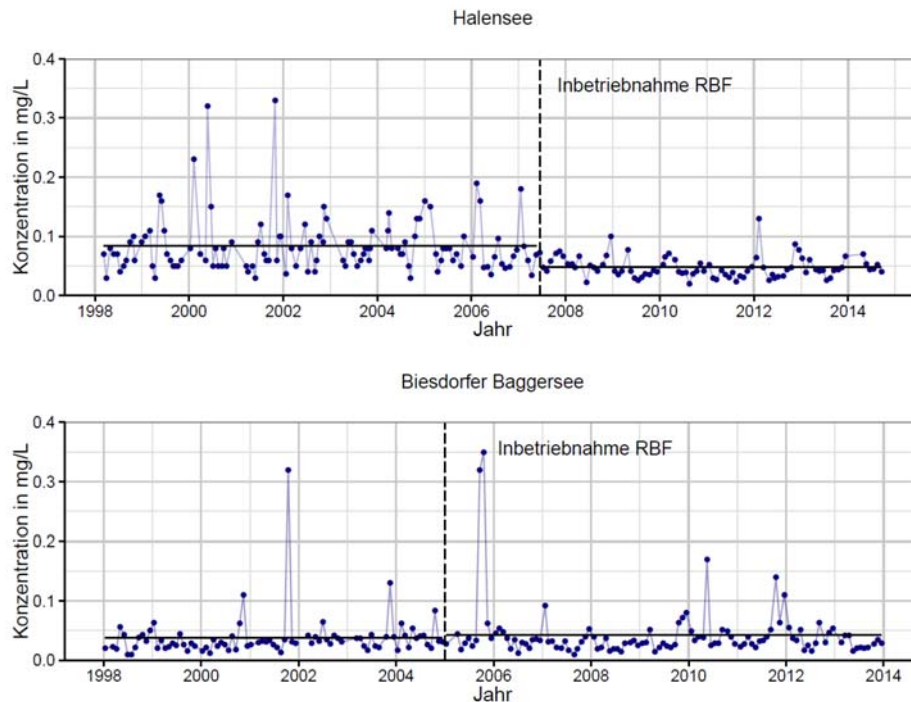


Abbildung 3.11. Verlauf der Gesamtphosphor-Konzentration in 0,5 m Tiefe der beiden Seen. Die gestrichelte vertikale Linie zeigt den Zeitpunkt der Inbetriebnahme des RBF. Die horizontalen Linien zeigen die Konzentrationsmittelwerte vor und nach Inbetriebnahme des RBF.

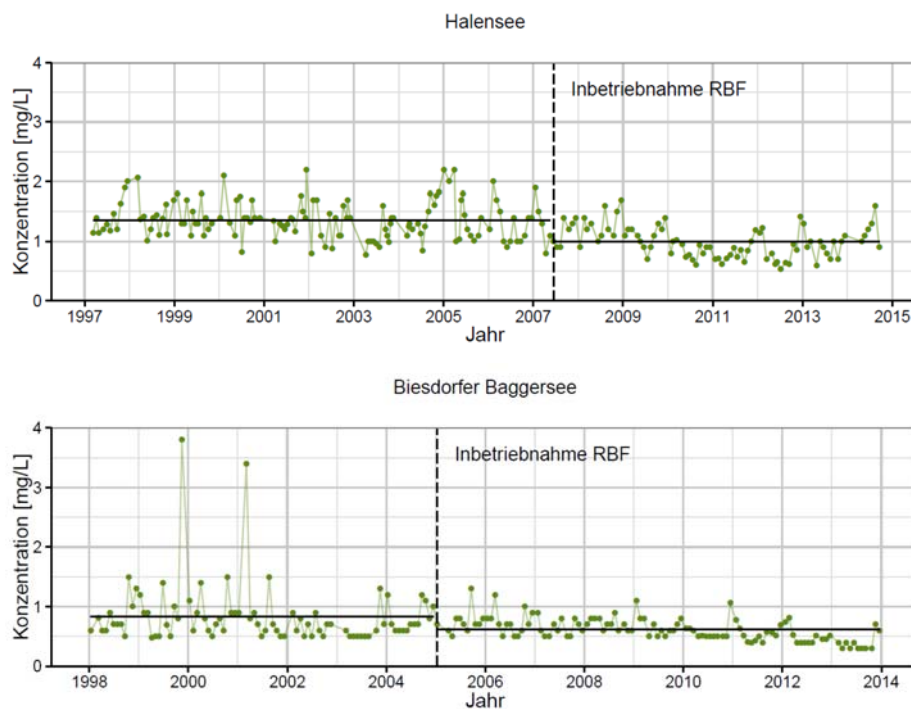


Abbildung 3.12. Verlauf der Gesamtstickstoff-Konzentration in 0,5 m Tiefe der beiden Seen. Die gestrichelte vertikale Linie zeigt den Zeitpunkt der Inbetriebnahme des RBF. Die horizontalen Linien zeigen die Konzentrationsmittelwerte vor und nach Inbetriebnahme des RBF.

Die Untersuchungen zur Trophie haben gezeigt, dass weder im Halensee noch im Biesdorfer Baggersee die Nährstoffreduktion zu einer Minderung der mittleren Chla-Konzentrationen führt. Dennoch haben sich im Halensee aufgrund des Feststoffrückhalts durch den RBF die Sichttiefe und damit die

Lichtverfügbarkeit deutlich erhöht, wodurch die Phosphor-Reduktion zumindest phasenweise kompensiert wird. Vor dem Bau des RBF wurde das Phytoplanktonwachstum nur selten durch P oder N begrenzt, während danach häufig P-Limitation beobachtet wurde (Abbildung 3.13, oben). Daher ist zu erwarten, dass zusätzliche Maßnahmen der Nährstoffreduktion auch eine Verringerung der Chla-Konzentration bewirken würden. Beim Biesdorfer Baggersee liegt vor und nach dem Bau des RBF überwiegend P-Limitation vor (Abbildung 3.13, unten). Da sich die P-Konzentration aufgrund der Grundwasserdominanz aber nicht signifikant verändert hat, ist auch keine Veränderung des ökologischen Zustandes zu erwarten.

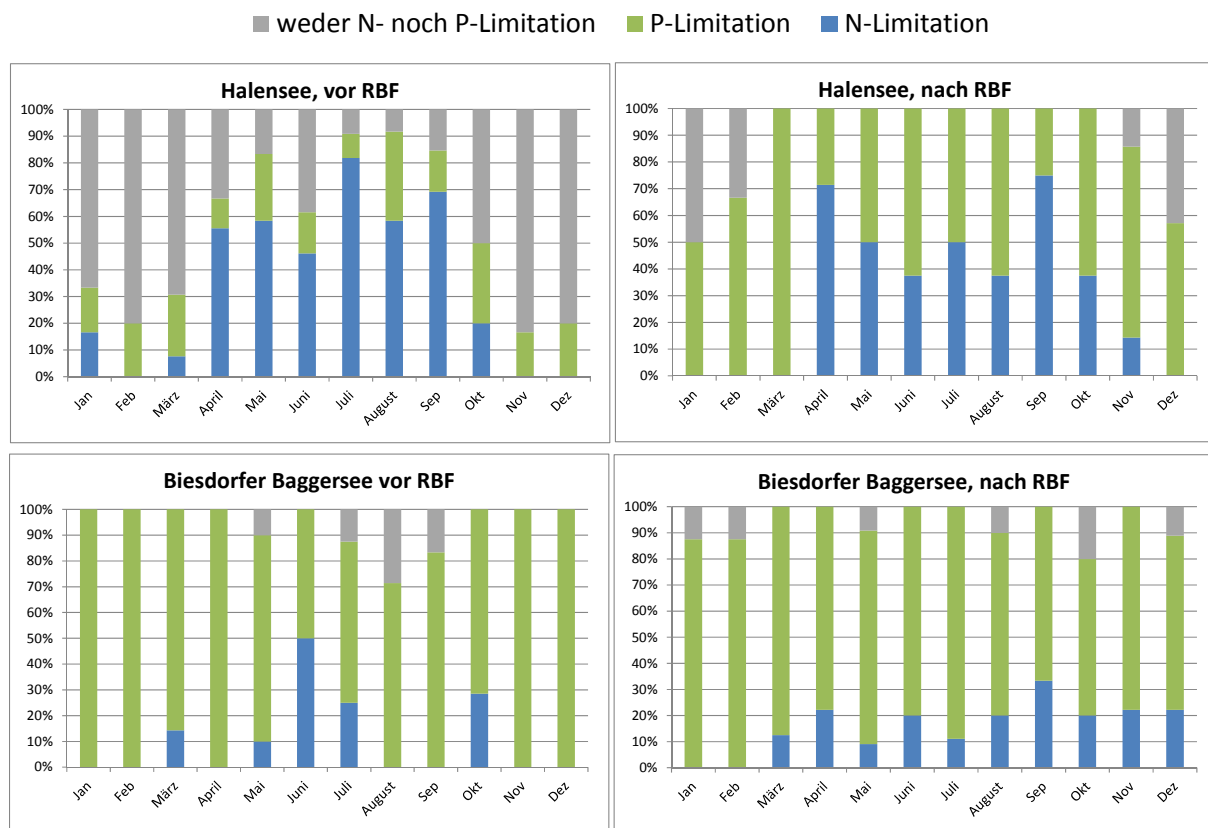


Abbildung 3.13. Art der Nährstoff-Limitation im Halensee (oben) und Biesdorfer Baggersee (unten) für die Zeiträume vor und nach Inbetriebnahme des RBF, mittlerer Jahresverlauf, berechnet nach (4).

Trotz des bisher ausbleibenden Effektes bei der Trophie geht mit dem Bau der RBF in beiden Seen eine deutliche Reduktion der Keimbelastung einher, so dass nun die Anforderungen der EG Badegewässer-Richtlinie ($E. coli < 900 \text{ KBE}/100\text{mL}$) in beiden Fällen erfüllt werden.

Schlussfolgerungen

Die Auswertungen zeigen zunächst, dass Maßnahmen, die eine Reduktion der Nährstofffrachten mit sich bringen, auch zu messbaren positiven Effekten in allen betrachteten urbanen Gewässern führen. Allerdings hat sich die Gewässertrophie (bewertet über die Chla-Konzentration) nur in einem Beispiel - der Stadtspre - signifikant verbessert. In den anderen Fällen wurde die erreichte Nährstoffreduktion durch eine Veränderung der hydraulischen Bedingungen (Wuhle) oder eine Erhöhung der Lichtverfügbarkeit (Halensee) zumindest teilweise kompensiert. Dennoch zeigen Untersuchungen zur Nährstofflimitation, dass die umgesetzten Maßnahmen auch in diesen Fällen einen wichtigen ersten Schritt darstellen und zusätzliche Maßnahmen auch eine Verringerung der Chla-Konzentration erwarten lassen. Das Beispiel des Biesdorfer Baggersees zeigt, dass auch über das Grundwasser

relevante Nährstoffeinträge stattfinden können, die einer Verbesserung der Wasserqualität durch Maßnahmen im Regenwasserpfad im Wege stehen.

Literatur

- Dolman, A. M., Mischke, U. & Wiedner, C. (2016): Lake-type-specific seasonal patterns of nutrient limitation in German lakes, with target nitrogen and phosphorus concentrations for good ecological status. *Freshwater Biology* 61: 444-456.
- Fuchs, S., Scherer, U., Wander, R., Behrendt, H., Venohr, M., Opitz, D., Hillenbrand, T., Marscheider-Weidemann, F., Götz, T. (2010): Berechnung von Stoffeinträgen in die Fließgewässer Deutschlands mit dem Modell MONERIS. Umweltbundesamt.
- Grotehusmann, D., Rüter, J., Lambert, B., Fuchs, S. (2011): RBF Biesdorf. Untersuchungszeitraum Februar 2005 bis Dezember 2008 Phase 3. Hg. v. BIOPLAN Landeskulturgesellschaft und ifs Ingenieurgesellschaft für Stadthydrologie mbH.
- Lammersen, R. (1997): Die Auswirkungen der Stadtentwässerung auf den Stoffhaushalt von Fließgewässern, Schriftenreihe für Stadtentwässerung und Gewässerschutz des Institutes für Wasserwirtschaft der Universität Hannover, Heft 15.
- LAWA (2015): Rahmenkonzeption Monitoring Teil B: Bewertungsgrundlagen und Methodenbeschreibungen Hintergrund- und Orientierungswerte für physikalisch- chemische Qualitätskomponenten zur unterstützenden Bewertung von Wasserkörpern entsprechend EG-WRRL. (S. 32). Bund/Länder- Arbeitsgemeinschaft Wasser.
- Matzinger, A., Riechel, M. & Caradot, N. (2011): Ammonia toxicity: Impact assessment of combined sewer overflows on the River Spree in Berlin. KWB. http://www.kompetenz-wasser.de/fileadmin/user_upload/pdf/forschung/MIA-CSO/20111223_ammonia_assessment_MIA_CSO.pdf
- Müller, R. und Hendrich, L. (2006): Untersuchung des Makrozoobenthos on ausgewählten Fließgewässerabschnitten Berlins. Gutachten im Auftrag der Senatsverwaltung für Stadtentwicklung Berlin, Berlin, Plaungsbüro Hydrobiologie Berlin.
- Müller, R., Hendrich, L., Bößneck, U., Enting, K., und Haybach, A. (2009): Untersuchung des Makrozoobenthos on ausgewählten Fließgewässerabschnitten Berlins. Gutachten im Auftrag der Senatsverwaltung für Gesundheit, Umwelt und Verbraucherschutz Berlin, Berlin, Plaungsbüro Hydrobiologie Berlin.
- Müller, R., Frase, T., und Bößneck, U. (2013): Untersuchung des Makrozoobenthos in ausgewählten Fließ- und Standgewässerabschnitten Berlins. Gutachten im Auftrag der Senatsverwaltung für Gesundheit, Umwelt und Verbraucherschutz Berlin, Berlin, Plaungsbüro Hydrobiologie Berlin.
- Mutz, D., Matzinger, A., Remy, C. (2013): Maßnahmen zur Reduktion der Nährstoffeinträge urbaner Bereiche. NITROLIMIT Diskussionspapier, Band 2. Bad Saarow. pp. 44.
- Schultze, M., Herzog, C., Thomas, U., Täuscher, H., und Juhr, E. (1997): Gewässergüteuntersuchung und -bewertung kleiner Berliner Fließgewässer - Wuhle - im Auftrag der Senatsverwaltung für Stadtentwicklung Berlin, Berlin, SONEX GmbH.
- Wassmann, H. (2002): Gewässeratlas von Berlin. Von der Gewässervermessung zum Gewässeratlas von Berlin mit hydrographischem Informationssystem.

3.2 Analyse zum Potenzial von Maßnahmenkombinationen zur Reduktion der Nährstoffeinträge

Andreas Horbat (TU Berlin)

Hintergrund und Ziele

In Absprache mit dem Land Brandenburg wurde die Storkower Seenkette, ein Teileinzugsgebiet der Dahme, als Modellregion für diese Untersuchungen ausgewählt. Das Ziel dieses Teilprojektes bestand in der Erfassung der Landnutzung und umgesetzter Agrarumweltmaßnahmen im Einzugsgebiet sowie die Ermittlung der Kosten und der Wirkung von verschiedenen Umsetzungsstufen unterschiedlicher Maßnahmenkombinationen. Eine Abschätzung der Auswirkung der Reduktion der Stickstoffeinträge aus der Landwirtschaft auf die Wasserqualität in den Seen der Region wurde in Modul 3.1.1 vorgenommen.

Methode und Datengrundlage

Agrarumweltmaßnahmen sind ein wesentliches Instrument zur Erreichung von Umweltzielen auf der landwirtschaftlichen Fläche in der gemeinsamen europäischen Agrarpolitik. Die Rechtsgrundlage zur Förderung der Maßnahmen ist die Verordnung (EG) Nr. 1698/2005 über die Förderung der Entwicklung des ländlichen Raums (ELER-Verordnung). Über entsprechende Programme erfolgt die Umsetzung innerhalb der Bundesländer (vgl. BMEL 2015). Agrarumweltmaßnahmen können einen wichtigen Beitrag zur Umweltqualität zum Beispiel durch die Verminderung von klimaschädlichen Treibhausgasen, eine Eintragsreduktion von Nährstoffen und Pflanzenschutzmitteln oder den positiven Effekt auf den Arten- und Biotopschutz leisten. In Brandenburg werden die Agrarumweltmaßnahmen über das Kulturlandschaftsprogramm (KULAP) angeboten. Die Maßnahmen können freiwillig von dem Landwirt in Anspruch genommen werden und gehen über die Regelungen der guten fachlichen Praxis hinaus. Der Betrieb verpflichtet sich, die mit den Maßnahmen verbundenen Auflagen über fünf Jahre einzuhalten. Gefördert werden grundsätzlich alle landwirtschaftlich genutzten Flächen, können je nach Einzelmaßnahme aber auf geeignete, spezifisch eingegrenzte Gebiete beschränkt werden (siehe KULAP 2014). Für die mit den Maßnahmen verbundenen Kosten (für einen möglichen Mehraufwand oder mögliche Ertragsverluste) erhalten teilnehmende Landwirte Ausgleichszahlungen, welche vom Land und der Europäischen Union über den Europäischen Landwirtschaftsfonds für die Entwicklung des ländlichen Raums (ELER) kofinanziert werden. Dabei beruhen die Berechnungen der Maßnahmenkosten auf einem Vergleich der Bedingungen und Kosten mit und ohne Umsetzung der Maßnahmen. Berücksichtigt werden dabei einmalig anfallende (z.B. Herstellungs- und Pflegekosten) und jährliche Kosten. Sind mit der Maßnahme Einschränkungen der Nutzbarkeit einer Fläche verbunden, werden diese über den Opportunitätskostenansatz in die Berechnungen einbezogen (siehe Ochsner et al. 2011).

Bei der Landnutzungsanalyse im Einzugsgebiet der Storkower Seenkette wurden Agrarumweltmaßnahmen betrachtet, die vom Land Brandenburg über das Kulturlandschaftsprogramm (KULAP) angeboten werden (Stand: Feb 2016) und einen wesentlichen Beitrag zur Senkung des Stickstoffeintrages in die Gewässer leisten können. Dazu zählen:

Nutzung von Ackerflächen als extensives Grünland

Bei den auf Gebietskulissen begrenzten Ackerflächen sind narbenbildende Gräser oder andere herkömmliche Grünland-standorttypische Grünfütterpflanzen anzubauen. Bis zum 15. Oktober muss die Fläche mindestens einmal jährlich durch Beweidung und/oder Mahd genutzt werden. Die

Anwendung von Pflanzenschutzmitteln, die Beregnung und die Melioration sind verboten. Die geförderte Fläche behält den Status der Ackerfläche. Die Zuwendungshöhe beläuft sich auf 270 Euro je Hektar und Jahr (Stand: Februar 2016).

Ökologischer Landbau

Gefördert wird eine naturverträgliche und ressourcenschonende Bewirtschaftung der landwirtschaftlichen Flächen und richtet sich nach der Verordnung (EG) Nr. 834/2007. Auf dem Ackerland müssen jährlich mindestens drei bzw. vier verschiedene Hauptfrüchte angebaut werden. Für das Grünland muss ein mittlerer jährlicher Tierbesatz von mindestens 0,5 Raufutter-verzehrenden Großvieheinheiten nachgewiesen werden. Die Höhe der Zuwendung beträgt jährlich 209 Euro je Hektar Ackerland und 210 Euro je Hektar Dauergrünland (Stand: Februar 2016).

Extensive Bewirtschaftung bestimmter Dauergrünlandflächen mit dem Verzicht auf jegliche Düngung

Bei den geförderten Grünlandstandorten verzichtet der Landwirt auf jegliche Düngung sowie auf wendende und lockernde Bodenbearbeitung. Die Beweidung ist zulässig. Für die Maßnahme wird vom Land Brandenburg eine förderfähige Kulisse nach Aspekten des Natur-, Gewässer- und Moorschutzes definiert. Die Grundförderung beläuft sich auf 140 € je Hektar und Jahr sowie zusätzliche 50 € je Hektar und Jahr für den vollkommenen Düngeverzicht.

Die Datengrundlage für die Analyse der Landnutzung und der bereits umgesetzten Agrarumweltmaßnahmen im Einzugsgebiet bildeten die von den Landwirten gemeldeten Daten über das von der Europäischen Kommission eingeführte Integrierte Verwaltungs- und Kontrollsystem (InVeKos). Die Ergebnisse der Auswertung sind in Abbildung 3.14 dargestellt.

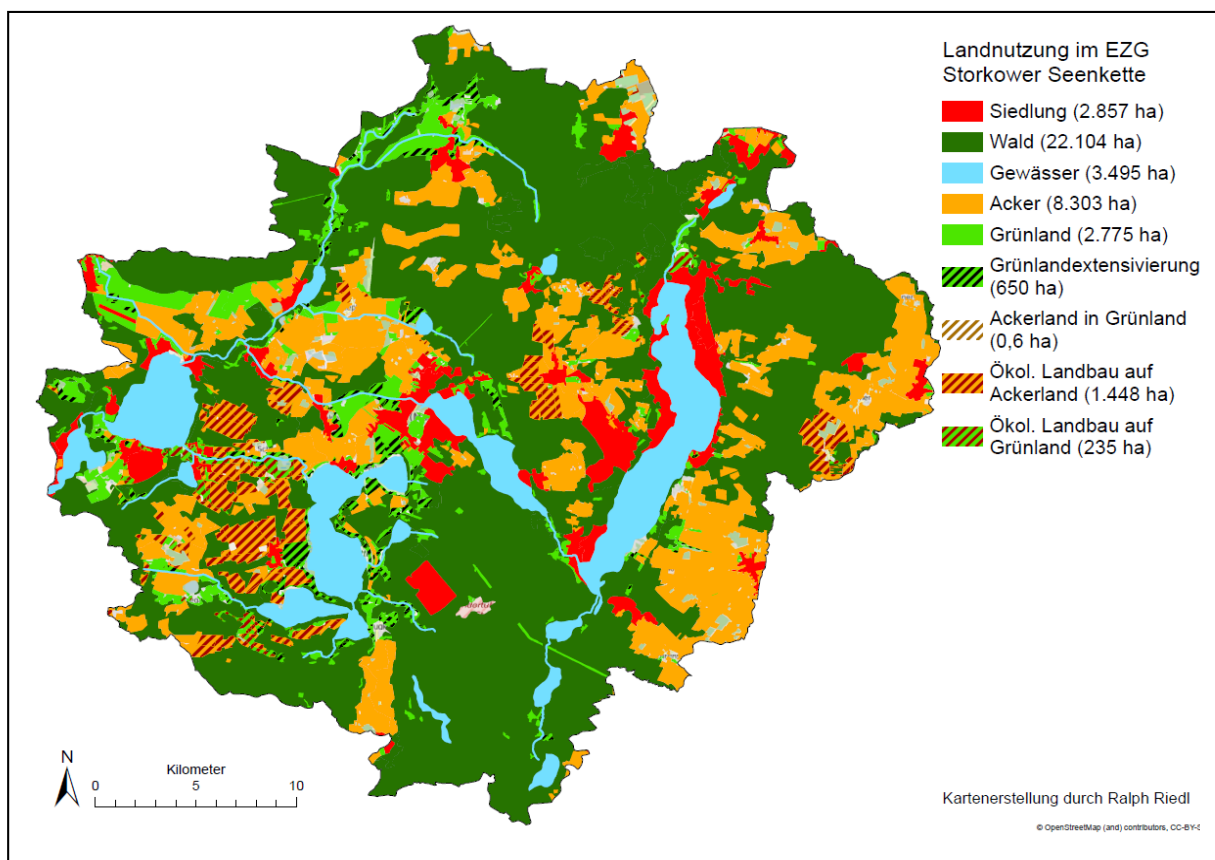


Abbildung 3.14. Landnutzung im Einzugsgebiet Storkower Seenkette

Ergebnisse

Die landwirtschaftliche Fläche umfasst im Untersuchungsgebiet 11.078 ha, wobei sich der Anteil des Ackerlandes auf 75 % beläuft. Im Jahr 2015 wurden die drei Maßnahmen (Grünlandextensivierung, Ökologischer Landbau, Ackerland in Grünland) auf etwa 21 % der landwirtschaftlichen Fläche im Einzugsgebiet umgesetzt. Dabei entfällt der größte Teil auf den Ökologischen Landbau. Diese Maßnahme kann auf allen landwirtschaftlichen Flächen umgesetzt werden. Für die Maßnahmen Grünlandextensivierung und die Nutzung der Ackerflächen als Grünland existieren Gebietskulissen, außerhalb derer keine Förderung über das KULAP-Programm möglich ist. Die Kulissen sind in erster Linie durch Flächen gekennzeichnet, welche ein hohes Gefährdungspotenzial für den Eintrag von Nährstoffen in die Gewässer aufweisen. Somit können nicht alle Landwirte die über das Programm angebotenen Maßnahmen umsetzen. Die extensive Bewirtschaftung bestimmter Dauergrünlandflächen wurde auf 650 ha im Jahr 2015 umgesetzt. Das entspricht 31 % der Flächen innerhalb der Grünlandkulissen und 29 % des gesamten Grünlandes im Untersuchungsgebiet. Die Nutzung der Ackerflächen als extensives Grünland ist nur auf 0,6 ha umgesetzt worden und somit nur auf einem sehr geringen prozentualen Teil der förderfähigen Flächen. Ein möglicher Grund für die nur sehr geringe Umsetzung liegt möglicherweise darin, dass die Maßnahme in dieser Form erst neu im aktuellen KULAP-Programm hinzugekommen ist. In früheren Jahren existierte die Maßnahme als Umwandlung von Ackerland in Grünland. Dabei verlor die Fläche im Gegensatz zur jetzigen Maßnahme allerdings den Status des Ackerlandes und war aufgrund dessen bei Landwirten sehr unbeliebt.

Ableitung von Maßnahmenempfehlungen zur Reduktion der Nährstofffrachten

Für verschiedene Agrarumweltmaßnahmen (Grünlandextensivierung, Ackerland in Grünland, Ökologischer Landbau) wurde in verschiedenen Umsetzungsstufen (drei Szenarien) ermittelt, welche Wirksamkeit bezogen auf die Eintragsreduktion von Stickstoff am Einlass von drei verschiedenen Gewässern im Einzugsgebiet der Storkower Seenkette erzielt werden kann und welche Kosten damit verbunden sind. Dabei variiert der Umfang der Maßnahmen je nach Szenario zwischen 10 % bis 40 % Umsetzung auf Ackerland und 20 % bis 70 % auf Grünland. Die untere Grenze der Umsetzungshöhe im Szenario 1 orientierte sich dabei an der derzeitigen Umsetzung im Einzugsgebiet. In Szenario 2 und 3 sind vermehrt landwirtschaftliche Flächen unter Maßnahme gestellt worden, um das mögliche Reduktionspotenzial abschätzen zu können.

Die Datengrundlage zur Berechnung des Reduktionspotenzials der verschiedenen Umsetzungsstufen von Agrarumweltmaßnahmen innerhalb der Szenarien bilden einerseits das mittlere Reduktionspotenzial auf die N-Fracht der jeweiligen Maßnahmen nach den Angaben von Osterburg et al. (2007) sowie die vom LUGV bereitgestellten Daten zur berechneten Nährstoffbilanz im Einzugsgebiet der Storkower Seenkette. Die N-Fracht (Emissionsfracht) bezeichnet die jährliche N-Menge (kg/ha) die mit dem Sickerwasser aus dem Boden ausgewaschen wird. Da die Denitrifikationsleistung der ungesättigten Zone durch Grundwasserschutzmaßnahmen im Bereich der Landwirtschaft nicht beeinflussbar ist, stellt die Emissionsfracht einen geeigneten Parameter für die Bewertung der Maßnahmen dar (vgl. Osterburg et al. 2007). Bei der Berechnung der Nährstoffbilanz ging das LUGV bei der Bestimmung der Sickerwasserfracht bei mineralischen Standorten von jährlichen Austragsraten von 90 kg/ha bei Ackerstandorten und 18 kg/ha bei Grünlandflächen aus (Barsch et al. 2015). Für die Berechnung der Reduktionsleistung der Maßnahmen innerhalb eines Szenarios wurde davon ausgegangen, dass die Maßnahmen im ganzen Einzugsgebiet gleichmäßig umgesetzt werden. Eventuelle Begrenzungen durch bestehende Gebietskulissen bleiben somit unberücksichtigt. Über die Angaben zur N-Fracht des Sickerwassers von Ackerland und Grünland in der Nährstoffbilanz konnte dann in Abhängigkeit von der Höhe der Maßnahmenumsetzung eine Reduktionsleistung am Einlass der Gewässer Langer See, Wolziger See und Stahnsdorfer See ermittelt werden. Der Wolziger See und

der Stahnsdorfer See werden jeweils aus zwei Zuläufen gespeist. Daher werden die Reduktionen des Stickstoffs im Sickerwasser unterteilt in die Teileinzugsgebiete A und B (Abb. 3.15).

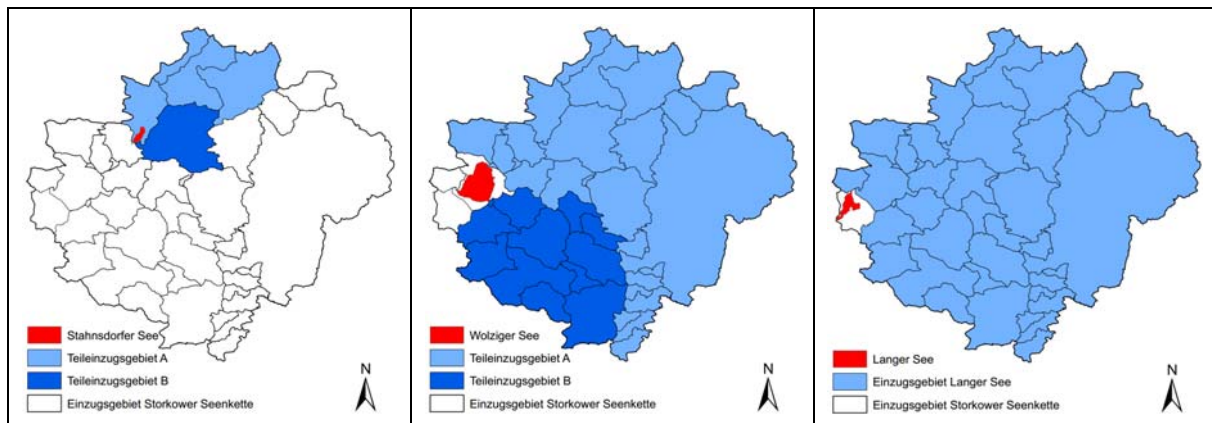


Abbildung 3.15. Teileinzugsgebiete Stahnsdorfer See, Wolziger See & Langer See

Des Weiteren wurden, nach Absprache mit dem LUGV, die prozentualen Reduktionsleistungen eines Szenarios für den Sickerwasserpfad auf die N-Konzentration übertragen. Damit wird ersichtlich, welcher Maßnahmenumfang zu welcher N-Konzentration am Einlass im jeweiligen Gewässer führt. Die Abschätzung der Kosten erfolgte auf Grundlage der angegebenen Förderhöhe des Kulturlandschaftsprogrammes in Abhängigkeit der Umsetzungshöhe einer jeweiligen Maßnahme (KULAP 2014, Stand Februar 2016). Die jährlichen Gesamtkosten beziehen sich dabei auf das gesamte Einzugsgebiet der Storkower Seenkette. Damit ist die Annahme verbunden, dass die prozentuale Umsetzung der jeweiligen Maßnahme gleichmäßig über alle Teileinzugsgebiete erfolgt. Die Begrenzung der Umsetzung bestimmter Maßnahmen in vorgegebenen Gebietskulissen bleibt somit in den Szenarien unberücksichtigt.

In Tabelle 3.6 sind die Ergebnisse der drei Szenarien zu den berechneten Reduktionsleistungen, die erzielten N-Konzentration sowie die damit verbundenen Kosten pro Jahr dargestellt. Die Reduktion der N-Menge im Sickerwasser bezieht sich immer auf das letzte Teileinzugsgebiet vor dem Einlauf eines jeweiligen Gewässers und berücksichtigt die davorliegenden Teileinzugsgebiete. Da sich die Teileinzugsgebiete der Seen teilweise überschneiden, dürfen die angegebenen Reduktionsleistungen nicht kumulativ betrachtet werden. Mit zunehmendem Maßnahmenumfang in Szenario 2 und 3 verringert sich der Eintrag von Stickstoff über das Sickerwasser und führt damit zu einer verminderten N-Konzentration am Einlass des jeweiligen Gewässers. Würden im Einzugsgebiet der Storkower Seenkette auf 40 % des Ackerlandes und 70 % des Grünlandes Agrarumweltmaßnahmen umgesetzt werden (Szenario 3), ergäbe sich daraus am Einlass des Langer Sees eine Senkung der N-Konzentration um etwa 17 %, für den Wolziger See eine Senkung um 17 % (A) bzw. 18 % (B) und für den Stahnsdorfer See eine Senkung der N-Konzentration um 20 % (A) bzw. 16 % (B).

Zusammenfassung

Die Untersuchungen zu den Reduktionsleistungen von Agrarumweltmaßnahmen im Einzugsgebiet der Storkower Seenketten haben gezeigt, dass bei einer Umsetzung von Maßnahmen auf etwa 50 % der landwirtschaftlichen Fläche eine Senkung der N-Konzentration am Einlass der betrachteten Gewässer bis zu 20 % erreicht werden kann. Dabei bleibt allerdings unberücksichtigt, dass nicht alle Maßnahmen auf allen Flächen aufgrund vorhandener Bestimmungen zu Gebietskulissen umgesetzt werden können. Daher muss mit den bestehenden Maßnahmen und den damit verbundenen Auflagen davon ausgegangen werden, dass die Reduktionsleistung geringer anzusetzen ist. Für eine weitere Senkung

der N-Konzentration ist daher neben der Reduktion des Eintrages von Stickstoff zu empfehlen, bei bestehender Landwirtschaft auch über nachgeschaltete Maßnahmen, wie die Anlage von Retentionsteichen, nachzudenken.

Tabelle 3.6. Wirkung und Kosten verschiedener Umsetzungsszenarien im Einzugsgebiet Storkower Seenkette.

	Maßnahme	Flächen- umfang (%)	Gesamt- kosten (€*a)	Teileinzugsgebiet	N-Konz. (mg L ⁻¹)		N-Red. (kg a ⁻¹)
					Ist	Nach Um- set- zung	
Szenario 1	Ackerland in Grünland	5	309.844	Stahnsdorfer See A	1,48	1,40	195
	Ökolandbau Ackerland	5		Stahnsdorfer See B	1,71	1,64	76
	Ökolandbau Grünland	10		Wolziger See A	1,02	0,98	424
				Wolziger See B	1,64	1,57	163
	Grünlandextensivierung	10		Langer See	1,04	0,99	442
Szenario 2	Ackerland in Grünland	10	672.413	Stahnsdorfer See A	1,48	1,31	426
	Ökolandbau Ackerland	10		Stahnsdorfer See B	1,71	1,56	155
	Ökolandbau Grünland	20		Wolziger See A	1,02	0,93	875
				Wolziger See B	1,64	1,48	345
	Grünlandextensivierung	30		Langer See	1,04	0,95	919
Szenario 3	Ackerland in Grünland	20	1.181.102	Stahnsdorfer See A	1,48	1,19	741
	Ökolandbau Ackerland	20		Stahnsdorfer See B	1,71	1,43	300
	Ökolandbau Grünland	30		Wolziger See A	1,02	0,85	1669
				Wolziger See B	1,64	1,35	633
	Grünlandextensivierung	40		Langer See	1,04	0,86	1733

3.3 Untersuchung der Akzeptanz von Agrarumweltmaßnahmen bei Landwirten

Andreas Horbat und Jürgen Meyerhoff (TU Berlin)

Agrarumweltmaßnahmen können durch die ressourcenschonende Bewirtschaftung der landwirtschaftlichen Fläche zu einer deutlichen Reduzierung der Stickstoffeinträge in die Gewässer führen. Allerdings setzt dies voraus, dass Landwirte bereit sind, diese vom Land nicht verbindlichen angebotenen Maßnahmen anzunehmen und auf der Fläche umzusetzen. Dabei muss der Landwirt aus ökonomischer Sicht berücksichtigen, ob die Teilnahme an solchen Agrarumweltprogrammen und den damit verbundenen Anforderungen nicht zu Lasten der Betriebswirtschaftlichkeit geht. Insbesondere bei Maßnahmen auf der Ackerlandfläche ist davon auszugehen, dass mit den Maßnahmen auch ein Ertragsverlust einhergeht. Bei der Analyse der in den Ländern Brandenburg und Berlin angebotenen Agrarumweltmaßnahmen innerhalb der Förderperiode 2007-2013 zeigte sich, dass einige Maßnahmen in sehr hohem Umfang umgesetzt wurden und einige nur auf wenigen landwirtschaftlichen Flächen (siehe 3.7).

Tabelle 3.7. Umsetzung von Agrarumweltmaßnahmen in Brandenburg innerhalb der Förderperiode 2007 - 2013

Agrarumweltmaßnahmen (KULAP)	Ziel (ha)	Erreicht 2013	
		ha	%
A1 Extensive Grünlandnutzung	85.000	91.742	108
A2 Einzelflächenbezogene ext. Bewirtschaftung best. Grünlandstandorte	26.000	6.913	27
A3 Späte und eingeschränkte Grünlandnutzung	25.000	19.368	77
B2 Ökologischer Landbau	123.100	113.873	93
B4 Anbau von Zwischenfrüchten oder Untersaaten im Ackerbau	40.000	52.647	132
B5 Freiwillige Gewässerschutzleistungen	30.000	7.169	24

Im Jahr 2013 wurde das vom Land Brandenburg definierte Ziel von 30.000 ha geförderte Fläche über die Maßnahme Freiwilliger Gewässerschutz gerade einmal zu 24 % erreicht. Der Ökologische Landbau erreichte das gesetzte Ziel von 123.100 ha hingegen zu 93 %.

Um zu untersuchen, welche maßgeblichen Einflussfaktoren neben dem finanziellen Aspekt für die Wahl eines Vertrags über die Durchführung einer Agrarumweltmaßnahme noch existieren, wurde in den Bundesländern Brandenburg und Berlin bei Landwirten eine Umfrage unter Verwendung eines Choice Experimentes durchgeführt.

Choice Experimente

Choice Experimente (CE) zählen zu den direkten ökonomischen Bewertungsmethoden, da sie über Umfragen die Präferenzen von Individuen unmittelbar abfragen (Louviere et al. 2000). Aus diesem Grund wird auch von geäußerten Präferenzen (stated preferences) gesprochen. Bei der indirekten Bewertungsmethode wird aus einem beobachteten Verhalten auf das Vorliegen einer Präferenz geschlossen (revealed preferences). Generell wird bei einem CE den befragten Personen eine

begrenzte Anzahl von Alternativen vorgelegt. Die Alternativen werden durch eine vorher definierte Anzahl von Attributen (Eigenschaften) beschrieben, die Attribute selber können wiederum verschiedene Ausprägungen (Level) annehmen. Über ein experimentelles Design werden die Level der Attribute den Alternativen der Auswahlkarten zugewiesen und die befragten Individuen gebeten, die von ihnen am stärksten präferierte Alternative auszuwählen. Mit Hilfe von ökonometrischen Schätzmodellen können aus den Auswahlentscheidungen dann im Anschluss die Präferenzen für das hypothetische Gut abgeleitet und eine Nachfragekurve erstellt werden (Hensher et al. 2015). Über die Nachfragekurve lassen sich zudem die marginalen Zahlungsbereitschaften für Veränderungen der Attribute errechnen.

Die theoretische Grundlage für CE bilden vor allem die Characteristics Theory of Value (Lancaster 1966) und die Random Utility Theory (McFadden 1974). Nach Lancaster zufolge stiftet nicht das eigentliche Gut selbst den eigentlichen Nutzen, sondern die Eigenschaften (Attribute), die das Gut beschreiben. Die Random Utility Theory nach McFadden unterscheidet hinsichtlich des Nutzens, den ein Individuum aus einem Gut bezieht, zwischen einer deterministischen Komponente, die gemessen werden kann und einer stochastischen Komponente. Für die Verteilung der stochastischen Komponente können verschiedene Annahmen festgelegt werden. Dabei wird davon ausgegangen, dass der befragten Person selbst der Nutzen vollständig bekannt ist, aber nur unvollständig durch einen Dritten beobachtbar ist (vgl. zur Methode auch Auspurg & Liebe 2011 oder Temme 2007).

CE finden in den letzten Jahren vermehrt Einsatz bei unterschiedlichen Fragestellungen in der Landwirtschaft. Gegenüber der Kontingenten Bewertungsmethoden bietet das CE die Möglichkeit mehr Informationen herauszulesen (vgl. Mahieu et al. 2014). Des Weiteren entspricht dieser Ansatz mehr den realen Entscheidungssituationen einer Person im Vergleich zu einer gebildeten Rangfolge oder Bewertung der einzelnen Attribute (vgl. Backhaus et al. 2008).

Die Abhängigkeit verschiedener Vertrags-, Markt- und Ernteparameter auf die Produktion alternativer Rohstoffe für Biokraftstoffe wurde in Kansas bei Landwirten unter Verwendung eines CE von Bergtold et al. (2014) untersucht. Dabei zeigte sich, dass unter anderem die Vertragsdauer ein wichtiges Attribut bei der Auswahlwahrscheinlichkeit war. Für die Untersuchung der Teilnahmebereitschaft an Vertragsnaturschutzprogrammen zeigte Breustedt et al. (2013) für Betriebe in Schleswig-Holstein verschiedene vertrags- und betriebsspezifische Determinanten, die sich auf die Wahrscheinlichkeit, einen Vertrag abzuschließen, auswirken. Dabei konnte aufgezeigt werden, dass mit steigender Laufzeit des Vertrages sich die Auswahlwahrscheinlichkeit verringert und mit zunehmender maximaler erlaubter Anzahl an Tieren pro Hektar sich die Wahrscheinlichkeit erhöht. Schulz et al. (2014) untersuchten die Akzeptanzbereitschaft hinsichtlich der von der Europäischen Union (EU) vorgegebenen „Greening“-Maßnahmen. Dabei wird ein Teil der von der EU an die Landwirte gezahlten Direktleistungen an konkrete zusätzliche Umweltleistungen gebunden. So wird zum Beispiel eine verstärkte Anbaudiversifizierung verlangt. Innerhalb der Studie konnte festgestellt werden, dass Landwirte das „Greening“ als teure Einschränkung wahrnehmen. Insbesondere landwirtschaftlich qualitativ hochwertige Standorte bzw. intensiv wirtschaftende Milchviehbetriebe zeigten eine erhöhte Wahrscheinlichkeit sich gegen das „Greening“ zu entscheiden. Um die Präferenzen hinsichtlich Aufforstungsverträge zu ermitteln, befragten Broch & Vedel (2011) im Rahmen eines CE 1027 Landwirte in Dänemark. Die Ergebnisse zeigten, dass die Option einen Vertrag zu kündigen die geforderten Ausgleichszahlungen senken können, wohingegen mit steigendem Monitoring mehr Ausgleichszahlungen vom Landwirt gefordert werden. Wurde mit dem Vertrag das Ziel ausgegeben, die Biodiversität und das Grundwasser zu schützen, wurden weniger Ausgleichszahlungen akzeptiert gegenüber dem Ziel der Aufforstung für die Erholung. Ebenfalls in Dänemark untersuchten Christensen et al. (2011) bei Landwirten die Präferenz für Subventionsregelungen für Pestizid-freie Zonen im Umkreis von Flüssen und Seen. Die überwiegende Mehrheit der Landwirte sind bereit, weniger

Subventionen zu akzeptieren bei nicht zu restriktiven Maßnahmenvorgaben. Des Weiteren zeigen die Ergebnisse, dass die Landwirte flexible Vertragsbedingungen mehr schätzen als eine Reduzierung des administrativen Aufwandes. Ruto & Garrod (2009) setzen in 10 Fallstudien in verschiedenen Ländern in Europa ein Choice Experiment ein, um zu untersuchen, welche Rolle die Maßnahmengestaltung bei der Teilnahmebereitschaft von Landwirten hat. Dabei zeigte sich, wie auch bei den darauffolgenden Studien, dass es einen höheren finanziellen Aufwand seitens der Politik bedarf bei steigender Vertragsdauer, geringerer Flexibilität oder höherem Zeitbedarf für die administrative Bearbeitung, die mit einer Maßnahme in Verbindung steht. In verschiedenen Regionen von Spanien untersuchten Espinosa-Goded et al. (2007), welche Präferenzen gegenüber verschiedenen Vertragsparametern bei der Teilnahme für die Maßnahme stickstofffixierende Feldfrüchte anzubauen, existieren. Die Ergebnisse zeigen, dass Landwirte geringere Zahlungen akzeptieren, wenn die Aufrechterhaltung der landwirtschaftlichen Tätigkeit durch nicht zu starke Beschränkungen gewährleistet wird.

Auch in Bezug auf bestimmte Anbau- und Managementmethoden werden CE eingesetzt, um die Präferenzen und Motivationen von Landwirten zu ermitteln. In der Studie von Jaeck & Lifran (2012) wurden 104 Entscheidungsträger aus der Landwirtschaft in der Camargue Region befragt. Dabei zeigt sich, dass die meisten Reisanbauer überzeugt werden konnten, umweltfreundliche Bewirtschaftungsformen zu übernehmen. Breustedt et al. (2007) haben mittels eines CE untersucht, welche Parameter einen entscheidenden Einfluss für den potenziellen Anbau von gentechnisch verändertem Raps haben. Für die befragten Raps anbauenden Landwirte war demnach neben der Deckungsbeitragsdifferenz und der Wartezeit für die Rückkehr zum konventionellen Rapsanbau unter anderem auch die Einstellung der Nachbarlandwirte gegenüber der Grünen Gentechnik wichtig. Aber auch betriebswirtschaftliche Kenngrößen wie zum Beispiel der Betriebstyp waren für die Auswahlwahrscheinlichkeit mitentscheidend. Mit Hilfe eines CE untersuchten Windle & Rolfe (2005), welche Zielkonflikte bei Zuckerrohrlandwirten in Queensland zu verschiedenen Anbaumöglichkeiten bestehen und wie diese in Verbindung stehen mit sozioökonomischen Eigenschaften. Als ein Ergebnis zeigte sich, dass die Landwirte bei ihrem bisherigen Zuckerrohranbau bleiben wollen.

Ökonometrischer Ansatz

Die aus der Random Utility Theory abgeleitete indirekte Nutzenfunktion lässt sich wie folgt darstellen:

$$U_{ni} = V_{ni} + \varepsilon_{ni} \quad ,$$

mit U_{ni} als indirekter Nutzen, den ein Individuum n aus der Wahl einer Alternative i bezieht, der deterministischen Komponente V_{ni} und der stochastischen Komponente ε_{ni} . Des Weiteren wird angenommen, dass die vom Individuum gewählte Alternative i auf einer Auswahlkarte C_n einen höheren indirekten Nutzen hat als der Nutzen der anderen auf der Auswahlkarte zur Verfügung stehenden Alternativen j :

$$P(i) = \text{Prob} (V_{ni} + \varepsilon_{ni} > V_{nj} + \varepsilon_{nj}) \quad \forall j \in C, j \neq i \quad .$$

Für die Berechnung der Wahrscheinlichkeit der Auswahl einer Alternative i wird beim Conditional Logit Modell angenommen, dass die stochastische Komponente (ε_{ni}) unabhängig und identisch extremverteilt (iid) ist und somit einer Gumbel-Verteilung bzw. einer Extremwertverteilung vom Typ 1 folgt (vgl. Karger 2011). Die Auswahlwahrscheinlichkeit eines Individuums n einer Alternative i beim conditional logit Modell sieht wie folgt aus:

$$P_{ni} = \frac{\exp(V_{ni})}{\sum_{j \in C} \exp(V_{nj})} \quad .$$

Die deterministische Komponente der Nutzenfunktion der i-ten Alternative wird als lineare Funktion der Attribute angenommen:

$$V_{ni} = ASC + \beta_k X_{ki} ,$$

wobei β_k der Vektor des Nutzenparameters des Attributes k ist, X_{ki} das Attribut k der Alternative i ist und ASC die alternativ spezifische Konstante darstellt, welche den Einfluss der unbeobachteten im Modell nicht berücksichtigten Faktoren auf die Wahl einer spezifischen Alternative i erfasst (Train 2003).

Das Conditional Logit Modell wird aufgrund der leichten Interpretierbarkeit häufig als erster Ausgangspunkt verwendet, unterliegt aber hinsichtlich der Annahmen gewisser Restriktionen (z. Bsp.: Nicht-Berücksichtigung zufälliger heterogener Präferenzen, Auswahl der Alternativen voneinander unabhängig). Daher wurde im zweiten Schritt ein Latent Class Modell verwendet, welches nicht diesen Restriktionen unterliegt. Im Gegensatz zum Conditional Logit Modell berücksichtigt das Latent Class Modell, dass die Befragten über unterschiedliche Präferenzen verfügen. Dabei ist es mit diesem Modell möglich, auf Grundlage der Auswahlentscheidungen innerhalb des Choice Experimentes Nutzenschätzungen verschiedener Zielgruppen zu bestimmen und die jeweilige klassenspezifische Nutzenfunktion zu ermitteln. Voraussetzung dafür ist eine möglichst homogene Zielgruppe innerhalb der Stichprobe (vgl. Backhaus et al. 2008). Die indirekte Nutzenfunktion wird im Latent Class Modell wie folgt dargestellt:

$$U_{ni|s} = \beta_s X_{ni} + \varepsilon_{ni|s} ,$$

mit β_s als segmentspezifischer Vektor der Koeffizienten, X_{ni} als Vektor der Attribute einer jeden Alternative und $\varepsilon_{ni|k}$ als stochastische Komponente des Nutzens für jedes Segment. Die Auswahlwahrscheinlichkeit einer Alternative i basiert auf dem Segment s, zu welchem ein Individuum n gehört und sieht wie folgt aus:

$$P_{ni|s} = \frac{\exp(\beta_s X_{ni})}{\sum \exp(\beta_s X_{nj})} .$$

Alternativen, Attribute und experimentelles Design

Die Auswahl der für das Choice Experiment verwendeten Alternativen erfolgte in Zusammenarbeit mit dem LUGV und berücksichtigte zudem den Bezug zu der innerhalb der ersten Projektphase untersuchten Wirkung verschiedener landwirtschaftlicher Maßnahmen im Einzugsgebiet der Unteren Havel. Insgesamt konnte der befragte Landwirt bei jeder Auswahlkarte zwischen vier Alternativen wählen (siehe Tab. 3.8).

Tabelle 3.8. Alternativen

Alternative	Beschreibung	Auflagen
Begrünung	Gefördert werden Ackerflächen, die als extensives Grünland genutzt werden, dabei den Status als Acker behalten.	• Anbau von narbenbildenden Gräsern • Stickstoffdüngung verboten, Beweidung erlaubt • Verzicht auf wendende und lockernde Bodenbearbeitung
Gewässerschutz	Gefördert wird die Einhaltung eines vorgegebenen N-Saldos von 20 kg N je Hektar bzw. 30 kg je Hektar (abhängig von dem derzeitigen N-Saldo).	• N-Untersuchungen von max. 30 kg N/ha (wenn Saldo > 45 kg/ha) bzw. max. 20 kg N/ha (wenn Saldo > 30 & < 45 kg/ha) • Umstellung von Ackerland in Grünland ist verboten
Ökologischer Landbau	Gefördert wird der ökologische Landbau nach den Grundsätzen für die Förderung einer markt- und standortangepassten Landbewirtschaftung.	• Tierbesatz von min. 0,3 RGV und max. 1,4 RGV je Hektar Hauptfutterfläche • Grünlandumbruch und Umwandlung von Ackerland in Grünland sind verboten • Mindestens einmal jährliche Nutzung (Mahd oder Beweidung)
Keine Teilnahme	Es wird kein Agrarumweltvertrag abgeschlossen.	

Die angebotenen Alternativen sind Maßnahmen aus der aktuellen bzw. letzten Förderperiode vom Kulturlandschaftsprogramm der Länder Brandenburg und Berlin (KULAP). Mit der Alternative „Ich wähle keinen Vertrag“ wurde dem Landwirt die Option gegeben, sich gegen alle drei Maßnahmenalternativen zu entscheiden.

Die Auswahl der Attribute und deren Ausprägungen erfolgte nach Gesprächen mit Experten sowie aus der Recherche vorangegangener Studien und berücksichtigte dabei die Kompatibilität zu den Bedingungen der bestehenden Vertragsmodalitäten der ausgewählten Maßnahmenalternativen (siehe Tab. 3.9).

Tabelle 3.9. Attribute

Attribut	Beschreibung	Ausprägungen
Vertragslaufzeit	Laufzeit, in der der Landwirt die gewählte Maßnahme umsetzen muss	3 Jahre 5 Jahre 12 Jahre
Kündigung	Möglichkeit den Vertrag und damit die Maßnahme zum Jahresende zu kündigen	Ja Nein
Minimaler Anteil der landwirtschaftlichen Fläche	Anteil der im Betrieb zur Verfügung stehenden landwirtschaftlichen Fläche, die für die Maßnahme genutzt werden muss	10 % 40 % 100 %
Kontrolle	Anteil der Betriebe, die durch die Landesbehörde kontrolliert werden	3 % 10 % 30 %
Zeitaufwand im Büro	Anzahl an Stunden im Monat, die für die administrative Bearbeitung der Maßnahmen notwendig sind (Antragsstellung, Monitoring, usw.)	Gering (0 – 10 Stunden) Mittel (10 – 20 Stunden) Hoch (> 20 Stunden)
Ausgleichszahlung	Jährliche Prämie pro Hektar für die Teilnahme einer entsprechenden Maßnahme	40 €/ 65 €/ 120 € / 170 € / 240 € / 370 €

Die Maßnahmenalternativen mit deren Auflagen und die Attribute mit den dazugehörigen Ausprägungen wurden dem Landwirt vor dem Beginn des eigentlichen Choice Experimentes erklärt.

Die Ausprägungen der Attribute wurden mit Hilfe eines effizienten experimentellen Designs zu Auswahlkarten kombiniert (siehe Bliemer & Rose 2014). Die daraus insgesamt 18 erstellten Auswahlkarten (s. Abb. 3.16) wurden auf zwei Blöcke verteilt und jeder Person wurden neun Karten während des Interviews präsentiert. Auf jeder Karte musste der Landwirt sich für die von ihm am meisten präferierte Alternative entscheiden.

	Begrünung	Gewässerschutz	Ökologischer Landbau	Keine Maßnahme
Vertragslaufzeit	5 Jahre	3 Jahre	12 Jahre	Ich würde keinen Vertrag abschließen
Kündigung	Nein	Nein	Ja	
Minimaler Flächenanteil	100 %	100 %	40 %	
Kontrollen	10 %	3 %	30 %	
Zeitaufwand	Mittel	Gering	Mittel	
Ausgleichszahlung (€/ha/a)	65	370	370	

Abbildung 3.16. Auswahlkarte

Stichprobe und Befragung

Im Februar 2015 wurden alle im Jahr 2014 als landwirtschaftlich gemeldete Betriebe in Brandenburg und Berlin angeschrieben (n= 5732) und zu einer Online-Umfrage eingeladen. Die Daten wurden vom Landesamt für Ländliche Entwicklung, Landwirtschaft und Flurneuordnung bereitgestellt. Bei Betrieben mit vorhandener E-Mail-Adresse (n = 2730) wurde eine E-Mail mit einem anonymisierten Link verschickt, welcher es den Landwirten ermöglichte, direkt zur Umfrage zu gelangen. Die restlichen 3002 Betriebe wurden per Anschreiben zur Umfrage eingeladen. Nach zwei Wochen wurde der Vorgang wiederholt, um nochmals auf die Umfrage aufmerksam zu machen und somit möglichst viele Landwirte interviewen zu können. Die Umfrage wurde mit Hilfe der Software von der Firma Questback GmbH erstellt und bestand aus unterschiedlichen Frageblöcken. Neben einleitenden Fragen zum Betrieb und dem Choice Experiment wurden die Landwirte auch zu ihrer Einstellung und ihrem Wissen zu verschiedenen meist umweltbezogenen Themen befragt. Anfang Mai 2015 wurde die Umfrage beendet. Bis dahin haben 1051 Betriebe die Umfrage angefangen, von denen 430 die Umfrage vorzeitig abgebrochen haben. 621 Betriebe haben die Umfrage beendet, wovon 26 Interviews aufgrund fehlender einzelner Angaben entfernt worden sind. Damit blieben 595 auswertbare Interviews. Aus Abbildung 3.17 wird die Verteilung der an der Online-Umfrage beteiligten Betriebe über Brandenburg & Berlin ersichtlich. Die meisten interviewten Betriebe sind im nördlichen Teil von Brandenburg angesiedelt, welches der Gesamtverteilung der gemeldeten Betriebe entspricht. Ein mitbestimmender Grund für die verstärkt im Norden auftretenden Betriebe ist die dort häufig bessere Bodenqualität.

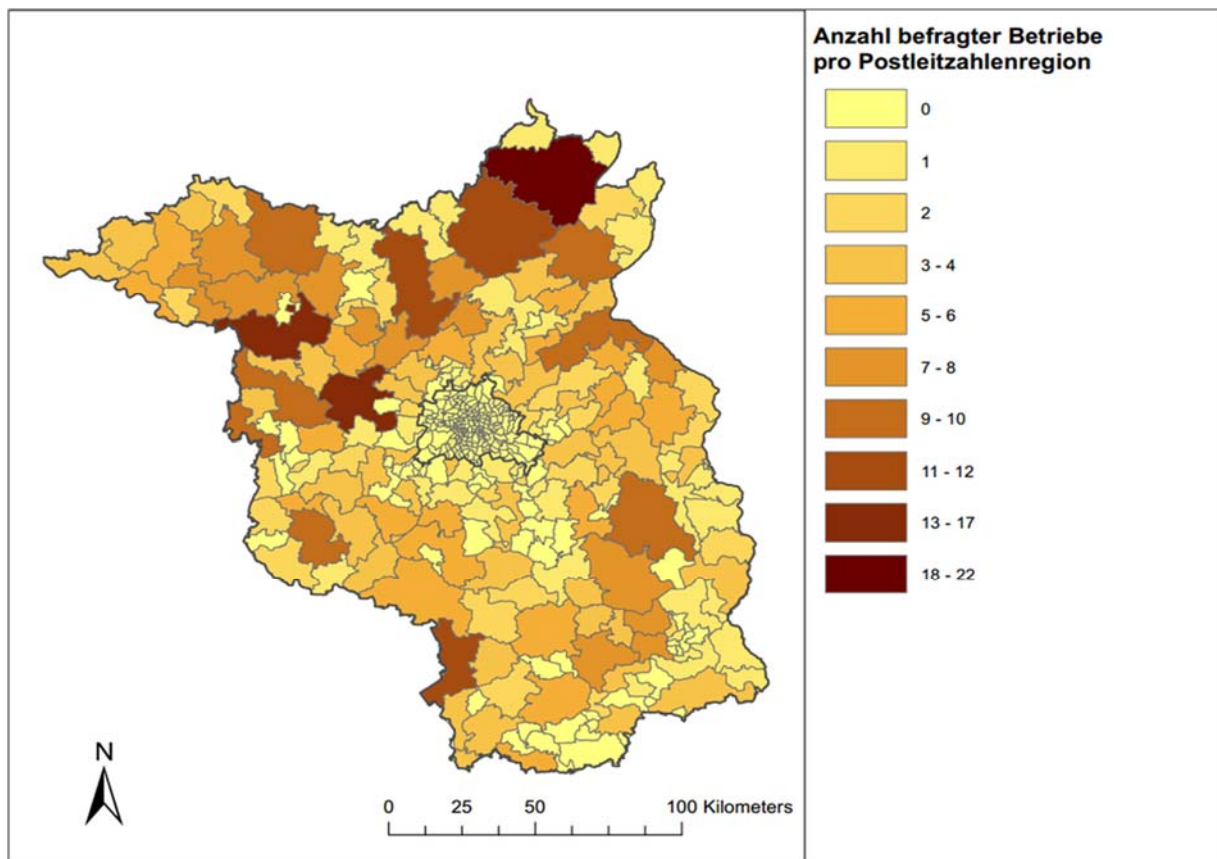


Abbildung 3.17. Verteilung der befragten Betriebe im Untersuchungsgebiet

Deskriptive Statistik

In Tabelle 3.10 ist die Auswertung der deskriptiven Statistik der Umfrage dargestellt sowie die dazugehörigen Mittelwerte aus dem Land Brandenburg. Von den befragten Betrieben waren 64 % Einzelunternehmen, wovon mehr als die Hälfte im Nebenerwerb geführt wurden. Im Vergleich zum Land Brandenburg waren in der Umfrage die Rechtsform der Personengemeinschaften und -gesellschaften sowie die Juristischen Personen leicht überrepräsentiert. In Bezug auf die Betriebsform sind von den befragten Betrieben überdurchschnittlich viele Pflanzenbau- und Viehhaltungsverbundbetriebe vertreten. Die Ackerbau- und Futterbaubetriebe sind hingegen etwas unterrepräsentiert. Die durchschnittliche Ausstattung der landwirtschaftlichen Fläche pro Betrieb ist mit 419 ha sehr hoch. In Brandenburg hat ein Betrieb im Jahr 2013 im Mittel eine Flächenausstattung von 238 ha gehabt. Der durchschnittliche Ackerlandanteil der befragten Betriebe ist mit 53 % deutlich kleiner als der mit 78 % angegebene Mittelwert in Brandenburg. Die Bodenqualität eines Betriebes wurde über die Zugehörigkeit zu einer entsprechenden Landbaugebietsklasse erfragt (5 Klassen). Eine Klasse entspricht einer definierten Grenze an Ackerzahlen. Landbaugebiet 1 entsprechen Böden mit einer Ackerzahl über 45, also einer guten Bodenqualität. Landbaugebiet 5 entsprechen Böden mit einer Ackerzahl unter 23, und damit den Standorten mit schlechter Bodenqualität. Bei der Befragung wurde ermittelt, dass die durchschnittlich angegebene Landbaugebietsklasse 3 war, welche einer Ackerzahl von 29 – 35 entspricht. 16 % der Befragten waren Betriebsleiter ökologisch wirtschaftender Betriebe.

Tabelle 3.10. Deskriptive Statistik

Variable		Mittelwert Umfrage (N = 565)	Mittelwert Brandenburg 2013* (N = 5400)
Rechtsform (in %)	Einzelunternehmen davon	64	69
	Haupterwerb	46	43
	Nebenerwerb	54	57
	Personengemeinschaft, -gesellschaft (z.B.: GbR, OHG KG)	15	13
	Juristische Personen (z.B.: e.V., eG, GmbH, AG)	21	19
Betriebsform (in %)	Ackerbaubetrieb	26	33
	Futterbaubetrieb	29	37
	Pflanzenbau- Viehhaltungsverbundbetrieb	29	17
	Sonstige	16	13
Landwirtschaftliche Fläche (ha)		419	238
Ackerlandanteil in % (vs. Grünland & Dauerkultur)		53	78
Landbaugebiet		3	-
Ökolandbau (%)		16	12

*Quellen: Agrarbericht Brandenburg, Statistisches Bundesamt, Amt für Statistik Berlin & Brandenburg

Ergebnisse

Die Ergebnisse der verwendeten Schätzmodelle wurden mit Hilfe der Statistiksoftware R unter der Verwendung der Erweiterung gmn1 (Sarrias 2015) berechnet. Dabei wurden immer die Interaktionen zwischen der Alternative und dem Attribut mit in das Modell aufgenommen, um die Ergebnisse getrennt nach den einzelnen Maßnahmenalternativen interpretieren zu können.

Conditional Logit Model

Die Ergebnisse der Schätzung mit dem Conditional Logit Modell werden in Tabelle 3.11 dargestellt. Die Alternativspezifische Konstante (ASC) ist für alle Maßnahmenalternativen signifikant und trägt ein negatives Vorzeichen. Das zeigt, dass die Landwirte die Alternative „Keine Teilnahme“ gegenüber den anderen Maßnahmenalternativen vorziehen. Die Vertragslaufzeit ist für alle Maßnahmen signifikant und ebenfalls mit einem negativen Vorzeichen versehen. Je länger die angebotene Vertragslaufzeit einer Alternative war, umso geringer war demnach die jeweilige Auswahlwahrscheinlichkeit. Die Option, einen Vertrag zum Jahresende vor Ablauf der eigentlichen Laufzeit zu kündigen, erhöhte die Auswahlwahrscheinlichkeit für die Alternativen Begrünung und Gewässerschutz. Für den Ökologischen Landbau war diese Eigenschaft eines Vertrages wie auch die geordnete Mindestfläche, auf der eine Maßnahme umgesetzt werden muss, auf dem 95 % Signifikanzniveau nicht signifikant. Für die Alternativen Begrünung und Gewässerschutz war das Attribut jedoch signifikant und mit einem negativen Vorzeichen versehen. Je höher die geforderte Mindestfläche war, die für die beiden

Alternativen bereitgestellt werden müsste, desto geringer war die Wahrscheinlichkeit, dass die Alternative gewählt wurde. Die erhöhte Wahrscheinlichkeit durch die Landesbehörden kontrolliert zu werden, ist für die Landwirte bei der Auswahl aller Alternativen nicht relevant gewesen. Der mit den Maßnahmen verbundene administrative Zeitaufwand ist hingegen bei allen Alternativen signifikant und mit einem negativen Vorzeichen versehen. Das Attribut der Ausgleichszahlung ist für alle Alternativen signifikant und trägt das erwartete positive Vorzeichen.

Tabelle 3.11. Ergebnis Conditional Logit Modell

Variablen	Conditional Logit Model					
	Begrünung		Gewässerschutz		Ökologischer Landbau	
	Koef.	Z-Wert	Koef.	Z-Wert	Koef.	Z-Wert
ASC	-2,314	-8,365	-0,954	-3,594	-2,549	-8,040
Vertragslaufzeit	-0,066	-6,761	-0,102	-5,315	-0,059	-4,857
Kündigung	0,339	4,531	0,223	2,374	0,004	0,041
Mindestflächenanteil	-0,006	-5,522	-0,005	-3,544	-0,002	-1,724
Kontrolle	0,000	-0,068	0,007	1,297	0,004	0,785
Zeitaufwand	-0,187	-4,369	-0,200	-3,059	-0,185	-3,350
Ausgleichszahlung	0,005	12,990	0,004	9,424	0,004	8,316
Landwirtschaftsfläche	-0,000	-3,520	0,000	0,628	-0,001	-7,675
Ackerlandanteil	0,002	0,800	-0,007	-3,277	0,002	0,864
Grünlandanteil	0,013	5,150	0,009	4,063	-0,002	-1,082
Landbaugebiet	0,316	8,415	0,095	2,284	0,237	5,484
LogLikelihood	-5869,9					
Befragte	565					
Beobachtungen	5085					

Neben den vertragsspezifischen Variablen sind auch einige betriebsspezifische Eigenschaften mit in das Modell aufgenommen worden. Die Ergebnisse zeigen, dass mit zunehmender landwirtschaftlicher Ausstattung eines Betriebes die Auswahlwahrscheinlichkeit für die Alternativen Begrünung und Ökologischer Landbau sinkt. Für die Alternative Gewässerschutz ist die Größe der landwirtschaftlichen Fläche nicht ausschlaggebend gewesen. Mit zunehmendem Ackerlandanteil verringert sich die

Wahrscheinlichkeit die Alternative Gewässerschutz zu wählen, mit steigendem Grünlandanteil steigt hingegen wie für die Alternative Begrünung die Wahrscheinlichkeit. Mit steigender Zahl der Landbaugebietsklasse steigt die Auswahlwahrscheinlichkeit bei allen Alternativen. Je schlechter der Boden eines Betriebes ist, auf dem er wirtschaftet, desto höher ist die Wahrscheinlichkeit, dass der Landwirt einen Vertrag unterschreibt.

Latent Class Modell

Für die Bestimmung der optimalen Anzahl an Segmenten im verwendeten Modell wurden im Vorfeld der Arbeit verschiedene Latent Class Modelle mit unterschiedlicher Anzahl an Segmenten berechnet. Die Auswahl des Modells mit drei Segmenten erfolgte nach dem Vergleich des Bayesschen Informationskriteriums (siehe Hensher et al. 2015).

Die Ergebnisse für das berechnete Latent Class Modell mit drei Segmenten sind in Tabelle 3.12 dargestellt. Die jeweils signifikanten Interaktionsvariablen wurden in der Tabelle grau hinterlegt. Bei Betrachtung der Wahlhäufigkeit wird für das erste Segment deutlich ersichtlich, dass nur 12 % der getroffenen Entscheidungen während des Choice Experimentes auf eine der Maßnahmenalternativen fiel. 88 % der Entscheidungen fielen demnach auf die Option keinen Vertrag abzuschließen. Dies wird ebenfalls deutlich bei der Betrachtung der alternativspezifischen Konstante (ASC), welche bei allen signifikant ist und ein negatives Vorzeichen trägt. Die Vertragslaufzeit, erhöhte Kontrollen und eine Option den Vertrag zu kündigen, ist für Landwirte des ersten Segmentes bei der Auswahl nicht relevant. Die geforderte Mindestfläche weist für alle Alternativen ein signifikant negatives Vorzeichen auf. Der Koeffizient des Attributes Zeitaufwand ist lediglich für die Alternative Gewässerschutz signifikant und negativ. Die Ausgleichszahlung weist, wie auch für die anderen Segmente, das zu erwartende positive Vorzeichen auf. Insgesamt gehören 200 Landwirte von den befragten Landwirten zu diesem Segment.

Bei Betrachtung der deskriptiven Beschreibung (siehe Tab. 3.13) zeigt sich, dass die Betriebe dieser Gruppe über eine überdurchschnittliche Flächenausstattung verfügen mit einem höheren Ackerlandanteil gegenüber den anderen Landwirten der anderen Segmente. Diese Landwirte wirtschaften auf besseren Standorten mit überwiegend konventioneller Betriebsstruktur. Das zweite Segment kennzeichnet eine Gruppe von Landwirten mit einer positiven Präferenz gegenüber der Alternative Begrünung und einer negativen Präferenz gegenüber der Alternative Ökologischer Landbau. Auch bei der Verteilung der Wahlhäufigkeit während des Choice Experimentes wird dieser Umstand ersichtlich. In lediglich 3 % der Auswahlentscheidungen wurde die Alternative Ökologischer Landbau gewählt. Mit zunehmender Vertragslaufzeit besteht bei dieser Gruppe bei allen Alternativen eine verringerte Wahrscheinlichkeit der Wahl. Die Option, den Vertrag zu kündigen, würde die Wahrscheinlichkeit erhöhen, dass Landwirte in diesem Segment die Alternative Gewässerschutz oder Ökologischer Landbau wählen. Der geforderte Mindestflächenanteil einer Maßnahme ist bei allen Alternativen signifikant mit einem negativen Vorzeichen. Die Höhe der Kontrollen durch Behörden ist, wie auch bei Landwirten der ersten Gruppe, hier nicht relevant. Der Zeitaufwand verringert die Auswahl für die Alternativen Begrünung und Ökologischer Landbau. Aus Tabelle 3.13 wird ersichtlich, dass sich die Gruppe der Landwirte bei fast allen Betriebseigenschaften nahe dem Durchschnittswert aller Beobachtungen befindet. Ähnlich wie bei der ersten Gruppe sind bei der zweiten Gruppe von Landwirten mit 6 % unterdurchschnittlich wenig Ökolandbauern repräsentiert.

Tabelle 3.12. Ergebnis Latent Class Modell

Alternative	Latent Class Modell								
	1. Klasse			2. Klasse			3. Klasse		
	(n=200)			(n=229)			(n=136)		
	Begr.	Gew.	ÖkLa	Begr.	Gew.	ÖkLa	Begr.	Gew.	ÖkLa
Wahlhäufigkeit während des CE (%)	5	5	2	44	26	3	14	10	54
Koeffizient	Koef.	Koef.	Koef.	Koef.	Koef.	Koef.	Koef.	Koef.	Koef.
(Z-Wert)	(Z-Wert)	(Z-Wert)	(Z-Wert)	(Z-Wert)	(Z-Wert)	(Z-Wert)	(Z-Wert)	(Z-Wert)	(Z-Wert)
ASC	-2,843 (-5,732)	-2,887 (-6,739)	-3,912 (-5,882)	0,752 (4,188)	-0,114 (-0,769)	-1,810 (-3,332)	-1,832 (-4,990)	-1,346 (-4,455)	0,751 (3,594)
Vertragslaufzeit	-0,062 (-1,710)	-0,007 (-0,068)	0,030 (0,487)	-0,095 (-6,367)	-0,132 (-4,970)	-0,108 (-2,547)	-0,079 (-3,191)	-0,128 (-2,922)	-0,096 (-4,892)
Kündigung	0,231 (0,872)	0,488 (1,852)	0,299 (0,683)	0,155 (1,413)	0,335 (2,460)	0,735 (2,120)	0,572 (2,762)	0,334 (1,354)	0,010 (0,062)
Mindestflächenanteil	-0,018 (-3,876)	-0,015 (-3,827)	-0,026 (-3,309)	-0,008 (-5,406)	-0,005 (-2,771)	-0,013 (-2,316)	0,003 (1,224)	0,001 (0,252)	-0,001 (-0,288)
Kontrolle	-0,009 (-0,735)	-0,047 (-1,285)	-0,028 (-1,469)	0,006 (1,148)	0,004 (0,529)	0,013 (0,826)	0,039 (4,248)	0,013 (1,008)	0,022 (3,247)
Zeitaufwand	0,227 (-1,613)	-0,384 (-2,285)	-0,065 (-0,240)	-0,275 (-4,241)	0,004 (0,047)	-0,615 (-2,792)	-0,188 (-1,544)	-0,130 (-0,768)	-0,377 (-3,768)
Ausgleichszahlung	0,007 (6,589)	0,007 (6,589)	0,007 (6,589)	0,005 (11,013)	0,005 (11,013)	0,005 (11,013)	0,006 (10,137)	0,006 (10,137)	0,006 (10,137)
LogLikelihood	-4869,6								
Befragte	565								
Beobachtungen	5085								

Das dritte Segment bildet bezüglich der Anzahl an zugehörigen Betrieben die geringste Gruppe (n=138). Die Ergebnisse des Modells in Tabelle 3.12 zeigen, dass eine deutliche Präferenz gegenüber der Maßnahme Ökolandbau vorherrscht. Dies zeigt sich einerseits durch die Wahlhäufigkeit von 54 % aller Entscheidungen im Choice Experiment und andererseits durch die signifikante positive alternativspezifische Konstante. Die Vertragslaufzeit ist signifikant und negativ. Die Option zu kündigen führt bei dieser Gruppe lediglich gegenüber der Alternative Begrünung zu einer erhöhten Auswahlwahrscheinlichkeit. Der Mindestflächenanteil ist im Gegensatz zu den anderen Gruppen für keine Alternative signifikant. Auch besteht ein Unterschied bei der erhöhten Wahrscheinlichkeit, durch Behörden kontrolliert zu werden. So liegt hier ein positiver Einfluss auf die Auswahlwahrscheinlichkeit für die Alternativen Begrünung und Ökologischer Landbau vor. Die Landwirte dieser Gruppe befürworten also zusätzliche Kontrollen. Ein erhöhter Zeitaufwand führt hingegen zu einer verringerten Auswahlwahrscheinlichkeit der Alternative Ökologischer Landbau. Bei Betrachtung betriebsspezifischer Eigenschaften dieser Gruppe zeigt sich deutlich, dass es sich um Betriebe mit verhältnismäßig kleiner Flächenausstattung handelt, mit einem überdurchschnittlich großen Grünlandanteil. Wie zu erwarten, sind in dieser Gruppe ökologisch wirtschaftende Betriebe mit einem Anteil von 47 % stark überdurchschnittlich vertreten. Auch werden die Betriebe in dieser Gruppe weitaus häufiger im Nebenerwerb geführt als im Gesamtdurchschnitt.

Tabelle 3.13. Deskriptive Statistik der verschiedenen Segmente

	1. Segment Ø	2. Segment Ø	3. Segment Ø	Total Ø
Alter Betriebsleiter_in	48	48	49	48
Haupterwerb in % (vs. Nebenerwerb)	50	49	38	46
Landwirtschaftliche Fläche pro Betrieb (ha)	557	435	188	428
Anteil an Ackerland in % (vs. Grünland & Dauerkulturen)	63	51	40	50
Bodenqualität (LBG I-V)	3.1	3.6	3.6	3.4
Ökolandbau (%)	6	6	47	16
Mitglied eines landwirtschaftlichen Verbandes (%)	59	59	57	59
Vergangene Teilnahme an Agrarumweltmaßnahmen (%)	60	65	68	64

Bedeutung von Argumenten bei der Teilnahme an Agrarumweltmaßnahmen

Innerhalb der Umfrage wurden die Landwirte gebeten anzugeben, welche Bedeutung bestimmte Aspekte für sie bei der Teilnahme an Agrarumweltmaßnahmen haben. Dabei zeigen sich deutliche Unterschiede zwischen den verschiedenen Gruppen (Abb. 3.18). Demnach ist für die erste Gruppe, die tendenziell die angebotenen Agrarumweltmaßnahmen ablehnt, der geforderte Mindestflächenanteil sehr wichtig sowie der Aspekt der Unsicherheit, dass freiwillige Vereinbarungen möglicherweise zur Pflicht werden könnten. Der dritten Gruppe, welche eine starke Präferenz für die Maßnahme „Ökologischer Landbau“ besitzt, ist eine positive Auswirkung auf Natur und Umwelt sehr wichtig. Alle

Gruppen sprechen sich mehrheitlich dafür aus, dass die Ausgleichszahlung höher als die direkten Kosten sowie dass die administrative Arbeit nicht zu hoch sein sollte.

Bedeutung von Aspekten für die Teilnahme an Agrarumweltmaßnahmen

- Anteil der Antworten mit „sehr wichtig“

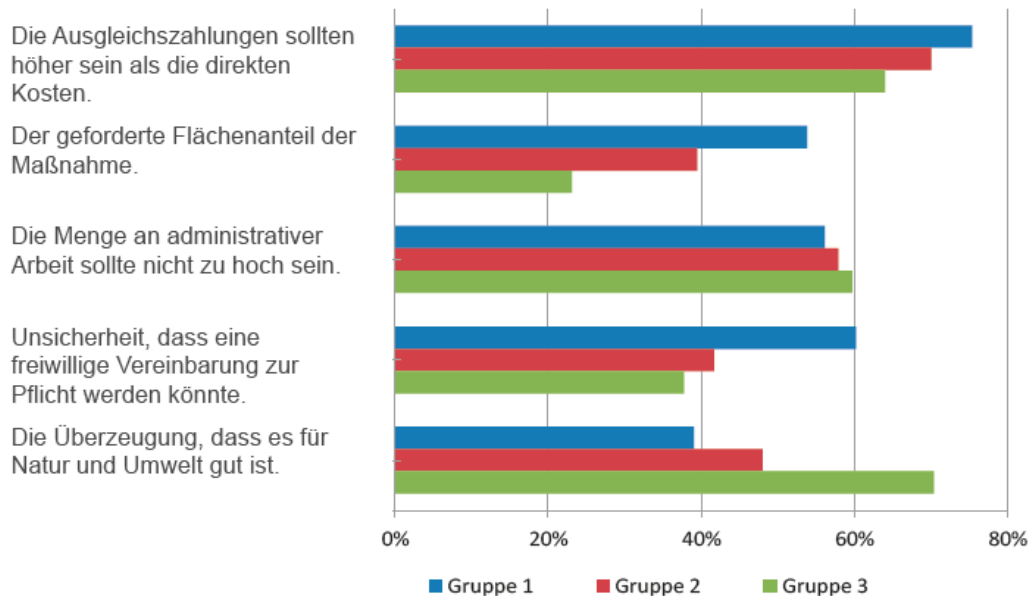


Abbildung 3.18. Wichtung von Argumenten für eine Teilnahme von Landwirten an Agrarumweltmaßnahmen.

Akzeptanzbereitschaft

Unter Verwendung der Ergebnisse des Latent Class Modells wurde die marginale Akzeptanzbereitschaft (mAB) der Landwirte für die einzelnen Attribute berechnet. Dabei wird die Akzeptanzbereitschaft als die Menge an Geld definiert, die die Person bekommen muss für die Veränderung eines jeweiligen Attributzustandes. Kalkuliert wird der Betrag über die Bildung eines Quotienten aus dem Parameter β des betrachteten Attributes und dem Parameter β des Preisattributes. Daraus ergibt sich:

$$mAB = \frac{\beta_{\text{Attribut}}}{\beta_{\text{Preisattribut}}} .$$

In Tabelle 3.14 sind die berechneten Summen für ein jeweiliges Attribut in Abhängigkeit der einzelnen Maßnahmenalternativen dargestellt. Dabei wird ersichtlich, dass allein für die Maßnahme, ohne weitere Spezifikationen der Vertragslaufzeit oder anderer Eigenschaften, 134 € für die Maßnahme Begrünung, 216 € für die Maßnahme Gewässerschutz und 319 € für die Maßnahme Ökologischer Landbau gezahlt werden muss. Für ein Jahr Vertragslaufzeit muss je nach Maßnahme zwischen 11 € und 16 € gezahlt werden. Mit der Option, den Vertrag vor Ablauf der eigentlichen Laufzeit zu kündigen, könnten bei der Maßnahme Gewässerschutz etwa 52 € eingespart werden. Für den Mindestflächenanteil müssten hingegen bis zu 2,39 € pro vertraglich gebundener Prozentanteil einer Fläche gezahlt werden. Ein steigender Zeitaufwand muss insbesondere für die Maßnahme Ökologischer Landbau hoch entlohnt werden.

Tabelle 3.14. Akzeptanzbereitschaft der Vertragsparameter (auf Basis der Ergebnisse des Latent Class Modells)

	Attributlevel	Begrünung	Gewässerschutz	Ökologischer Landbau
Latent Class Modell	ASC	-134.00	-216.00	-318.86
	Vertragslaufzeit	-10.74	-15.55	-12.42
	Kündigung	21.52	52.23	0.00
	Mindestflächenanteil	-1.59	-1.22	-2.39
	Kontrolle	1.48	0.00	0.82
	Zeitaufwand	-22.43	-19.57	-64.43

In Tabelle 3.15 ist die marginale Akzeptanzbereitschaft (mAB) für die einzelnen Maßnahmen in Abhängigkeit derzeit geltender Bedingungen (Stand Januar 2016) des Kulturlandschaftsprogrammes (KULAP) der Länder Brandenburg und Berlin dargestellt. Für die Maßnahme Begrünung müssten demnach im Mittel 225 € pro ha und Jahr gezahlt werden. Derzeit werden für diese Maßnahme 270 € gezahlt. Es ist daher davon auszugehen, dass diese Maßnahme in den nächsten Jahren vermehrt umgesetzt wird. Die aus dem Kulturlandschaftsprogramm 2007 gezahlten 65 € für die Maßnahme Gewässerschutz liegen um ein Vielfaches unter der von den Landwirten aus der Umfrage ermittelten Prämienhöhe von 333 €. Hierbei wird die Diskrepanz zwischen den Forderungen der Landwirte und den tatsächlich gezahlten Prämien ersichtlich und zeigt, warum die Maßnahme in der Förderperiode 2007 – 2014 mit 7169 ha geförderter Fläche weit unter dem vom Land Brandenburg gesetzten Ziel von 30.000 ha blieb. Für die Maßnahme Ökologischer Landbau werden derzeit 209 € (Ackerland) bzw. 210 € (Grünland) pro ha gezahlt. Die über die Umfrage ermittelte Ausgleichszahlung von 506 € liegt damit deutlich höher. Ein Grund für die hohe Forderung könnte dadurch bedingt sein, dass von dieser Maßnahme nicht nur Teilflächen betroffen sind, sondern der ganze Betrieb auf eine ökologische Bewirtschaftung umgestellt werden muss.

Tabelle 3.15. Akzeptanzbereitschaft nach bestehenden KULAP-Vertragsbedingungen

		Begrünung	Gewässerschutz	Ökologischer Landbau
Vertragslaufzeit		5 Jahre	5 Jahre	5 Jahre
Kündigung		Nein	Nein	Nein
Minimaler Flächenanteil		-	-	-
Kontrolle		5 %	5 %	5 %
Zeitaufwand (Büro)		Mittel	Mittel	Mittel
Ausgleichszahlung €/ha/a	KULAP 2007	-	65	150
	KULAP 2014	270	-	209/210
mAB €/ha/a		225	333	506

Diskussion

Die Ergebnisse aus der Befragung bei Landwirten zeigen, dass Landwirte in Bezug auf die Teilnahme an Agrarumweltmaßnahmen möglichst flexibel sein möchten. Das wird ersichtlich durch die negative Präferenz für die steigende Vertragslaufzeit und die positive Präferenz für die Option, den Vertrag vor Ablauf der eigentlichen Laufzeit zu kündigen. Durch zu starke Begrenzung der Flexibilität hat ein Landwirt nicht mehr die Möglichkeit auf aktuelle Vorgänge am Markt zu reagieren, wie zum Beispiel steigende Absatzpreise für Getreide. Des Weiteren zeigte sich, dass durch eine Vereinfachung der mit den Maßnahmen verbundenen administrativen Bearbeitung, und damit einhergehenden Verringerung der Zeitaufwendung, die Akzeptanz bei allen Maßnahmen bei gleichzeitiger Stabilität der Prämien gesteigert werden kann. Hier haben Landesbehörden zum Beispiel durch gezielte Beratungsangebote zu Agrarumweltmaßnahmen die Möglichkeit, mehr Informationen bereitzustellen und somit die Bearbeitung zu erleichtern. Auch gewisse Standortfaktoren, wie eine schlechtere Bodenqualität, erhöhen die Wahrscheinlichkeit, Agrarumweltmaßnahmen zu wählen. Dies könnte bei der Bestimmung von Gebietskulissen für Maßnahmen mitberücksichtigt werden.

Des Weiteren wurden unterschiedliche Gruppen von Landwirten mit unterschiedlichen Präferenzen identifiziert. Die kleinste Gruppe (24 %) bilden Landwirte, die in erster Linie eine starke Präferenz gegenüber der Maßnahme Ökologischer Landbau haben. Diese Landwirte sind überzeugt von einer ressourcenschonenden Bewirtschaftung der landwirtschaftlichen Fläche. Allerdings sind dies eher kleine Betriebe mit einem nur sehr geringen Gesamtflächenanteil. Lediglich 10 % der landwirtschaftlichen Fläche können dieser Gruppe zugeordnet werden. Daher können gesetzte Umweltziele nur erreicht werden, wenn auch die anderen Gruppen von Landwirten überzeugt werden können. Dies wird insbesondere für die relativ große Gruppe (35 %) an Landwirten schwer, welche eine starke ablehnende Haltung gegenüber den Maßnahmen Begrünung, Gewässerschutz und Ökologischer Landbau gezeigt haben. Dies sind Betriebe mit großer Flächenausstattung und überdurchschnittlich guten Böden. Hierbei wird der Zielkonflikt der Landwirte ersichtlich zwischen einer umweltschonenden Bewirtschaftungsweise und einer Bewirtschaftungsweise, welche den maximalen Gewinn für den Betrieb verspricht. Diese Gruppe von Landwirten verfügt innerhalb der

befragten Betriebe über einen Flächenanteil von 47 %. Somit wird fast die Hälfte der landwirtschaftlichen Flächen nur mit sehr großen Anstrengungen und finanziellem Aufwand erreicht werden können. Das zeigt, dass das Prinzip der freiwilligen Teilnahme an Agrarumweltmaßnahmen in Bezug auf gesetzte Umweltziele auf gewisse Grenzen stößt.

3.4 Nutzen aus der Verbesserung des ökologischen Zustandes der Gewässer

Andreas Horbat und Jürgen Meyerhoff (TU Berlin)

Intakte Gewässerlandschaften tragen mit ihrem Freizeit- und Erholungswert zum Wohlbefinden und zur Gesundheit von Menschen bei (Schäfer & Kowatsch 2015). Um diesen gesellschaftlichen Wert zu erfassen, wurde in der ersten Projektphase von NITROLIMIT über eine Umfrage bei Berlinern und Brandenburgern ermittelt, welcher ökonomische Nutzen sich mit der Verbesserung der Gewässerqualität verbinden lässt (siehe Endbericht NITROLIMIT I bzw. Diskussionspapier Band 4).

In der zweiten Phase wurden die vorhandenen Daten aus der Bevölkerungsumfrage weiter ausgewertet. Dabei wurden 1) die verschiedenen Aktivitäten am Gewässer bzw. die unterschiedliche Nutzung von Berlinern und Brandenburgern untersucht und 2) auf Grundlage der Informationen zu einem aufgesuchten Gewässer die dortige Umgebung analysiert, um mit Hilfe von Schätzmodellen zu ermitteln, welche Faktoren die Häufigkeit der Besuche von Gewässern positiv bzw. negativ beeinflussen.

Erholungsnutzung von Berlinern und Brandenburgern am Gewässer

Die Ergebnisse hinsichtlich der Nutzung der Gewässer zeigen, dass Brandenburger häufiger ein Gewässer besuchten als Berliner (Abb. 3.19), wobei die Befragten bei ihren Gewässerbesuchen eher im eigenen Bundesland blieben. Knapp zwei Drittel der Befragten besuchten dabei am häufigsten einen See, ein Drittel dagegen besuchte am häufigsten ein Fließgewässer. Die beliebtesten Aktivitäten an Gewässern waren Spaziergehen, gefolgt von Schwimmen, Radfahren und anderen Aktivitäten wie Bootfahren, Joggen und Wandern (Abb. 3.20). Angeln wurde dagegen von den befragten Personen eher selten als Freizeitnutzung der Gewässer genannt.

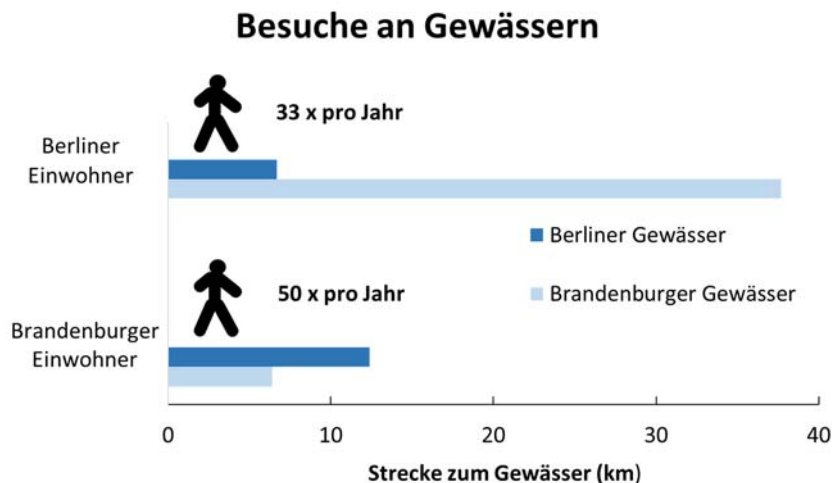


Abbildung 3.19. Anzahl der Gewässerbesuche und zurückgelegte Strecke zu den am häufigsten besuchten Gewässern der Berliner und Brandenburger Einwohner innerhalb eines Jahres vor der Befragung

Weiterhin zeigt sich, dass Berliner gegenüber Brandenburgern größere Distanzen bei ihren Gewässerbesuchen zurücklegen (Abb. 3.19). Dies ist plausibel, da viele Berliner erst einmal die Stadt verlassen und somit eine größere Strecke zurücklegen müssen, um an ein Gewässer zu gelangen. Auch war bei den Berlinern die geplante Freizeitaktivität am Gewässer ausschlaggebend für die Entfernung zum Gewässer. So legten Berliner eine größere Distanz zurück, um an ein Gewässer zum Schwimmen zu gelangen als an eines zum Spaziergehen. Dies kann so interpretiert werden, dass für das Aufsuchen von Gewässern mit höherer Wasserqualität (erkennbar an klarem Wasser), mit welchen man in „Hautkontakt“ treten möchte, die Bevölkerung bereit ist, einen höheren Aufwand zu betreiben. Dagegen waren die Distanzen zu Gewässern zum Spaziergehen und Schwimmen für Befragte aus Brandenburg annähernd gleich. Dies liegt sicherlich daran, dass Gewässer, die als geeignet zum Schwimmen angesehen werden, hier leichter erreicht werden.

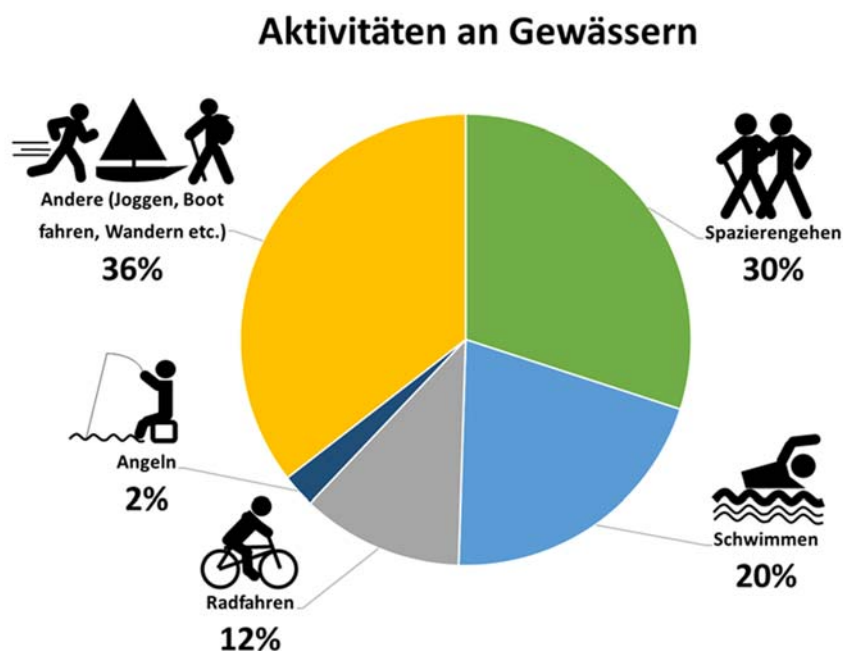


Abbildung 3.20. Erholungsnutzung regionaler Gewässer durch Berliner und Brandenburger Einwohner innerhalb eines Jahres vor der Befragung.

Einflussfaktoren auf die Besuchshäufigkeit von Gewässern

Im ersten Schritt erfolgte eine Umgebungsanalyse der besuchten Gewässer mit Hilfe eines Geoinformationsprogrammes (ESRI ArcGIS). Die Analyse wurde im Rahmen einer Masterarbeit auf Grundlage von Daten der Senatsverwaltung für Stadtentwicklung und Umwelt in Berlin durchgeführt. Innerhalb eines 150m breiten Bandes um das besuchte Gewässer wurde dabei die gegebene Landnutzung und Landbedeckung erfasst (Kruse 2016).

Im zweiten Schritt erfolgte die ökonometrische Auswertung der Daten mit Hilfe von verschiedenen Schätzmodellen zur Identifikation von Einflussgrößen auf die Besuchshäufigkeit eines Gewässers. Dabei wurden ein Ordinary-Least-Square Modell (OLS) und ein Zähldatenmodell (Negative Binomial) verwendet, da die abhängige Variable eine Zähl-Variable (Anzahl an Besuchen) mit nicht negativen, diskreten, ganzzahligen Zahlen ist (Hilbe 2014). Die Modelle schätzen den Einfluss der jeweiligen Ausprägung eines Attributes sowie weitere in das Modell aufgenommene Größen auf die angegebene Besuchshäufigkeit. Für die Modelle wurden für die unabhängigen Variablen soziodemografische Merkmale (z.B. Alter, Personen pro Haushalt), angegebene Aktivitäten am Gewässer (z.B. Joggen, Wandern) sowie Landschaftsmerkmale der Umgebung (z.B. Vorhandensein von Ackerflächen oder Laubwald) berücksichtigt. Insgesamt zeigte das Negative Binomial Model einen deutlich besseren statistischen Fit (niedrigerer LogLikelihood-Wert) und wurde daher im weiteren Verlauf für die Interpretation der Ergebnisse berücksichtigt (siehe Tab. 3.16).

Die Analyse der Eigenschaften von Gewässern auf die Häufigkeit der Besuche ergibt, dass die Distanz zwischen Wohnort und Gewässer einen entscheidenden Einfluss hat. Generell werden von den befragten Personen Gewässer häufiger besucht die näher an ihrer Wohnung oder ihrem Haus liegen. Weiterhin werden Seen im Durchschnitt seltener besucht, dagegen haben die am Gewässer ausgeführten Tätigkeiten Angeln und Hund ausführen einen positiven Einfluss auf die Besuchshäufigkeit. Wurde die Aktivität Schwimmen als Gewässernutzung genannt führte dies im Durchschnitt zu weniger Besuchen. Dies dürfte vor allem darauf zurückzuführen sein, das Schwimmen sich für die meisten Nutzer auf die Sommermonate beschränkt und aus diesem Grund zu einer geringen Anzahl von Besuchen führt. Hinsichtlich der Umgebung der Gewässer zeigt sich unter anderem, das Gewässer, die einen höheren Anteil an landwirtschaftlichen Flächen und Wald in der unmittelbaren Gewässerumgebung aufweisen auch zu einer höheren Anzahl an Besuchen führen. Schließlich führen auch Sportanlagen in Gewässernähe zu mehr Besuchen gegenüber Gewässern ohne diese Anlagen.

Tabelle 3.16. Ergebnisse der Berechnungen zweier Schätzmodelle

	OLS		Negative Binomial	
	Koef.	Z-Wert	Koef.	Z-Wert
Alter	0.289**	2.65	0.010***	4.45
Geschlecht	6.138	1.90	0.117	1.86
Personen pro Haushalt	0.357	0.24	0.020	0.64
kürzeste Distanz	-0.480***	5.32	-0.011***	7.15
Schwimmen	-10.429**	2.98	-0.294***	4.39
Wandern	-8.102	1.24	-0.243	1.92
Angeln	57.870***	6.41	0.996***	5.83
Joggen	11.756	1.59	0.296*	2.08
Hund ausführen	36.267***	6.26	0.659***	5.98
Gewässerfläche	1.453*	2.19	0.029*	2.26
Badestelle am Gewässer	-7.803	1.86	-0.267***	3.31
Bebaute Fläche	0.258*	2.26	0.008***	3.46
Acker	0.345**	2.80	0.009***	3.66
Sportanlagen	12.301*	2.47	0.351***	3.62
Laubwald	0.024	0.21	0.000	0.10
Nadelwald	0.250*	2.09	0.008***	3.38
Mischwald	0.172	1.11	0.005	1.49
Konstante	9.179	0.79	2.688***	11.96
N	1439		1439	
LogLikelihood	-7944.877		-6401.353	
AIC	15925.754		12838.705	
BIC	16020.645		12933.596	

Diskussion

Die Ergebnisse der Bevölkerungsumfrage zeigen, dass die Gewässer in Brandenburg und Berlin für verschiedene Aktivitäten häufig aufgesucht werden und sie somit eine besondere Bedeutung für die Erholungsnutzung haben.

Für den Besuch von Gewässern mit guter Wasserqualität nimmt man sogar weite Entfernungen auf sich, insbesondere zum Schwimmen. Dies zeigt, dass die Wasserqualität die Art und Intensität der Nutzung eines Gewässers zu Erholungszwecken beeinflusst und auch, dass ein Bedarf an Gewässern in einem guten ökologischen Zustand besteht.

Der ökologische Zustand kann jedoch auch durch Freizeitaktivitäten beeinflusst werden. Mit zunehmender Intensität der Nutzung eines Gewässers steigt die Gefahr der Belastung eines empfindlichen Gewässerökosystems. So kann es durch einen hohen Nutzungsdruck, z. B. aufgrund von Trittbelastung durch Badende oder Störung durch Motorboote, zu einer Beeinträchtigung von Tier- und Pflanzenarten und deren Lebensräumen im und am Gewässer kommen (Asplund 2000, Dokulil 2014). Oftmals bestehen dabei auch Konflikte zwischen verschiedenen Nutzergruppen, die jeweils unterschiedliche Erwartungen im Hinblick auf Ihre Nutzung an die der Gewässer stellen (Church et al. 2007). Bei der Gewässerbewirtschaftung bzw. zur Erreichung des guten ökologischen Zustandes eines Gewässers, muss daher neben den bestimmenden biologischen Parametern auch die freizeitliche Nutzung berücksichtigt werden.

Insgesamt bleibt festzuhalten, dass Verbesserungen der Gewässerqualität nicht nur Auswirkungen auf die Gewässerökologie hätten, sondern auch auf die Erholungsnutzung eines Gewässers und dadurch auf das Wohlbefinden und den ökonomischen Nutzen für die Bevölkerung.

3.5 Kosten-Nutzen-Analyse (KNA)

Andreas Horbat (TU Berlin)

Mit der Kosten-Nutzen-Analyse (KNA) ist das Ziel verbunden (siehe Boardman et al. 2006), negative Effekte (Kosten) und positive Effekte (Nutzen) öffentlicher Investitionen und Regulierungen zu vergleichen.

In der ersten Projektphase von NITROLIMIT wurde der mit der Umsetzung von Agrarumweltmaßnahmen verbundene Nutzen im Einzugsgebiet der Berliner Unterhavel (Reduktion von Stickstoffeintrag) den Kosten (Auszahlungsprämien an die Landwirte für die Teilnahme) gegenübergestellt. Die Eintragsreduktion von Stickstoff wurde dabei für verschiedene Maßnahmenpakete mit Hilfe von MONERIS durch die Differenzbildung der Einträge mit und ohne Maßnahmenumsetzung modelliert. Bezogen auf die Landwirtschaft wurden die Maßnahmen Freiwilliger Gewässerschutz (FrGe), Ökologischer Landbau (Öko), Extensive Grünlandnutzung (GrEx) und auf drainierten Flächen Dränageteiche (Drän) betrachtet. Die Maßnahmenumsetzung erfolgte auf der landwirtschaftlichen Fläche schrittweise bis zu 100 % Flächenumfang (siehe Endbericht NITROLIMIT I, Diskussionspapier Band 4). Dabei zeigten die Ergebnisse, dass aus ökonomischer Sicht die Verbesserung der Gewässerqualität durch die Umsetzung der Maßnahmenpakete in der Berliner Unterhavel zu höheren Nutzen als Kosten führen würden. Jedoch konnten mit allen Maßnahmenkombinationen der von NITROLIMIT ermittelte Zielwert für die Erreichung einer guten Gewässerqualität in der Berliner Unterhavel (0.9 mg/L) nicht erreicht werden (s. Tab. 3.17).

Tabelle 3.17. Maßnahmenkombinationen im Einzugsgebiet der Berliner Unterhavel

Maßnahmen- kombination	Maßnahmenumfang auf der landwirtschaftlichen Fläche				Klärwerks- maßnahmen	Kosten (Mio. €/a)	Reduktion (t N/a)	Kosten- Wirksamkeit (€/Kg N _{red})	Erreichte Zielwert- konz. (mg/L)
	FrGe	Öko	GrEx	Drän					
MK 1	100 %			25 %	Optimierung	21	1200	18	1,25
MK 2	75 %	25 %		25 %	Ausbau	33	1506	22	1,14
MK 3	50 %	50 %		50 %	Ausbau	44	1646	26	1,11
MK 4	50 %	50 %		100 %	Ausbau	45	1723	26	1,10
MK 5	50 %	50 %	25 %	100 %	Ausbau	49	1729	28	1,10
MK 6		50 %	50 %	100 %	Ausbau	52	1761	30	1,09
MK 7		100 %		100 %	Ausbau	64	1887	34	1,06

Ergebnisse

Bei den Untersuchungen innerhalb der ersten Projektphase wurden für die Berechnung der potenziellen Reduktionsleistung in verschiedenen Stufen bis zu 100 % der landwirtschaftlichen Flächen bei bestehenden Kosten mit einbezogen. Es ist allerdings nicht davon auszugehen, dass alle Landwirte bei den derzeit existierenden Auszahlungsprämien an den Agrarumweltmaßnahmen teilnehmen. Die Ergebnisse des in der zweiten Projektphase durchgeführten Choice Experimentes haben gezeigt, dass für die Akzeptanzbereitschaft bei den bestehenden Vertragsbedingungen ein Vielfaches mehr gezahlt werden muss, um theoretisch alle Landwirte von der Teilnahme zu überzeugen (siehe Abschnitt „Akzeptanzbereitschaft“ im Kapitel 3.3). Ausgehend von diesen Ergebnissen wurden die über das Choice Experiment ermittelten Auszahlungsprämien für die Maßnahmen Freiwilliger Gewässerschutz und Ökologischer Landbau den Kosten der ersten Projektphase gegenübergestellt (siehe Abb. 3.21). Dabei wird ersichtlich, dass die über das Choice Experiment ermittelten Kosten (mAB) auf Grundlage der ermittelten marginalen Akzeptanzbereitschaft die Kosten nach den derzeitigen Annahmen der KULAP Umsetzungsprämien um ein Vielfaches übersteigen. Auch der Nutzen von 89 Mio. € pro Jahr bleibt bei allen Maßnahmenpakten unter den ermittelten Kosten.

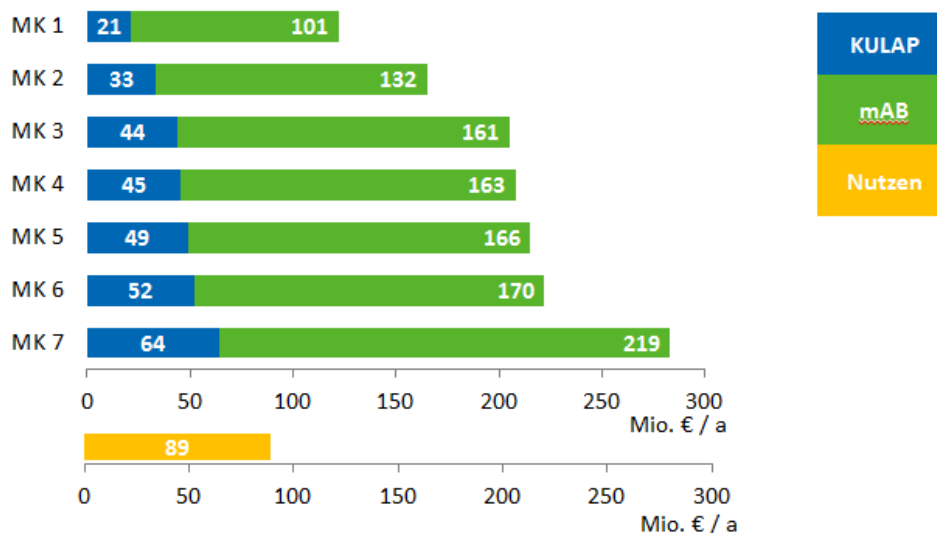


Abbildung 3.21. Vergleich von Kosten und Nutzen mit Einbeziehung der berechneten Kosten auf Grundlage der marginalen Akzeptanzbereitschaft (mAB)

Diskussion

Bei der Betrachtung muss allerdings berücksichtigt werden, dass die gewählten Maßnahmen im Einzugsgebiet der Unteren Havel auf Grundlage der über das Kulturlandschaftsprogramm (KULAP 2007) angegebenen Kosten und der daraus resultierenden Kosten-Wirksamkeit getroffen worden sind. Auch muss berücksichtigt werden, dass mit der Verbesserung der Gewässerqualität in der Berliner Unterhavel auch nachfolgende Flussabschnitte positiv beeinflusst werden und der Gesamtnutzen somit höher ausfällt. Aus den vorliegenden Untersuchungen wird jedoch ersichtlich, welche Diskrepanz zwischen den tatsächlich ausgezahlten Prämien für Agrarumweltmaßnahmen und den von den Landwirten geforderten Zahlungen liegt.

Quellen

- Asplund, T.R. (2000): The effects of motorized watercraft on aquatic ecosystems. Bureau of Integrated Science Services and University of Wisconsin-Madison
- Church, A., Gilchrist, P. & N. Ravenscroft (2007): Negotiating recreational access under asymmetrical power relations: the case of inland waterways in England. In: Society & Natural Resources: An International Journal. Volume 20, Issue 3. S. 213-227
- Dokulil, M.T. (2014): Environmental Impacts of Tourism on Lakes. In: Eutrophication: Causes, Consequences and Control. Volume 2. S. 81-88
- Hensher, D., Rose, J. M., Greene, W. H. (2005): Applied Choice Analysis. A Primer. Cambridge.
- Holsten, B., Ochsner, S., Schäfer, A., Trepel, M. (2012): Praxisleitfaden für Maßnahmen zur Reduzierung von Nährstoffausträgen aus dränierten landwirtschaftlichen Flächen – mit einer Regionalisierung für Schleswig-Holstein.
- Hilbe, J.M. (2014): Modeling Count Data. Cambridge University Press, Cambridge
- Kruse, N. (2016): Urban lakes as recreational areas. Does biodiversity matter? Berlin
- MIL (2012): Richtlinie des Ministeriums für Infrastruktur und Landwirtschaft (MIL) des Landes Brandenburg zur Förderung umweltgerechter landwirtschaftlicher Produktionsverfahren und zur Erhaltung der Kulturlandschaft der Länder Brandenburg und Berlin (KULAP 2007) vom 27. August 2010, geändert mit Erlass vom 29. Juli 2010 und vom Erlass 30. Januar 2012.
- Osterburg, B. & Runge, T. (2007): Maßnahmen zur Reduzierung von Stickstoffeinträgen in Gewässer – eine wasserschutzorientierte Landwirtschaft zur Umsetzung der Wasserrahmenrichtlinie. Landbauforschung Völkenrode, 307.
- Schäfer, A. & A. Kowatsch (2015): Gewässer und Auen – Nutzen für die Gesellschaft. Bundesamt für Naturschutz, Bonn
- Train, K. (2003): Discrete Choice Methods with Simulation. Cambridge.

3.6 Ökobilanz von ausgesuchten Maßnahmen im urbanen Bereich

Daniel Mutz und Christian Remy (KWB)

Hintergrund und Ziel

Die Umsetzung von Maßnahmen zur Reduktion der Nährstoffeinträge verursacht neben den ökologischen Vorteilen im Gewässer (Vermeidung der Eutrophierung) auch negative Umweltwirkungen, die beim Bau und Betrieb der Anlagen entstehen. Dazu zählen u.a. der Verbrauch fossiler Energieträger und damit verbundene Treibhausgasemissionen, aber auch andere Emissionen die bei der Produktion von Baumaterialien oder Betriebsmitteln entstehen. Diese Umweltwirkungen entstehen im Lebenszyklus der Anlagen und umfassen auch die Entsorgung anfallender Abfälle. Da gerade im urbanen Bereich die Maßnahmen zur Nährstoffreduktion oft einen hohen Aufwand bei Bau und Betrieb erfordern, sind dort die Erfassung dieser Umweltwirkungen und ein Vergleich unterschiedlicher Maßnahmenstrategien sinnvoll. Damit können effiziente Maßnahmen mit einem guten Aufwand/Nutzen-Verhältnis identifiziert werden und ggf. unverhältnismäßig hohe Aufwendungen vermieden werden.

Eine geeignete Methode zur Erfassung aller direkten und indirekten Umweltwirkungen im Lebenszyklus ist die Ökobilanz (ISO 14040 2006, ISO 14044 2006). In NITROLIMIT I wurden bereits die Maßnahmen zur weitergehenden Stickstoffreduktion auf Großkläranlagen über eine Ökobilanz analysiert und bewertet (siehe Abschlussbericht NITROLIMIT I, Kap. 4.1.3). Neben den Kläranlagen entstehen im urbanen Bereich auch Nährstoffemissionen aus dem Kanalnetz in die Gewässer. Dabei unterscheidet man zwei unterschiedliche Kanalsysteme:

- Im **Trennsystem** wird häusliches Abwasser und Regenwasser in getrennten Kanälen erfasst und abgeleitet. Während Abwasser zur Kläranlage läuft, wird das Regenwasser direkt in die Gewässer eingeleitet. Es enthält Verunreinigungen und Nährstoffe, die von der Oberfläche abgeschwemmt werden (besonders von Verkehrsflächen). Diese Nährstoffeinträge über Regenwasser können z.B. durch Reinigungsmaßnahmen am Auslass gemindert werden.
- Im **Mischsystem** wird häusliches Abwasser und Regenwasser in einem Kanal erfasst und zur Kläranlage geleitet. Bei Starkregen wird diese Kanalisation teilweise hydraulisch überlastet, so dass es zum Überlauf von ungeklärtem Mischwasser (Abwasser gemischt mit Regenwasser) in die Gewässer kommt. Das Mischwasser enthält Verunreinigungen und Nährstoffe aus dem ungeklärten Abwasser und dem Regenwasser. Zur Vermeidung dieser Mischwasserüberläufe kann das Stauraumvolumen im Kanalnetz erweitert werden, damit mehr Mischwasser gespeichert werden kann und nach dem Regen nach und nach zur Kläranlage gelangt. Dabei kann entweder neues Stauraumvolumen geschaffen werden, oder vorhandene Infrastruktur wird so genutzt, dass Stauraum aktiviert wird (z.B. Einbau eines senkbaren Wehres in ein Kanalrohr, dass bei Starkregen den Kanal einstaut).

Für Misch- und Trennsystem stehen unterschiedliche Maßnahmen zur Verfügung, um negative Einflüsse auf die Gewässer zu vermindern. Zu beachten ist, dass Maßnahmen im Kanalnetz nicht nur zur Vermeidung von Nährstoffeinträgen dienen, sondern vor allem andere Verschmutzungen wie Fäkalkeime und organische Stoffe reduzieren und auch den hydraulischen Stress für die Gewässer begrenzen. In NITROLIMIT II steht jedoch die Nährstoffreduktion im Vordergrund, so dass die Maßnahmen hier nur hinsichtlich ihres Potenzials zur Reduktion von Stickstoff- und Phosphoreinträgen bewertet werden.

Ziel der Arbeiten in NITROLIMIT II ist die Erfassung der Umweltauswirkungen von verschiedenen Maßnahmen zur Reduktion der Einträge aus dem Kanalnetz in die Gewässer. Dabei werden sowohl Maßnahmen fürs Trennsystem als auch fürs Mischsystem betrachtet und in ihrer Effizienz (Aufwand zu Nutzen) verglichen. Die Eingangsdaten stammen dabei von Fallbeispielen aus Berlin und der Literatur. Abschließend werden verschiedene mögliche Maßnahmenpakete für Kanalnetz und Kläranlagen in Berlin definiert und in Umfang und Effizienz der Nährstoffreduktion verglichen.

Im Einzelnen wurden folgende Arbeitsschritte durchgeführt:

- Ökobilanz einzelner Fallbeispiele für Maßnahmen im Kanalnetz auf Basis von Daten der Berliner Wasserbetriebe (BWB), ergänzt mit Literaturangaben
- Vergleich der Maßnahmen im Kanalnetz und auf Kläranlagen (NITROLIMIT I) in ihrer Effizienz zur Nährstoffreduktion (Verhältnis Aufwand zu Nutzen)
- Definition und Vergleich unterschiedlicher Maßnahmenpakete für Berlin zur Reduktion der Nährstoffeinträge aus dem urbanen Raum in Aufwand und Nutzen

Material und Methoden

Auswahl der Maßnahmen und Datenerhebung

Zu Beginn wurde zusammen mit den BWB eine Liste von möglichen Maßnahmen im Trenn- und Mischsystem von Berlin zusammengestellt und entsprechende Fallbeispiele dazu in Berlin identifiziert. Daraus wurden drei Maßnahmentypen für das Trennsystem (Retentionsbodenfilter, Regenklärbecken, und Lamellenabscheider als Nachrüstung oder Neubau) und drei Maßnahmentypen für das Mischsystem (Regenüberlaufbecken, Stauraumkanal, und Stauraumaktivierung über Überlaufkanäle, Drosseln/Wehre sowie Anhebung von Überlaufschwellen) für die weitere Analyse ausgewählt (Abb. 3.22). Daten zu Bau und Betrieb der verschiedenen Beispielanlagen wurden von BWB aus vorhandenen Bauakten und Berichten zur Verfügung gestellt. Einige Maßnahmentypen wurden auch auf Basis von Literaturwerten (ATV A166, A128) und Herstellerangaben (z.B. Lamellenabscheider Neubau) dimensioniert und bilanziert. Alle Eingangsdaten der Ökobilanz sind im Rahmen einer gesonderten Arbeit erhoben worden und im Detail dokumentiert (Ehrenreich 2015).

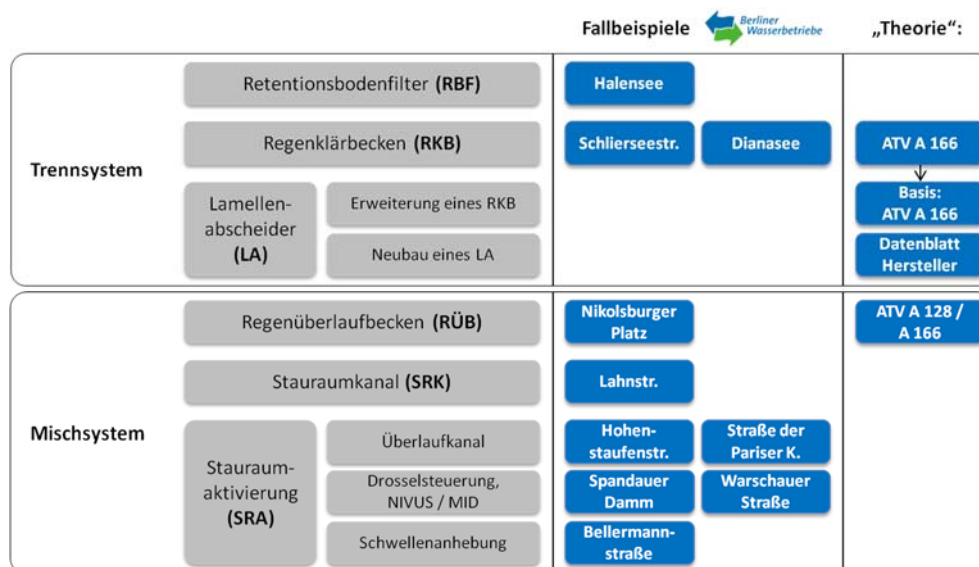


Abbildung 3.22. Übersicht der betrachteten Maßnahmentypen im Kanalnetz und den zugehörigen Datenquellen

Für die Berechnung der zurückgehaltenen Nährstofffrachten je Maßnahme wurde die durchschnittliche Menge und Qualität des Berliner Regenwassers und Mischwasserüberlaufs angenommen (Tab. 3.18). Daraus berechnet sich über die Reinigungseffizienz der Maßnahmen im Trennsystem bzw. über das geschaffene Stauraumvolumen im Mischsystem die zurückgehaltene Nährstofffracht pro Maßnahme.

Tabelle 3.18. Anfallende Wassermenge und -güte im Trenn- und Mischsystem

		Regenwasser im Trennsystem	Mischwasserrückhalt im Mischsystem
Volumen		4100 m ³ /(ha A _{red} *a)	18,6 m ³ /m ³ Stauraum*
Abfiltrierbare Stoffe	[mg/L]	160	97
Chemischer Sauerstoffbedarf	[mg/L]	100	169
Gesamtstickstoff	[mg/L]	5	13,7
Gesamtphosphor	[mg/L]	0,6	1,74

Quelle: BWB

* durchschnittlich zurückgehaltenes Mischwasserüberlaufvolumen pro m³ zusätzlichem Stauraum, Modellberechnung im Projekt MIA-CSO (103.000 m³ zusätzlicher Stauraum im Zeitraum 2010-2020 führen zu 1,93 Mio m³/a Mischwasserrückhalt)

Definitionen in der Ökobilanz

Methodisch betrachtet diese Ökobilanz die einzelnen Maßnahmen sowie ihre relevanten vor- und nachgelagerten Prozesse. Die Systemgrenze der Betrachtung umfasst neben dem zu- und abfließenden Regen- oder Mischwasser für das Mischsystem auch die Auswirkungen auf Pumpwerk und Klärwerk: vermiedene Mischwasserüberläufe werden jetzt zum Klärwerk gepumpt und dort behandelt und eingeleitet (Abb. 3.23). Diese Prozesse werden über ein vereinfachtes Modell der Aufwendungen im Pumpwerk (Stromverbrauch) und auf dem Klärwerk (Stromverbrauch, direkte Emissionen ins Gewässer und die Atmosphäre) abgebildet (Ehrenreich 2015). Nicht in der Bilanz enthalten sind Änderungen in Bau und Betrieb des Kanalnetzes sowie auf der Kläranlage. Für Misch- und Trennsystem sind auch die Aufwendungen für die Entsorgung anfallender Schlämme vereinfacht abgebildet. Für alle Prozesse innerhalb der Systemgrenzen wird der Bedarf an Strom, Betriebsmitteln und Baumaterial für Infrastruktur abgebildet. Die Datensätze dafür stammen aus einer entsprechenden Ökobilanz-Datenbank (Ecoinvent 2010). Die Aufwendungen für Infrastruktur werden für alle Maßnahmen über eine Lebensdauer von 60 Jahren für Baumaterial und 10 Jahren für Anlagentechnik auf jährliche Wirkungen umgerechnet.

Als Bezugsgröße für den direkten Vergleich von Maßnahmen im Trenn- und Mischsystem wird die funktionelle Einheit „pro Hektar angeschlossene befestigte Fläche und Jahr“ oder $[\text{ha}_{A,\text{red}} \cdot \text{a}]^{-1}$ gewählt. Dabei wird für die Maßnahmen im Trennsystem jeweils die befestigte Fläche berücksichtigt, die an diese Maßnahme im Berliner Kanalsystem angeschlossen ist. Bei der Bewertung von Maßnahmen im Mischsystem wurde für jeden Maßnahmentyp ein neuer „virtueller“ Flächenbezug berechnet, da die konkrete Dimensionierung der einzelnen Fallbeispiele stark vom Vorzustand des jeweiligen Abschnitts im Mischsystem abhängt (d.h. vom bereits vorhandenen Stauraumvolumen in einem Gebiet) und damit der bestehende Flächenbezug nicht direkt vergleichbar ist. Für einen einheitlichen Vergleich

werden sogenannte „virtuellen“ Flächenbezüge für Maßnahmen im Mischsystem berechnet, so dass sie alle auf den momentanen Zielzustand des Berliner Mischsystems von 48 m³ Stauraum pro ha A_{red} bezogen werden. Eine Maßnahme, die 600 m³ neuen Stauraum schafft, erhält so rechnerisch eine virtuelle Fläche von 12,5 ha A_{red} zugeordnet. Damit ist ein schlüssiger Vergleich von verschiedenen Maßnahmen im Mischsystem untereinander und mit den Maßnahmen des Trennsystems möglich.

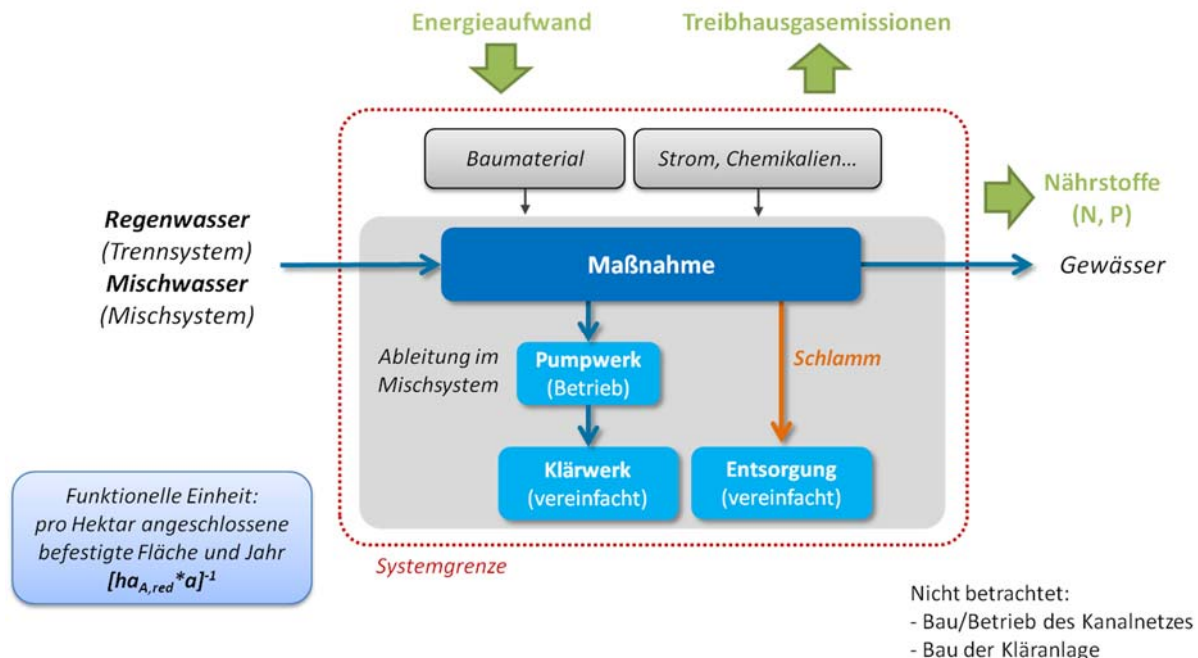


Abbildung 3.23. Systemgrenzen für die Ökobilanz von ausgewählten Maßnahmen im Kanalnetz

Die Bewertung der einzelnen Maßnahmen erfolgt über zwei ausgewählte Indikatoren für den Aufwand von Bau und Betrieb sowie über zwei Indikatoren für den Nutzen auf die Gewässerqualität. Als Maß für den Energieverbrauch wird der kumulierte Energieaufwand fossiler Ressourcen (KEA fossil) nach VDI 4600 berechnet (VDI 2012). Negative Umweltwirkungen von Energie- und Materialverbrauch und -transport werden zudem über den damit verbundenen Ausstoß von Treibhausgasen bewertet, in dem das Treibhauspotenzial über 100 Jahre (IPCC 2007) ermittelt wird. Der Nutzen für die Gewässer wird für jeden Maßnahmentyp direkt über die reduzierte Nährstofffracht (kg P oder N pro ha A_{red} und Jahr) abgebildet. Wenn Aufwand und Nutzen ins Verhältnis gesetzt werden, kann so direkt die Effizienz der Maßnahme berechnet werden (z.B. kg CO₂-eq pro kg N_{reduziert}). Dann lassen sich Maßnahmen im Kanalnetz auch mit bereits untersuchten Maßnahmen auf der Kläranlage (NITROLIMIT I) vergleichen, für die die gleichen Kennzahlen zur Effizienz berechnet wurden.

Definition und Berechnung der Maßnahmenpakete

Zur Extrapolation der einzelnen Maßnahmen auf den Planungsraum Berlin wurden verschiedene Maßnahmenpakete für Kanalnetz und Kläranlage vorgeschlagen, um beispielhaft mögliche Strategien zur Reduktion der Nährstoffeinträge aus urbanen Räumen zu vergleichen (Tab. 3.19). Dabei wurden sowohl bestehende Planungen in Berlin als auch mögliche Szenarien für bestimmte Teilräume definiert und miteinander verglichen. Es gilt zu beachten, dass die Bewertung der verschiedenen Maßnahmenpakete hier nur beispielhaft erfolgt und für eine umfassende Beurteilung der Strategien präzisere Informationen notwendig sind. Zudem führen Maßnahmen im Kanalnetz neben der Nährstoffreduktion noch zu vielen weiteren positiven Effekten im Gewässer, die nicht Gegenstand dieser Untersuchungen waren.

Tabelle 3.19. Mögliche Maßnahmenpakete für die Reduktion von Nährstoffemissionen in die Gewässer für Berlin

Maßnahmenpaket	Beschreibung	Annahmen	Datenquellen
Kläranlagen			
Flock-filter RUH/MÜN	Flockungsfilter in Klärwerken Ruhleben und Münchehofe	Senkung von Gesamt-P im Ablauf auf 0,06 mg/L*	Remy 2013
Biofilter WASS	Biofilter im Klärwerk Waßmannsdorf	Senkung von Gesamt-N im Ablauf auf 9,5 mg/L*	NITROLIMIT I (Mutz 2014)
Prozesswasser alle KW	Prozesswasserbehandlung auf allen Klärwerken mit Faulung	Senkung von Gesamt-N im Ablauf auf 9 mg/L* (7 mg/L für KW SCHÖ)	NITROLIMIT I (Mutz 2014)
Mischsystem			
CSO 2020	Geplantes Sanierungsprogramm der BWB 2010-2020	19550 m ³ über Überlaufkanal oder Drosseln, 36250 m ³ über Schwellen-anhebung, 33200 m ³ über Neubau	BWB
KURAS 50 %	Potenziale aus KURAS-Projekt (50 % angerechnet)	7 m ³ pro ha A _{red} zusätzlicher Stauraum aktivierbar über Drosseln	Matzinger 2016
KURAS 100 %	Potenziale aus KURAS-Projekt (100 % angerechnet)	14 m ³ pro ha A _{red} zusätzlicher Stauraum aktivierbar über Drosseln	Matzinger 2016
Trennsystem			
RBF 5 %	Anschluss von 5 % des Trennsystems an RBF	5 % des Trennsystems (462 ha A _{red}) werden an Bodenfilter angeschlossen	Schätzung KWB
RBF 10 %	Anschluss von 10 % des Trennsystems an RBF	10 % des Trennsystems (925 ha A _{red}) werden an Bodenfilter angeschlossen	Schätzung KWB

* im Jahresmittel, Berechnung der Jahresfracht aus Jahresmittel x Jahresvolumen

Die Berechnung von Aufwand und Nutzen der einzelnen Maßnahmenpakete wurde über eine einfache lineare Extrapolation realisiert. Dabei werden naturgemäß die jeweiligen Besonderheiten (z.B. örtliche Bedingungen beim Bau) und auch die zeitliche Dynamik des Abwassersystems und Kanalnetzbetriebs nicht näher berücksichtigt, so dass die berechneten Werte nur als erste Schätzung zu betrachten sind. Dennoch ergeben sich bestimmte Größenordnungen für Leistung und Effizienz einzelner Pakete, die Informationen für die weitere strategische Planung in Berlin liefern können.

Ergebnisse und Diskussion

Einzelbewertung der Maßnahmen

Energieaufwand und Treibhauspotenzial der Maßnahmen im Trennsystem sind in Abbildung 3.24 dargestellt. Die Aufwendungen für Infrastruktur verursachen den größten Beitrag zu beiden Effekten, nur der Neubau von Lamellenabscheidern hat mehr betrieblichen Aufwand durch die Behandlung des abgeschiedenen Schlammes in der Kläranlage. Insgesamt schneiden der Retentionsbodenfilter und der Lamellenabscheider am besten ab, Regenklärbecken sind deutlich aufwendiger.



Abbildung 3.24. Kumulierter Energieaufwand (links) und Treibhauspotenzial (rechts) für Maßnahmen im Trennsystem

Für das Mischsystem gibt es deutliche Unterschiede zwischen Speicherneubau und Speicheraktivierung (Abb. 3.25). Während der Speicherneubau (RÜB, SRK) flächenbezogen im Bereich der Maßnahmen im Trennsystem liegt, kann bei Nutzung der vorhandenen Infrastruktur eine Aktivierung von Stauraum (SRA) mit relativ geringem Aufwand realisiert werden. Dabei ist die Nutzung von vorhandenen Überlaufkanälen (ÜK) und Drosseln sehr günstig. Nur die Schwellenanhebung im Mischkanal ist in dieser Studie baulich ähnlich aufwendig wie der Neubau von Speichervolumen.



Abbildung 3.25. Kumulierter Energieaufwand (links) und Treibhauspotenzial (rechts) für Maßnahmen im Mischsystem

Der direkte Vergleich des Aufwands von Maßnahmen im Misch- und Trennsystem zeigt, dass im Mischsystem bei Aktivierung von vorhandenem Stauraum ein geringerer Aufwand pro angeschlossene Fläche anfällt als im Trennsystem. Wenn Stauraum im Mischsystem neu gebaut wird, liegt der Aufwand vergleichbar zum Trennsystem.

Effizienzvergleich über Aufwand pro entfernte Nährstofffracht

Für den Effizienzvergleich der verschiedenen Maßnahmentypen bezüglich der Reduktion von Nährstoffeinträgen wird der jeweilige Aufwand (hier beispielhaft über CO₂-Äquivalente dargestellt) auf die spezifische zurückgehaltene Nährstofffracht bezogen. Dieser Rückhalt wird fürs Trennsystem über Wirkungsgrade der Reinigung ermittelt, während beim Mischsystem die vermiedene Menge an Mischwasserüberlauf (18,6 m³ Mischwasser pro m³ Stauraum und Jahr, siehe Tab. 3.18) und die durchschnittliche Konzentration der Nährstoffe im Mischwasser zugrundegelegt wird. Für die Effizienz

der Maßnahmen auf Kläranlagen wird auf Ergebnisse vorangegangener Projekte zurückgegriffen (Flockungsfilter zur P-Reduktion (Remy 2013) bzw. Biofilter oder Umbau auf Kaskaden-Denitrifikation (Mutz 2013 aus NITROLIMIT I)).

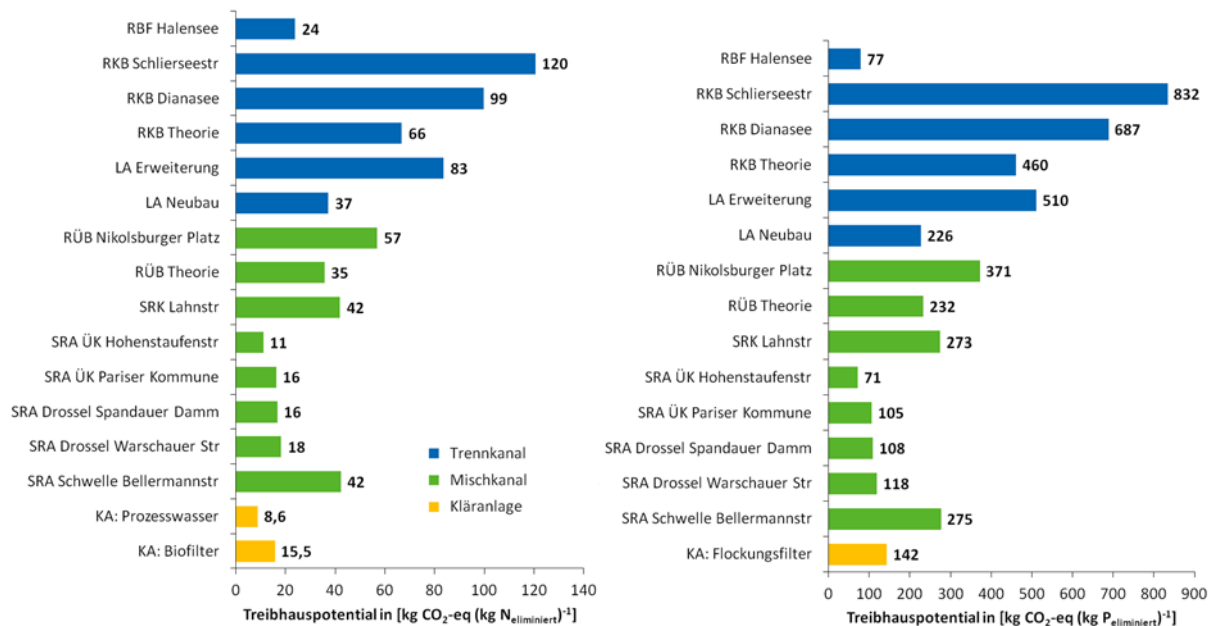


Abbildung 3.26. Vergleich der Maßnahmentypen über die Aufwendungen (hier: CO₂-eq) pro entfernter Nährstofffracht (links: pro kg N, rechts: pro kg P)

Der direkte Effizienzvergleich der Maßnahmen im Kanalnetz zeigt, dass besonders der Bau von Regenklärbecken im Trennsystem wenig effizient für die Nährstoffreduktion ist (Abb. 3.26). Der Bodenfilter ist hier viel effizienter, da er bei geringerem Aufwand eine höhere Reduktionsleistung bietet. Im Mischsystem ist die Nutzung vorhandener Potenziale durch Aktivierung von Stauraum relativ effizient und liegt für beide Nährstoffe im Bereich der Maßnahmen auf Kläranlagen sowie des Bodenfilters im Trennsystem. Der Neubau von Stauraum im Mischsystem ist dagegen weniger effizient, da bei gleicher Wirkung erheblich mehr Aufwand entsteht.

Wichtig beim direkten Vergleich der Maßnahmen auf Kläranlagen und im Kanalnetz ist der Hinweis, dass Maßnahmen im Kanalnetz neben der Nährstoffreduktion weitere Ziele verfolgen (u.a. Reduktion der hydraulischen Belastung, des Eintrags von Feststoffen oder Vermeidung akuter Wirkungen wie Sauerstoffmangel im Gewässer). Diese zusätzlichen Effekte sind bei Maßnahmen auf Kläranlagen nicht gegeben und werden in der gezeigten Effizienzbetrachtung nicht weiter berücksichtigt.

Vergleich von Maßnahmenpaketen für Berlin

Der Vergleich verschiedener möglicher Maßnahmenpakete für den Großraum Berlin macht deutlich, dass die Maßnahmen auf Kläranlagen bei der Reduktion der Gesamtfracht deutlich höher liegen als die Maßnahmen im Kanalnetz (Abb. 3.27). Während die Umrüstung von Kläranlagen die Einträge von über 30 Tonnen Phosphor pro Jahr bzw. 350-670 Tonnen Stickstoff pro Jahr vermeiden kann, liegen die Maßnahmen im Kanalnetz eher im Bereich von wenigen Tonnen Phosphor bzw. 4-23 Tonnen Stickstoff pro Jahr. Durch den großen Anteil der Kläranlagen an den Gesamteinträgen aus Berlin werden hier die größten Potenziale zur Nährstoffreduktion gesehen. Es liegt daran, dass die Maßnahmen im Kanalnetz nur bei Regen (Trennsystem) bzw. Starkregen (Überlauf im Mischsystem) wirksam sind, während die Kläranlagen dauerhaft Nährstoffe emittieren. Obwohl die Maßnahmen im Kanalnetz im direkten Effizienzvergleich der Pakete (Abb. 3.28) im Bereich der Kläranlagen liegen, ist eine deutliche

Reduktion der Nährstoffeinträge aus urbanen Gebieten vor allem über die Aufrüstung der Kläranlagen zu erreichen.

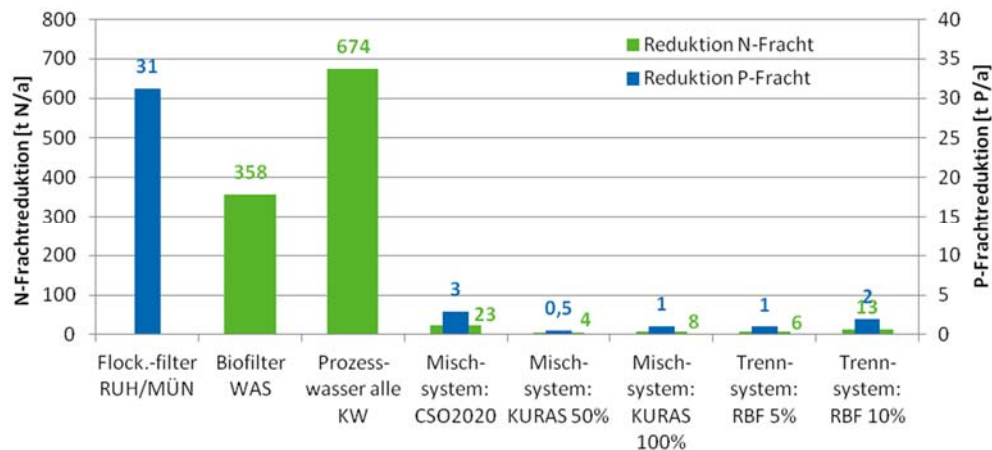


Abbildung 3.27. Potenzial zur Reduktion der Nährstoffeinträge in Berlin durch verschiedene Maßnahmenpakete (jährliche Frachtreduktion)

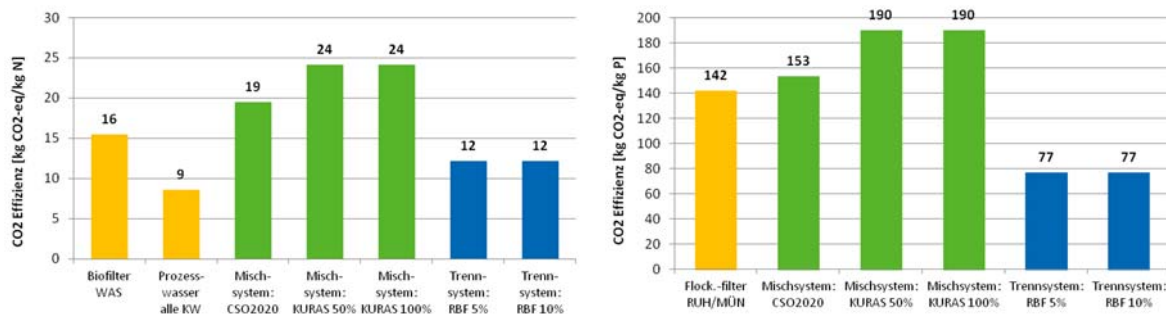


Abbildung 3.28. Effizienzvergleich verschiedener Maßnahmenpakete hinsichtlich Reduktion von Stickstoff (links) und Phosphor (rechts)

Zusammenfassung

Auf Basis von Berliner Fallbeispielen wurde Aufwand und Nutzen von verschiedenen Maßnahmentypen im Kanalnetz und auf Kläranlagen über eine Ökobilanz berechnet. Es zeigt sich, dass effektive Maßnahmen im Trennsystem (z.B. Bodenfilter) und Mischsystem (z.B. Stauraumaktivierung) eine Reduktion von Nährstoffeinträgen mit ähnlicher Effizienz erreichen können wie eine Aufrüstung der Kläranlagen. Betrachtet man das vorhandene Gesamtpotenzial von möglichen Maßnahmenpaketen zur Reduktion der Nährstofffrachten in die Gewässer Berlins, liegen die Kläranlagen deutlich vor den Maßnahmen im Kanalnetz. Dennoch ist der weitere Ausbau von Maßnahmen im Kanalnetz sinnvoll, da neben der Nährstoffreduktion weitere positive Effekte für die Gewässer wie Reduktion der hydraulischen Belastung und der akuten Wirkung von Verschmutzungen zu erzielen sind, die nicht Gegenstand dieser Untersuchung waren.

Literatur

- Ecoinvent (2010): Ecoinvent data v2.2, ecoinvent reports No. 1-26, Swiss Center for Life Cycle Inventories, www.ecoinvent.org [online]. Dübendorf, Schweiz.
- Ehrenreich, D. (2015): Ökobilanz zu Maßnahmen der Nährstoffreduktion im Kanalnetz. NITROLIMIT II. Master-Thesis, Fakultät Umweltwissenschaften, Institut für Siedlungs- und Industriewasserwirtschaft, TU Dresden.

- IPCC (2007): Climate Change 2007: Synthesis Report. Contribution of Working Groups I, II and III to the Fourth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change. IPCC, Genf, Schweiz.
- ISO 14040 (2006): Environmental management - Life Cycle Assessment - Principles and framework. Geneva, Switzerland: International Standardisation Organisation.
- ISO 14044 (2006): Environmental management - Life cycle assessment - Requirements and guidelines. Geneva, Switzerland: International Standardisation Organisation.
- Matzinger, A. et al (2016): Abschlussbericht des BMBF-Projekts KURAS, www.kuras-projekt.de, noch unveröffentlicht.
- Mutz, D. (2013): Vergleichende Ökobilanz zu weitergehenden Stickstoffeliminierungsverfahren in Großkläranlagen. NITROLIMIT I. Master-Thesis, Institut für Technischen Umweltschutz, TU Berlin.
- Remy, C. (2013): Life Cycle Assessment and Life Cycle Costing of tertiary treatment schemes. Kompetenzzentrum Wasser Berlin gGmbH, Berlin. Online verfügbar auf: www.kompetenz-wasser.de/Abschlussberichte-des-Projektes-OXE.572.0.html (letzter Zugriff: 02/12/2015).
- VDI (2012): VDI-Richtlinie 4600: Kumulierter Energieaufwand - Begriffe, Berechnungsmethoden. Beuth-Verlag, Berlin.

MODUL 4 PROJEKTKOORDINATION UND KOMMUNIKATION

Claudia Wiedner und Jeanette Schließ (BTU)

Hintergrund und Ziele

Für den Erfolg eines Verbundprojektes wie NITROLIMIT sind sowohl die interne als auch die externe Kommunikation von ausschlaggebender Bedeutung.

Interne Kommunikation

Durch regelmäßige Projektworkshops und –seminare sollte eine optimale projektinterne Vernetzung und ein reibungsloser Informations- und Ergebnisfluss zwischen Projektpartnern und assoziierten Partnern geschaffen werden.

Externe Kommunikation

Projektergebnisse sollten zielgruppenspezifisch für die Bereiche Wissenschaft, Stakeholder und die interessierte Öffentlichkeit aufgearbeitet und verbreitet werden. Zudem sollte insbesondere der Dialog mit Stakeholdern aus dem Bereich der Gewässerbewirtschaftung ausgebaut werden, um einen beidseitigen Informationsfluss zu Problembereichen, Forschungs- und Managementstrategien herzustellen. Durch den Dialog sollte auch die Akzeptanz gegenüber neuen Erkenntnissen aus NITROLIMIT gefördert sowie ein frühzeitiger Nutzen von Projektergebnissen ermöglicht werden.

AktivitätenInterne Kommunikation

In den Jahren 2014 bis 2016 fanden 5 NITROLIMIT-Seminare statt. Während der Seminare, an denen alle Partner teilnahmen, fand ein projektinterner Austausch zu Ergebnissen und weiterer Planung statt (Details in Liste „NITROLIMIT-Seminare“). Darüber hinaus fanden 2014 – 2016 zahlreiche Modulseminare und –workshops, sowie modulübergreifende Treffen statt (in diesem Bericht nicht einzeln aufgelistet), die zur Abstimmung gemeinsamer Forschungskampagnen, Methodenabgleichen und der Diskussion von Detailergebnissen dienten. Seit Ende 2015 wurden diese Treffen verstärkt zur Synthese von Ergebnissen und Ableitung von Empfehlungen genutzt.

Im Juni 2016 trafen sich die Projektpartner zu einem Ergebnis-Synthese-Workshop, bei dem neben der Ergebnissynthese auch verbindliche Absprachen in Hinblick auf gemeinsame modulübergreifende Positionen und Empfehlungen getroffen wurden. Der Schwerpunkt war hierbei die Beantwortung der Kernfrage in NITROLIMIT: Ist Stickstoffreduktion ökologisch sinnvoll und wirtschaftlich vertretbar?

Die interne Kommunikation wurde zudem durch den Internabereich der NITROLIMIT-Webpage unterstützt. Dort wurden Kontaktdaten von Projektpartnern, anstehende Termine, Publikationen (geplante und veröffentlichte), Beiträge zu wissenschaftlichen Veranstaltungen (Vorträge und Poster), Protokolle von Beiratssitzungen, u.a. regelmäßig aktualisiert und allen Partnern zur Verfügung gestellt.

Externe Kommunikation

Publikationen

Ergebnisse aus NITROLIMIT in wissenschaftlichen Journalen erschienen bereits seit 2011. In den Jahren 2014 - 2016 wurden weitere aus NITROLIMIT hervorgegangene Publikationen veröffentlicht bzw. eingereicht (siehe Publikationsliste). Zudem sind weitere Publikationen in Arbeit, die nach Ablauf des Projektes erscheinen werden.

Organisation und Teilnahme von/an wissenschaftlichen Veranstaltungen

Es wurden Special Sessions zum Thema „Stickstofflimitation in Binnengewässern“ sowohl 2015 auf der Jahrestagung der ASLO (Association for the Sciences of Limnology and Oceanography) in Granada, Spanien, als auch 2015 auf der Jahrestagung der DGL (Deutsche Gesellschaft für Limnologie) in Essen organisiert und durchgeführt (siehe „Organisation on Special Sessions“ unter „Wissenschaftliche Veranstaltungen“). Alle Special Sessions waren sehr gut besucht. Sowohl die Ergebnisvorträge als auch die Diskussionsbeiträge zeigten, dass Stickstoff neben Phosphor als relevante Steuergröße in Binnengewässern berücksichtigt werden muss, und dass sich diese Sichtweise immer weiter durchsetzt.

NITROLIMIT-Partner haben zudem Projektergebnisse in diversen weiteren nationalen und internationalen wissenschaftlichen Veranstaltungen vorgestellt (siehe „Wissenschaftliche Veranstaltungen“).

Stakeholder Kommunikation

Ein Teil der Stakeholder konnte sich im Zuge von wissenschaftlichen Veranstaltungen über die Ergebnisse aus NITROLIMIT informieren. So waren auf unseren Special Sessions jeweils zahlreiche Vertreter aus dem Bereich des Gewässermanagements anwesend.

Weiterhin fand ein intensiver Austausch insbesondere mit Vertretern der Landesumweltämter (vor allem Berlin und Brandenburg) sowie der LAWA statt. Die Diskussion zu unterschiedlichen methodischen Ansätzen zur Ableitung von TN- und TP-Zielwerten mit der LAWA wurde fortgeführt.

Ebenfalls wurden von NITROLIMIT zu regionalen Aspekten Workshops organisiert. Zur Berliner Unterhavel wurden Ergebnisse zum Einfluss von Stickstoff und Phosphor sowie Reduktionsmöglichkeiten dieser Nährstoffe mit Vertretern des Berliner Senates für Umwelt (SenStadtum) und des Landesamtes für Umwelt, Gesundheit und Verbraucherschutz des Landes Brandenburg (LUGV) erörtert. Für die Erstellung eines Nährstoffreduktionskonzeptes für die Storkower Seenkette wurde ein Aktionsbündnis mit Vertreter des Naturparkverwaltung Dahme-Heideseen (NP-DH) und Landesamtes für Umwelt, Gesundheit und Verbraucherschutz des Landes Brandenburg (LUGV) gegründet.

Öffentlichkeitsarbeit

In den Jahren 2014 und 2016 erschienen zwei NITROLIMIT-Diskussionspapiere, welche aktuelle Forschungsergebnisse des NITROLIMIT-Projekts zeitnah und kompakt interessierten Fachkollegen zugänglich machten und Impulse für den aktuellen Wissenschaftsdiskurs gaben. Zusätzlich erschien zum Projektende ein Positionspapier, welches anhand der Ergebnisse aus NITROLIMIT die Kernfrage des Projekts beantwortet und Empfehlungen ableitet.

Die NITROLIMIT-Webpage wurde an die speziellen Projekthalte von NITROLIMIT II angepasst und informierte über anstehende Veranstaltungen sowie neue Publikationen und bot verschiedene

textliche Produkte aus NITROLIMIT, wie z. B. die Diskussionspapiere und das Positionspapier, zum Download an.

In 2014 und 2015 konnten weiterreichende Informationen über NITROLIMIT-Ergebnisse auf nationaler Ebene durch Artikel im KWB-Newsletter und in den BTU-News sowie auf internationaler Ebene durch einen Artikel im Online Magazin 'Yale Environment 360' gegeben werden.

Studentische Qualifikationen und Studienabschlüsse

Die universitären Betreuer/Projektpartner haben durch die Betreuung von Abschlussarbeiten und Studienprojekten einen beachtlichen Beitrag zur Förderung des wissenschaftlichen Nachwuchses geleistet. Aber auch die Bachelor-, Master- und Diplomstudenten haben mit ihren Arbeiten zum Gelingen von NITROLIMIT beigetragen, eine echte Win-win-Situation.

So wurden in NITROLIMIT II bisher 4 Studienprojekte, 4 Bachelorarbeiten, 3 Masterarbeiten, 1 Diplomarbeit und 1 Promotion abgeschlossen. Eine weitere Promotion wurde eingereicht und zwei Promotionen stehen kurz vor dem Abschluss.

FAZIT UND EMPFEHLUNGEN

Basierend auf Ergebnissen aus NITROLIMIT I und II

Wiedner, C., Casper, P., Dolman, A.M., Fiedler, D., Fischer, H., Grüneberg, B., Horbat, A., Hupfer, M., Jordan, S., Kneis, D., Köhler, J., Kolzau, S., Kupetz, M., Matzinger, A., Meyerhoff, J., Nixdorf, B., Petzoldt, T., Remy, C., Riechel, M., Ritz, S., Rouault, P., Rücker, J., Schlieff, J., Shatwell, T., Tatis-Muvdi, R. & Zwirnmann, E.

NITROLIMIT hat gezeigt, dass nicht nur Phosphor, sondern auch Stickstoff eine relevante Steuergröße des Phytoplanktons und damit des ökologischen Zustandes von Gewässern darstellt. Eine Minderung der Stickstoffkonzentration lässt insbesondere für viele Flachseen und Flussseen eine Verbesserung des ökologischen Zustandes erwarten.

Bedenken, nach denen Maßnahmen zur Minderung der Stickstoffkonzentrationen in Gewässern nicht zielführend sind, weil sie durch Stickstofffixierung von Cyanobakterien ausgeglichen werden oder weil sinkende Nitratkonzentrationen die Freisetzung von Phosphor aus den Gewässersedimenten steigern, konnten für die Untersuchungsgewässer in NITROLIMIT weitestgehend ausgeräumt werden. Stickstofffixierende Cyanobakterien (Nostocales) gelangen nicht oder nur selten zur Dominanz und ihr Beitrag zum jährlichen Eintrag von Stickstoff ist gering. Nur im Hochsommer kann durch N_2 -Fixierung ein relevanter Eintrag von Stickstoff (bis zu einem Viertel des Stickstoffbedarfs des Phytoplanktons) erfolgen. Eine Reduktion der Stickstoffkonzentration können Nostocales kurzfristig zu einem geringen Teil durch N_2 -Fixierung kompensieren. Langfristig führt eine Senkung der Stickstoffkonzentration jedoch zu einer Abnahme ihres Biovolumens. Nitrat beeinflusst die Bindung bzw. Freisetzung von Phosphor aus dem Sediment meist nur in geringem Maße. Hier spielen andere Prozesse (redoxunabhängige P-Bindungsmechanismen), an denen Nitrat nicht beteiligt ist, eine größere Rolle. In der Mehrzahl der Seen ist die Nitratkonzentration im Sommer bereits so gering, dass sie sich nicht mehr regulierend auf die Bindung bzw. Freisetzung von Phosphor auswirkt. Besonders in den Flachseen wird davon ausgegangen, dass eine weitere Senkung der Nitratkonzentrationen nicht zu einem bedeutenden Anstieg der Phosphorrücklösung aus dem Sediment führt. Die geringe Konzentration von Nitrat wird auch dafür verantwortlich gemacht, dass nahezu kein Lachgas in Seen gebildet wird.

Auf den ökologischen Zustand von Fließgewässern wie der Elbe hätte eine Stickstoffreduktion zunächst keinen Einfluss, da andere Faktoren die Biomasse des Phytoplanktons begrenzen. Im Fließgewässernetz wird ein Teil der Stickstofffracht zurückgehalten oder eliminiert, große Mengen erreichen jedoch die Ästuare und Küstengewässer. Eine Verminderung der Stickstoffeinträge in Fließgewässer ist daher vor allem anzustreben, um den trophischen Zustand der Küstengewässer zu verbessern.

Zahlreiche Ergebnisse in NITROLIMIT konnten demnach zeigen: Stickstoffreduktion ist ökologisch sinnvoll.

Nach den EU-Beschlüssen zur Umsetzung der WRRL sollten Maßnahmen, die zu einer Verbesserung des ökologischen Zustandes führen, umgesetzt werden. In Deutschland sind aufgrund der großen Zahl von Seen, die sich nicht in einem guten ökologischen Zustand befinden weiterreichende Anstrengungen notwendig, um die Ziele der EU-WRRL zu erreichen. Nach unseren Ergebnissen sollten dabei auch Maßnahmen zur Reduktion der N-Einträge berücksichtigt werden. Hier schließt sich die Frage an, ob N-Reduktion auch wirtschaftlich vertretbar ist. In drei Fallstudien wurden daher Möglichkeiten, Kosten, Nutzen und Akzeptanz von Stickstoffreduktionsmaßnahmen analysiert.

Am Beispiel der Berliner Unterhavel wurden Kosten für N-Reduktionsmaßnahmen mit dem Nutzen in Form der Zahlungsbereitschaft von Bürgern für den guten ökologischen Zustand gegenübergestellt. Danach ist der Nutzen einer Verbesserung der Gewässergüte größer als die damit verbundenen Kosten. Auch der Wert der Gewässer für Freizeit und Erholung spricht für weitere Bemühungen, den ökologischen Zustand zu verbessern.

Für Gewässer in Berlin wurde belegt, dass urbane Maßnahmen zur Nährstoffreduktion Erfolge zeigen, aber häufig nicht zum Erreichen des guten ökologischen Zustandes ausreichen.

Für ein ländliches Einzugsgebiet, die Storkower Seenkette, wurde gezeigt, dass für die Verbesserung des ökologischen Zustandes vor allem Stickstoffeinträge aus landwirtschaftlichen Flächen reduziert werden müssen. Möglichkeiten hierzu bestehen durch eine Ausweitung der Umsetzung von Agrarumweltmaßnahmen. In Brandenburg und Berlin wurden jedoch entsprechende Fördermöglichkeiten bisher nicht ausgeschöpft. Insbesondere Landwirte mit überdurchschnittlicher Flächenausstattung lehnen Agrarumweltmaßnahmen überwiegend ab.

NITROLIMIT hat insgesamt aufgezeigt, dass durch Minderung der Stickstoffkonzentrationen in vielen Gewässern eine Verbesserung des ökologischen Zustandes erreicht werden kann und, dass Möglichkeiten zur Reduktion von Stickstoffeinträgen bestehen, die auch wirtschaftlich vertretbar sind.

Daher empfehlen wir, zur Umsetzung der EU-WRRL zukünftig neben den Strategien zur Reduktion von Phosphoreinträgen zusätzlich Strategien zur Reduktion von Stickstoffeinträgen in die Nährstoffreduktionskonzepte der Länder und Kommunen aufzunehmen und umzusetzen. Zielführend sind dabei die weitere Optimierung bzw. der Ausbau von Klärwerken und insbesondere die Reduzierung der Stickstoffeinträge aus landwirtschaftlichen Flächen z. B. durch die Umsetzung von Agrarumweltmaßnahmen. Da Letzteres auf Freiwilligkeit beruht, kann dies nur im Einverständnis mit den Landwirten erfolgen. Hier gilt es daher, die Rahmenbedingungen und die Anreize zur Teilnahme zu verbessern.

DANKSAGUNG

Zum Gelingen von NITROLIMIT II haben zahlreiche Personen aus verschiedenen Institutionen beigetragen, bei denen wir uns an dieser Stelle herzlich bedanken möchten:

Maren Voss und **Iris Liskow** (Leibniz-Institut für Ostseeforschung Warnemünde), **Kai Knöller** (Helmholtz-Zentrum für Umweltforschung) und **Wolfgang Pritzkow** (Bundesanstalt für Materialforschung und -prüfung) für die Unterstützung bei den Isotopenmessungen.

Marion Martienssen, **Daniel Joerendt**, **Roswitha Pech** und **Erwin Banscher** (Lehrstuhl Biotechnologie der Wasseraufbereitung) für die Unterstützung der ARA-Messungen am Gaschromatographen.

Den Mitarbeiterinnen und Mitarbeitern des Chemielabors des IGB Berlin, für CNS- und DON-Analysen.

Annette Tworeck (Limnologiebüro Hoehn, Freiburg) und **Helgard Täuscher** (IGB Berlin) für die Analyse der Phytoplanktonproben.

Bernd Heinzmann, **Erika Pawlowsky-Reusing**, **Kay Joswig** und **Agnes Kummelt (BWB)** für die Unterstützung bei der Datenerhebung zur Ökobilanz von Maßnahmen im Kanalnetz.

Kurt Friese und **Sebastian Back** (Helmholtz Zentrum für Umweltforschung, Abteilung Seenforschung) für die Unterstützung bei der Sedimentanalytik.

Reinhard Köllnick (Fischerei „Aurora“) für die Hilfe bei der Probennahme am Langen See.

Den Wasser- und Schifffahrtsämtern in Berlin (Außenbezirk Spandau), sowie dem Fischereiamt Berlin danken wir für die Unterstützung beim Ausbringen von Messgeräten, Bereitstellung von Boots Liegeplätzen und Booten für Probenahmen an der Havel bzw. Elbe.

Ursula Mußhoff, **Stefan Barkhoff** und **Gregor Blahak** (Agentur Quadraflex) für die Gestaltung der NITROLIMIT-Webpage, der Diskussionspapiere und des Positionspapiers.

Für den Aufbau der Datenbanken NDB-Seen und NDB-Flüsse sowie zur Modellerstellung und Modellvalidierung wurden Daten zur Verfügung gestellt von:

Antje Köhler und **Matthias Rehfeld-Klein** (der Senatsverwaltung für Stadtentwicklung und Umwelt, Berlin), **Lutz Höhne** und **Jörg Schönfelder** (Landesamt für Umwelt Brandenburg), **Jürgen Mathes** (Ministerium für Landwirtschaft, Umwelt und Verbraucherschutz Mecklenburg-Vorpommern), **Gudrun Plambeck** (Landesamt Landwirtschaft, Umwelt und ländliche Räume des Landes Schleswig-Holstein), **Ingrid Chorus** (Umweltbundesamt), **Beate Baier** (Institut für Hygiene und Umwelt Abteilung Wasseruntersuchungen in Hamburg), **Hans-Heinrich Schuster** (Niedersächsischer Landesbetrieb für Wasserwirtschaft, Küsten- und Naturschutz Betriebsstelle Sulingen), **Friedemann Gohr** (Landesbetrieb für Hochwasserschutz und Wasserwirtschaft Sachsen-Anhalt).

Ursula Riedmüller (Büro für Nutzung und Ökologie der Binnengewässer) für die Vervollständigung der NITROLIMIT Datenbanken für Seen und Flüsse.

Gunnar Heyne und **Klaus Haubold** (Naturpark Dahme Heideseen), **Katrin Quiel** und **Jörg Schönfelder** (Landesamt für Umwelt Brandenburg) für ihre Unterstützung bei der Erstellung des Nährstoffreduktionskonzeptes Storkower Seenkette.

Heribert Rustige (AKUT Umweltschutz Ingenieure Burkard und Partner) für eine gutachterliche Stellungnahme zur Nährstoffreduktion in der Storkower Seenkette.

Dem LfU Brandenburg, der Wasser- und Schifffahrtsverwaltung Berlin, dem MAWV Königs Wusterhausen und den Betreibern der kommunalen Kläranlagen danken wir für die Bereitstellung von Abfluss- und Gütedaten für die Storkower Gewässer und der Kläranlagen.

Ingo Henschke, Thomas Wolburg, Gudrun Lippert, Ute Abel, Matthias Knie, Beate Müller, Sabine Natusch und Katja Becker (LS Gewässerschutz der BTU) sowie den Studierenden **David Scheidweiler, Michael Niebisch, Eric Lehmann, Lisa-Sophie Ebers, Linda Kretzschmar, Marcel Fenske und Andre Lühder** danken wir für ihre tatkräftige Unterstützung der Freilandarbeiten, Labor- und Datenanalysen sowie der Experimente.

Dagmar Steubing und Annette Becker (BfG) danken wir für tatkräftige Unterstützung bei der Freilandarbeit und für die Erhebung von Tiefenprofilen der Wassertemperatur.

Michael Sachtleben, Harald Volkmann, Carola Kasprzak, Uta Mallok, Florian Reverey, Philipp Filzwieser (IGB-N) sowie **Christiane Herzog, Antje Lüder, Jürgen Schreiber, Barbara Stein, Claudia Theel, Sarah Schell, Thomas Rossoll, Veronika Obermeyer und Juliane Roth** (IGB-B) für ihre Unterstützung der Freiland- und Laborarbeiten.

Dem Projektträger Jülich (PTJ) danken wir für die Projektbegleitung und dem Bundesministerium für Bildung und Forschung (BMBF) für die Projektförderung, sowie den Berliner Wasserbetrieben (BWB) für die Koförderung der Arbeit vom KWB.

PUBLIKATIONEN (NITROLIMIT I UND II)

Referierte Zeitschriften

Publiziert

- Dolman, A.M. (2014): Macrophyte effects on algal turbidity in subtropical versus temperate lakes: a comment on Wang et al. (2014). *Freshwater Biology* 59: 2656-2658.
- Dolman, A.M. & Wiedner, C. (2015): Predicting phytoplankton biomass and estimating critical N:P ratios with piecewise models that conform to Liebig's law of the minimum. *Freshwater Biology* 60: 686-697.
- Dolman, A.M., Mischke, U. & Wiedner, C. (2016): Lake-type specific seasonal patterns of nutrient limitation in north German lakes and target nitrogen and phosphorus concentrations for a good ecological status. *Freshwater Biology* 61: 444-456.
- Dolman, A.M., Rücker, J., Pick, F.R., Fastner, J., Rohrlack, T., Mischke, U. & Wiedner, C. (2012): Cyanobacteria and Cyanotoxins: The Influence of Nitrogen versus Phosphorus. *PLoS ONE* 7(6): e38757.
- Engel, F. & Fischer, H. (2016): Effect of thermal stratification on phytoplankton and nutrient dynamics in a regulated river (Saar, Germany). *River Research and Applications*, early view, doi: 10.1002/rra.3071.
- Fiedler, D., Graeber, D., Badrian, M. & Köhler, J. (2015): *Growth response of four freshwater algal species to dissolved organic nitrogen of different concentration and complexity*. *Freshwater Biology* 60: 1613-1621.
- Grüneberg, B., Dadi, T., Lindim, C. & Fischer, H. (2015): Effects of nitrogen and phosphorus load reduction on benthic phosphorus release in a riverine lake. *Biogeochemistry* 123: 185-202.
- Grüneberg, B., Rücker, J., Nixdorf, B. & Behrendt, H. (2011): Dilemma of Non-Steady State in Lakes - Development and Predictability of In-Lake P Concentration in Dimictic Lake Scharmützelsee (Germany) after Abrupt Load Reduction. *International Review of Hydrobiology* 96: 599-621.
- Janssen, A.B.G., Arhonditsis, G.B., Beusen, A., Bolding, K., Bruce, L., Bruggeman, J., Couture, R.-M., Downing, A.S., Alex Elliott, J., Frassl, M.A., Gal, G., Gerla, D.J., Hipsey, M.R., Hu, F., Ives, S.C., Janse, J.H., Jeppesen, E., Jöhnk, K.D., Kneis, D.; Kong, X.; Kuiper, J.J.; Lehmann, M.K.; Lemmen, C.; Özkundakci, D., Petzoldt, T., Rinke, K., Robson, B.J., Sachse, R., Schep, S.A., Schmid, M., Scholten, H., Teurlincx, S., Trolle, D., Troost, T.A., Dam, A.A., Gerven, L.P.A., Weijerman, M., Wells, S.A. & Mooij, W.M. (2015): Exploring, exploiting and evolving diversity of aquatic ecosystem models: a community perspective *Aquatic Ecology* 49: 513-548.
- Kolzau, S., Wiedner, C., Rücker, J., Köhler, J., Köhler, A. & Dolman, A.M. (2014): Seasonal patterns of nitrogen and phosphorus limitation in four German lakes and the predictability of limitation status from ambient nutrient concentrations. *PLoS ONE*. <http://www.plosone.org/article/info%3Adoi%2F10.1371%2Fjournal.pone.0096065>
- Kuemmerlen, M., Petzoldt, T. & Domisch, S. (2015): Ecological models in freshwater ecosystems. *Fundamental and Applied Limnology/Archiv für Hydrobiologie* 186: 1-3.
- Lindim, C. (2015): Modeling the impact of Zebra mussels (*Dreissena polymorpha*) on phytoplankton and nutrients in a lowland river. *Ecological Modelling* 301: 17-26.
- Lindim, C., Becker, A., Grüneberg, B. & Fischer, H. (2015): Modelling the effects of nutrient loads reduction and testing the N and P control paradigm in a German shallow lake. *Ecological Engineering* 82: 415-427.
- Lindim, C., Becker, A. & Fischer, H. (2012): Multi-Modelling approach for assessment of water quality in the Lower Havel, Germany. In: Seppelt, R., Voinov, A.A., Lange, S., & Bankamp, D. (Eds.). *Managing resources of a limited planet. Proceedings of the 2012 International Congress on Environmental Modelling and Software*: 435-442.
- Meyerhoff, J., Boeri, M. & Hartje, V. (2014): The value of water quality improvements in the region Berlin-Brandenburg as a function of distance and state residency. *Water Resources and Economics* 5: 49-66.
- Meyerhoff, J. & Glenk, G. (2015): Learning how to choose – effects of instructional choice sets in discrete choice experiments. *Resource and Energy Economics* 41: 122-142.
- Rathsack, K., Böllmann, J. & Martienssen, M. (2014): Comparative Study of Different Methods for Analyzing Denitrifying Bacteria in Fresh Water Ecosystems. *J. Water Res. Prot.* 6: 609-617.
- Rothe, M., Kleeberg, A., Grüneberg, B., Friese, K., Pérez-Mayo, M. & Hupfer, M. (2015): Sedimentary Sulphur:Iron Ratio Indicates Vivianite Occurrence: A Study from Two Contrasting Freshwater Systems. *PLoS ONE* 10(11): e0143737.
- Sachse, R., Petzoldt, T., Blumstock, M., Moreira, S., Pätzig, M., Rücker, J., Janse, J., Mooij, W. & Hilt S. (2014): Extending one-dimensional models for deep lakes to simulate the impact of submerged macrophytes on water quality. *Environmental Modelling and Software*. 61: 410-423.

Andere Zeitschriften

Publiziert

- Becker, K., Rücker, J. & Nixdorf, B. (2013): Licht- und Temperaturabhängigkeit der Stickstofffixierung planktischer Nostocales. Erweiterte Zusammenfassung der Jahrestagung der DGL 2012 in Koblenz. Eigenverlag der DGL: 118-123.
- Böllmann, J., Martienssen, M. & Grüneberg, B. (2014): Vergleich der mikrobiellen Nitratreduktion in Sediment und Pelagial eines eutrophen Flussees und eines mesotrophen geschichteten Sees. Erweiterte Zusammenfassung der Jahrestagung der DGL 2013 in Potsdam. Eigenverlag der DGL, 35-39.
- Böllmann, J., Martienssen, M. & Nixdorf, B. (2012): Stickstoffumsätze in unterschiedlichen Gewässertypen Berlin/Brandenburgs - Teil 1: Zellzahlen von Nitrifikanten und Denitrifikanten. Erweiterte Zusammenfassung der Jahrestagung der DGL 2011 in Weihenstephan. Eigenverlag der DGL: 234-238.
- Fiedler, D., Grossart, H.-P., Zwirnmann, E. & Köhler, J. (2012): DON – die vergessene Stickstoffquelle. Erweiterte Zusammenfassung der Jahrestagung der DGL 2011 in Weihenstephan. Eigenverlag der DGL: 28-32.
- Fiedler, D., Grossart, H.-P., Zwirnmann, E. & Köhler, J. (2013): DON – Bedeutung für die Algenentwicklung. Erweiterte Zusammenfassung der Jahrestagung der DGL 2012 in Koblenz. Eigenverlag der DGL: 326-330.
- Fischer, H. (2015): Zur Steuerung der Trophie großer Flüsse. Korrespondenz Wasserwirtschaft 8 (4/15): 225-230.
- Kupetz, M. & Casper, P. (2013): Atmosphärische Stickstoffeinträge in Gewässern - Quantifizierung und Bedeutung für die Emission von N₂O als Treibhausgas. Erweiterte Zusammenfassung der Jahrestagung der DGL 2012 in Koblenz. Eigenverlag der DGL: 331-335.
- Kupetz, M. & Casper, P., (2015): Quantifizierung von Stickstoffdeposition an Gewässern und Bedeutung für die Emission von N₂O als Treibhausgas. Erweiterte Zusammenfassung der Jahrestagung der DGL 2013 in Potsdam. Eigenverlag der DGL: 205-210.
- Kupetz, M. & Casper, P., (2016): Lachgas aus heimischen Gewässern – Bedeutung für das Stickstoffbudget und den Treibhauseffekt. Erweiterte Zusammenfassung der Jahrestagung der DGL 2015 in Essen. Eigenverlag der DGL: 165-169.
- Lindim, C., Becker, A. & Fischer, H. (2013): Impacts of N reduction on the ecological condition of the Lower Havel. Erweiterte Zusammenfassung der Jahrestagung der DGL 2012 in Koblenz. Eigenverlag der DGL: 336-340.
- Meyerhoff, J. & Glenk, K. (2013): Learning how to choose – effects of instructional choice sets in discrete choice experiments. Working Paper on Management in Environmental Planning 34/2013 - Arbeitspapiere zum Management in der Umweltplanung. TU Berlin. 26 S.
- Meyerhoff, J., Boeri, M. & Hartje, V. (2013): The value of achieving water quality improvements in the rivers of the metropolitan region of Berlin and Brandenburg. Working Paper on Management in Environmental Planning 32/2013 - Arbeitspapiere zum Management in der Umweltplanung. TU Berlin. 21 S.
- Nixdorf, B., Grüneberg, B. & Rücker, J. (2016): Bilanzierung der saisonalen Stickstoffein- und -austräge sowie deren Umsetzungen in einem eutrophen Flachsee. Erweiterte Zusammenfassungen der Jahrestagung 2015 in Essen. Eigenverlag der DGL, Hardeggen: 69-76.
- Nixdorf, B., Rücker, J., & Grüneberg, B. (2016): Importance of internal nitrogen recycling on water quality and cyanobacterial biomass in a shallow polymictic lake (Lake Langer See, Germany). Proceedings 3rd International Conference Water resources and wetlands: 38-46.
- Nixdorf, B., Recklebe, J. & Lippert, G. (2014): Nitrifikation im dimiktischen Scharmützelsee – Teil 1: Maximale Umsetzungen im Winter als Ökosystemdienstleistung. Erweiterte Zusammenfassung der Jahrestagung der DGL 2013 in Potsdam. Eigenverlag der DGL: 40-44.
- Nixdorf, B., Niebisch, M., Recklebe, J. & Lippert, G. (2014): Nitrifikation im dimiktischen Scharmützelsee – Teil 2: Deep Nitrate Maximum als Ergebnis der sommerlichen hypolimnischen Ammoniumoxidation. Erweiterte Zusammenfassung der Jahrestagung der DGL 2013 in Potsdam. Eigenverlag der DGL: 45-50.
- Nixdorf, B., Rücker, J., Dolman, A.M., Wiedner, C., Hilt, S., Kasprzak, P., Köhler, A., van de Weyer, K., Sandrock, S., Scharf, E.-M. & Willmitzer, H. (2013): Prozessverständnis als Grundlage für die Gewässerbewirtschaftung – Fallbeispiele für Limitation, Konkurrenz, Gewässerstruktur und Nahrungsnetzsteuerung. Korrespondenz Wasserwirtschaft 6: 693-701.
- Nixdorf, B., Becker, K., Grüneberg, B., Böllmann, J. & Martienssen, M. (2012): Stickstoffumsätze in unterschiedlichen Gewässertypen Berlin/Brandenburgs - Teil 2: Erste Ergebnisse zu Einträgen und Umsätzen. Erweiterte Zusammenfassung der Jahrestagung der DGL 2011 in Weihenstephan. Eigenverlag der DGL: 239-244.

- Ritz, S. & Fischer, H. (2016): Freilandmessungen zur Stickstoffretention in der Elbe. In: Bundesanstalt für Gewässerkunde (Hrsg.), Jahresbericht 2014/2015: 24-25. http://doi.bafg.de/BfG/2016/BfG-Jahresbericht_2014_2015.pdf
- Ritz, S. & Fischer, H. (2015): Stickstoffretention großen Flüssen – eine Ökosystemleistung? In: Bundesanstalt für Gewässerkunde (Hrsg.), Ökosystemleistungen – Herausforderungen und Chancen im Management von Fließgewässern. 5. Ökologisches Kolloquium am 5./6. Mai 2015 in Koblenz: 83-88. http://doi.bafg.de/BfG/2015/Veranst3_2015.pdf
- Ritz, S. & Fischer, H. (2013): Stickstoffumsatz in der Elbe - Assimilation oder Denitrifikation? Erweiterte Zusammenfassung der Jahrestagung der DGL 2012 in Koblenz. Eigenverlag der DGL: 341-344.
- Rücker, J., Knie, M., Voss, M., Martienssen, M., Grüneberg, B., Kolzau, S. & Nixdorf, B. (2016): Abschätzung des Stickstoffeintrages durch planktische Cyanobakterien (Nostocales). Erweiterte Zusammenfassungen der Jahrestagung 2015 in Essen. Eigenverlag der DGL, Hardeggen: 170-177.
- Rücker, J., Barsch, A., Nixdorf, B. (2015): "Besser, aber noch nicht gut" – Ökologischer Zustand der Seen in Brandenburg 2014, Wasserwirtschaft 12/2015: 41-47.
- Rücker, J., Harrandt, C. & Miethling, D. (2014): Abschätzung von Phytoplanktonverlusten durch Muschelfiltration. Erweiterte Zusammenfassung der Jahrestagung der DGL 2013 in Potsdam. Eigenverlag der DGL, Hardeggen: 51-56.
- Rücker, J., Weyer, K. van de & Nixdorf, B. (2013): Kann Nährstoffkonkurrenz durch submerse Makrophyten die Biomasseentwicklung des Phytoplanktons beeinflussen? Erweiterte Zusammenfassung der Jahrestagung der DGL 2012 in Koblenz. Eigenverlag der DGL: 346-351.
- Shatwell, T., Jordan, S., Ackermann, G., Dokulil, M., Rücker, J., Scharf, W., Wagner, A. & Kasprzak, P. (2013): Langzeitbeobachtungen zum Einfluss von Klimawandel und Eutrophierung auf Seen und Talsperren in Deutschland. Korrespondenz Wasserwirtschaft 6: 629-736.
- Thürmann, J., Grüneberg, B. & Nixdorf, B. (2014): Umsätze und saisonale Dynamik relevanter Stickstoffkomponenten in einem eutrophen Flachsee (Langer See, Scharmützelseegebiet) – ein Bilanzansatz. Erweiterte Zusammenfassung der Jahrestagung der DGL 2013 in Potsdam. Eigenverlag der DGL: 57-61.

Sonstige Publikationen

- Wiedner, C. und Schließ, J. (Hrsg.) (2016): Positionspapier des Projekts NITROLIMIT – Stickstofflimitation in Binnengewässern – Ist Stickstoffreduktion ökologisch sinnvoll und wirtschaftlich vertretbar? Bad Saarow. 48 Seiten.
- NITROLIMIT Diskussionspapier, Band 1, Mai 2013: Einfluss von Stickstoff und Phosphor auf die Gewässergüte von Seen.
- NITROLIMIT Diskussionspapier, Band 2, September 2013: Maßnahmen zur Reduktion der Nährstoffeinträge urbaner Bereiche.
- NITROLIMIT Diskussionspapier, Band 3, September 2014: Gelöste organische Stickstoffverbindungen in Seen - Vorkommen und Wirkung.
- NITROLIMIT Diskussionspapier, Band 4, Juni 2016: Kosten und Nutzen einer verbesserten Gewässergüte am Beispiel der Berliner Unterhavel.
- LAWA (2014) Empfehlung zur Übertragung flussbürtiger, meeresökologischer Reduzierungsziele ins Binnenland. LAWA-Arbeitsprogramm Flussgebietsbewirtschaftung Produktdatenblatt WRR-L-2.4.7. Bearbeitet im Auftrag des LAWA-AO von Trepel, M., Fischer, H., Fischer, M., Kuhn, U., Ullrich, A., Ollesch, G., Ritz, S., Venohr, M.: 17 S.

ANHANG

Wissenschaftliche Veranstaltungen (nur NITROLIMIT II)**Eingeladene Vorträge**

Wiedner, C.: Stickstofflimitation in Binnengewässern – Ist Stickstoffreduktion ökologisch sinnvoll und wirtschaftlich vertretbar? Bisherige Ergebnisse des NITROLIMIT-Projektes. UFZ-Seminar; Magdeburg 10.03.2015.

Wiedner, C. et al.: Nitrogen limitation in freshwater - Is nitrogen reduction ecologically meaningful and economically feasible? Hydrobiologisches Seminar TU Dresden, 08.01.2014, Dresden.

Kneis, David: Phosphorrücklösung aus Gewässersedimenten - Bedeutung, Prozesse und Modelle. Hydrobiologisches Seminar TU Dresden, 27.11.2014, Dresden.

Organisation von Special Sessions

NITROLIMIT Special Session bei der ASLO (Association for the Sciences of Limnology and Oceanography) Konferenz, Granada, Spanien, 22.-27. Februar 2015

Dolman, A.M. & Wiedner, C.: Nitrogen-, phosphorous-or co-limitation of phytoplankton biomass and the implications for nutrient targets. (Vortrag)

Kolzau, S. et al.: Nitrogen fixation along gradients of N:P ratio and light availability. (Vortrag)

Mutz, D. et al.: Is further nitrogen reduction in surface waters economically justifiable? (Vortrag)

Rücker, J. et al.: Nitrogen fixation in two polymictic lakes (Poster)

NITROLIMIT Special Session bei der Jahrestagung der DGL (Deutsche Gesellschaft für Limnologie), Essen, 29.09.-02.10.2015

Dolman, A.M. et al.: Lake-type, seasonal and trophic effects on the potential for N₂ fixing cyanobacteria to compensate for nitrogen reduction measures in lowland German lakes. (Vortrag)

Grüneberg, B. et al.: In situ Messung zum Einfluss von Nitrat auf die Phosphorrücklösung mittels Benthoskammern (Vortrag)

Horbat, A.: Untersuchung der Akzeptanz von Agrarumweltverträgen bei Landwirten mit Hilfe eines Choice Experimentes. (Vortrag)

Kneis, D. et al.: Modellierung der Phosphor-Rücklösung aus dem Sediment flacher Seen. (Vortrag)

Kupetz, M. & Casper, P.: Lachgas aus heimischen Gewässern – Bedeutung für das Stickstoffbudget und den Treibhauseffekt. (Poster)

Mutz, D. et al.: Ist eine weitergehende Stickstoffentfernung in die Gewässer ökonomisch sinnvoll? (Vortrag)

Nixdorf, B. Bilanzierung der saisonalen Stickstoffein- und -austräge sowie deren Umsetzungen in einem eutrophen Flachsee. (Vortrag)

Petzoldt, T.: Modellsimulationen zur Wirksamkeit einer N-Lastreduktion: die Rolle von seeinternen Kompensationsmechanismen und der Verweilzeit. (Vortrag)

Rücker, J.: Abschätzung des Stickstoffeintrages durch planktische Cyanobakterien (Nostocales). (Vortrag)

Wolter, K.-D.: Kontrolle der Phosphorkonzentration in nährstoffreichen Seen durch Nitrat. Sediment-Wasser-Prozesse im System Nitrat-Sulfat-Eisen-Phosphor. (Vortrag)

Beiträge zu wissenschaftlichen Veranstaltungen

Jahrestagung der DGL (Deutsche Gesellschaft für Limnologie), Wien, Österreich, 26.-29.09.2016

- Grüneberg, B., Kneis, D., Petzoldt, T., Fischer, H., Jordan, S., Hupfer, M.: Einfluss von Nitrat auf die Phosphorrücklösung aus dem Sediment von Flachseen (Poster).
- Hupfer, M., Herzog, C., Jordan, S., Kleeberg, A., Rothe, M., Köhler, A. & Grüneberg, B.: Nitrat behindert die frühdiagenetische Bildung von Vivianit in Seesedimenten. (Vortrag)
- Kupetz, M. & Casper, P.: Das Nitratphantom – warum N₂O-Emissionen aus limnischen Systemen (k)eine Rolle spielt. (Vortrag)
- Shatwell, T. & Köhler, J.: Weniger Stickstoff = weniger N₂-fixierende Blaualgen. (Poster)

8th International Phosphorus Workshop IPW8, Rostock, Deutschland, 12.-16.09.2016

- Hupfer, M., Herzog, C., Jordan, S., Grüneberg, B., Rothe, M. & Kleeberg, A.: The long-term storage of phosphorus via vivianite formation in iron rich surface sediments is prevented by nitrate. (Vortrag)

SIL Conference, Turin, Italien, 31.7.-5-7.2016

- Wiedner, C., Dolman, A.M., Rücker, J., Kolzau, S. & Nixdorf, B.: Does cyanobacterial nitrogen fixation matter in freshwaters? (Vortrag)

Konferenz "Schutz von Characeen-Seen in Brandenburg und im Lebusser Land", Słubice, Polen, 27.06.2016

- Rücker, J. & Nixdorf, B.: Interaktionen zwischen Characeen und Phytoplankton - die Erfolgsgeschichte des Scharmützelsees (Brandenburg). (Vortrag)

HypoBASICS summer school, Berlin, 22.06.-26.06.2015

- Ritz, S., Dähnke, K., Voss, M. & Fischer, H.: Tracing hyporheic processes in flowing water. (Poster)

European Hyporheic Forum, Berlin, 13.06.2016

- Ritz, S. & Fischer, H.: Hyporheic research in large rivers. (Poster)

Sino-German Symposium: Lake-catchment interactions and their responses to hydrological extremes, Nanjing, China, 08.-13.10.2015

- Nixdorf, B. & Rücker, J.: Ecological status of German lakes, lake types related to catchment and risk for water quality. (Vortrag)

Kolloquium „Wasserrahmenrichtlinie 2015 – Was wurde erreicht, was bleibt zu tun?“, Magdeburg, 05.10.2015

- Rücker, J., Barsch, A. & Nixdorf, B.: "Besser, aber noch nicht gut" – Ökologischer Zustand der Seen in Brandenburg 2014. (Vortrag)

5. Ökologisches Kolloquium der BfG, Koblenz, 05.05-06.05.2015

- Ritz, S. & Fischer, H.: Stickstoffretention großen Flüssen – eine Ökosystemleistung? (Vortrag)

Internationaler Workshop zur Seenmodellierung (AEMON Workshop), Driebergen, Niederlande, 18.02.-20.02.2015

- Petzoldt, T.: R and the rSALMO package – a prototyping approach for missing links. 3rd workshop of the Aquatic Ecological Modelling Network (AEMON). (Vortrag)
- Kneis, D.: Generation of reactive transport code from a simple standard notation. 3rd workshop of the Aquatic Ecological Modelling Network (AEMON). (Vortrag)

Shallow Lakes Conference, Antalya, Türkei, 12.10.-17.10.2014

- Nixdorf, B., Knie, M., Rücker, J. & Mischke, U.: Functional diversity and productivity of phytoplankton in shallow lakes – A contribution to the productivity – diversity debate. (Vortrag)
- Wiedner, C., Dolman, A.M., Rücker, J., Kolzau, S., Knie, M. & Nixdorf, B.: Does cyanobacterial nitrogen fixation matters in freshwaters? (Vortrag)

Jahrestagung der DGL (Deutsche Gesellschaft für Limnologie), Magdeburg, 29.09.-02.10.2014

- Wiedner, C., Nixdorf, B., Rücker, J., Dolman, A.M., et al: Stickstofflimitation in Binnengewässern – Ist N-Reduktion ökologisch sinnvoll und wirtschaftlich vertretbar? Bisherige Ergebnisse des NITROLIMIT Projektes. (Vortrag)
- Rücker, J., Dolman, A., Kolzau, S., Knie, M. Becker, K., Nixdorf, B. & Wiedner, C.: Vorkommen von Nostocales und N₂-Fixierung in Brandenburger Gewässern. (Vortrag)
- Kolzau, S., Dolman, A.M., Rücker, J. & Wiedner, C.: Nutzung von N:P Verhältnissen zur Vorhersage der N & P Limitation des Phytoplanktons. (Vortrag)

IWA (International Water Association) World Water Congress & Exhibition, Lissabon, Portugal, 21.09.-26.09.2014

- Mutz, D., Remy, C. & Rouault, P.: Environmental Impacts of Advanced Nitrogen Removal at large Wastewater Treatment Plants. (Poster)

The R User Conference on Statistical Computation, Los Angeles, USA, 30.06.-03.07.2014

- Petzoldt, T. Sachse, R.: Swimming in clear lakes: How model coupling with R helps to improve water quality. (Vortrag)
- Petzoldt, T., Soetaert, K.: Simulating differential equation models in R. (Pre-conference tutorial, 180 min)

ASLO (Association for the Sciences of Limnology and Oceanography) conference, Portland, USA, 18.-23.05.2014

- Wiedner, C., Dolman, A.M., Rücker, J., Kolzau, S. & Knie, M.: Does nitrogen fixation matters in freshwaters? (Vortrag)
- Fischer, H. & Hardenbicker, P.: The trophic state of Germany's large rivers. (Vortrag)
- Ritz, S. & Fischer, H.: Using open-channel methods to study nitrogen retention in a large, nitrogen rich lowland river. (Vortrag)

YoMoS (Young Modellers in Ecology) workshop, Hann. Münden, Deutschland, 01.-04.05.2014

- Dolman, A.M., Becker, K., Kolzau, S., Knie, M., Wiedner, C., Rücker, J.: Estimating N₂ fixation rates: combining prior knowledge with local rate estimates in a Bayesian model. (Vortrag)
- Petzoldt, T. Solving differential equations in R (eingeladener Vortrag und Tutorial).

Stakeholderaustausch/Kommunikation

Von NITROLIMIT organisiert

NITROLIMIT Abschluss-Symposium, Aula des GLS Campus, Berlin, 5.10.2016.

Teilnehmer: Alle NITROLIMIT Partner

In dem Seminar wurden Ergebnisse aus NITROLIMIT I und II präsentiert. Es nahmen 75 Teilnehmer aus der Wissenschaft, der Gewässerbewirtschaftung sowie Vertreter des wissenschaftlichen Beirates, der Förderinstitutionen und der assoziierten Partner teil.

Staffelübergabe von NITROLIMIT I zu NITROLIMIT II, Aula des GLS Campus, Berlin, 12.05.2014.

In dem Seminar wurden Ergebnisse aus NITROLIMIT I präsentiert und ein Ausblick auf NITROLIMIT II gegeben. Es nahmen 60 Teilnehmer aus der Wissenschaft, der Gewässerbewirtschaftung sowie Vertreter des wissenschaftlichen Beirates, der Förderinstitutionen und der assoziierten Partner teil.

Workshop: Erweiterung der NITROLIMIT-Datenbank und Analyse von Stickstoff und Phosphor Orientierungswerten für Seen und Flüsse, Bundesanstalt für Gewässerkunde, 14.-15.07.2014.

Teilnehmer NITROLIMIT: Helmut Fischer und Stephanie Ritz (BfG), Claudia Wiedner und Andrew Dolman (BTU)
Weitere Teilnehmer: Ursula Riedmüller, Limnologie Büro Hoehn (LBH) und Büro für Nutzung und Ökologie der Binnengewässer (BNÖ), Eberhard Hoehn (LBH).

Workshops zum Nährstoffreduktionskonzept Storkower Seenkette, Naturparkverwaltung Dahme-Heideseen in Prieros, 03.07.2014, 11. und 18.09.2014, 18.11.2014, 10.02.2015., 29.05.2015.

Teilnehmer: NITROLIMIT: Claudia Wiedner, Jacqueline Rücker, Brigitte Nixdorf, Ingo Henschke, Björn Grüneberg, (BTU)
Andreas Horbat (TU Berlin).

Naturparkverwaltung Dahme-Heideseen (NP-DH): Gunnar Heyne, Klaus Haubold.

Landesamt für Umwelt, Gesundheit und Verbraucherschutz des Landes Brandenburg (LUGV): Jörg Schönfelder und Katrin Quiel.

Wasser- und Landschaftspflegeverband „Untere Spree“ (WLV): Thorsten Weidner.

Workshops zur Berliner Unterhavel, an der TU Berlin am 11.05.2015 und beim Berliner Senat am 05.11.2015

Teilnehmer: NITROLIMIT: B. Wiedner, C. Nixdorf, B. Grüneberg, M. Hupfer, T. Petzoldt, Fischer, J. Rücker, A. M. Dolman, D. Kneis

SenStadtUm: A. Köhler, LUGV: J. Schönfelder, K. Quiel

Teilnahme von NITROLIMIT

LAWA-Sitzung Expertenkreis Seen, Dresden, 23.07.2014. Vorstellung und Diskussion der bisherigen Ergebnisse aus NITROLIMIT und Anfrage zur Bereitstellung weiterer Daten aus den Ländermessprogrammen für die NITROLIMIT-Datenbank. Letzteres wurde positiv beschieden.

Teilnehmer NITROLIMIT: Claudia Wiedner

Teilnehmer LAWA: Alle Landesvertreter

Weitere Teilnehmer: Ursula Riedmüller, Limnologie Büro Hoehn (LBH) und Büro für Nutzung und Ökologie der Binnengewässer (BNÖ), Eberhard Hoehn (LBH).

Berliner Wasserplenum, Berlin, 20.11.2014.

Teilnehmer NITROLIMIT: Claudia Wiedner

LAWA: Sitzung Expertenkreis Fließgewässer, Würzburg, 04.-05.04.2015. Vorstellung von NITROLIMIT für die Fließgewässerexperten der LAWa. Datenanfrage für die NITROLIMIT-Datenbank „Fließgewässer“, die positiv beschieden wurde.

Teilnehmer NITROLIMIT: Helmut Fischer

Teilnehmer LAWa: Alle Landesvertreter

DWA Arbeitskreis „Seenmodellierung“, Hennef, 17.-18.12.2015. Beitritt zum Arbeitskreis zwecks Erarbeitung eines DWA Arbeitsblatts.

Teilnehmer NITROLIMIT: Thomas Petzoldt

Exkursion „Fällungsmaßnahme Talsperre Quitzdorf“ und Fachgespräch beim Talsperrenbetrieb Bautzen zum Problem „Interne Steuerung der P-Freisetzung“, 30.10.2014

Teilnehmer: Vertreter der LTV Sachsen, der Firma MOVAB-D, der TU Bergakademie Freiberg sowie Mitarbeiter und Masterstudierende des Instituts für Hydrobiologie der TU Dresden.

Fachgespräch zwischen Vertretern der TU Dresden mit der Firma MOVAB-D zur Verwertung von Ergebnissen und Modellen zur gewässerinternen P-Reduktion, insbesondere zur Sediment-Wasser-Kontaktzone. 01.12.2014.

Fachgespräch zwischen Vertretern der TU Dresden und dem Institut für Geoökologie der TU Bergakademie Freiberg (Herr Prof. D. Merkel) und der Firma MOVAB-D zwecks Kooperation zwischen den Projekten NITROLIMIT und DOPSOL. 23.04.2015.

NITROLIMIT-Projektseminare und -workshops

NITROLIMIT-Ergebnissynthese-Workshop, Berlin, KWB, 15.-16. Juni 2016

Teilnehmer: Alle NITROLIMIT-Partner

NITROLIMIT-Planungsworkshop, Berlin, TU-Berlin, 13.05.2014

Teilnehmer: Alle NITROLIMIT-Partner

NITROLIMIT-Workshop Ergebnissynthese aus NITROLIMIT I, Berlin, TU-Berlin, 30.07.2014

Teilnehmer: Alle NITROLIMIT-Partner

NITROLIMIT-Projektseminare

Berlin, TU-Berlin, 03.11.2014; Berlin, GLS-Campus 12.05.2015; Berlin, TU-Berlin, 04.11.2015, Berlin, TU-Berlin, 13.-14.04.2016.

Teilnehmer: Alle NITROLIMIT-Partner

Ausbildung

Abgeschlossene Doktor-, Diplom-, Master-, Bachelorarbeiten

BTU:

- Ebers, L.-S.: (2014): Determination of Cyanobacterial Nitrogen Fixation by Acetylene-Reduction Assay (ARA). Bachelorarbeit. Brandenburgische Technische Universität Cottbus – Senftenberg.
- Lehmann, E. (2016): Ermittlung von Stickstoff- und Phosphorfrachten als Grundlage zur Planung von Sanierungsmaßnahmen im Einzugsgebiet des Wolziger Sees. Bachelorarbeit. Brandenburgische Technische Universität Cottbus – Senftenberg.
- Milke, M. (2016): Nährstoffkonkurrenz zwischen submersen Makrophyten und Phytoplankton in Seen. Diplomarbeit. Brandenburgische Technische Universität Cottbus-Senftenberg.
- Möller, L. (2015): Einfluss von Nitrat auf die Freisetzung von Phosphor aus dem Sediment, Bachelorarbeit. Brandenburgische Technische Universität Cottbus – Senftenberg.
- Ritz, S. (2016): In-stream nitrogen retention in a large nitrogen rich river. Doktorarbeit. Brandenburgische Technische Universität Cottbus – Senftenberg.

BfG:

- Engel, F. (2015): Stratification at the river Saar and its effect on the phytoplankton dynamics. Masterarbeit. Universität Trier.
- Fiedler, D. (2016): Impact of Dissolved Organic Nitrogen on Freshwater Phytoplankton. Doktorarbeit. Universität Potsdam (eingereicht September 2016).
- Klein, P.W. (2015): Lichtlimitation in der Mosel in den Jahren 2003 bis 2013. Bachelorarbeit. Fachhochschule Bingen.

IGB:

- Badrian, M. (2014): Untersuchungen zur Aufnahme von gelösten Stickstoffkomponenten durch Phytoplankton. Bachelorarbeit. Beuth Hochschule für Technik Berlin.
- Nohe, A. (2014): Utilization and Uptake of Dissolved Organic Nitrogen by Freshwater Phytoplankton. Masterarbeit. Albert-Ludwigs-Universität Freiburg i. Br.

KWB:

- Ehrenreich, D. (2015): Ökobilanz zu Maßnahmen der Nährstoffreduktion im Kanalnetz, Masterarbeit. TU Braunschweig, Fakultät Umweltwissenschaften, Institut für Siedlungs- und Industriewasserwirtschaft.

Studienprojekte

BTU:

- Langhans, M. (2014): Bestimmung der Konzentrationen von Harnstoff in Seen der Scharmützelseeregion.
- Lehmann, E. & Kretzschmar, L. (2015): Durchführung von Durchflussmessungen in der Storkower Seenkette als Grundlage zur Berechnung von Nährstofffrachten und der Planung von Restaurierungsmaßnahmen im Einzugsgebiet (Feb.-Juli 2015).
- Lühder, A., Fenske, M. (2016): Durchführung von Durchflussmessungen in der Storkower Seenkette als Grundlage zur Berechnung von Nährstofffrachten und der Planung von Restaurierungsmaßnahmen im Einzugsgebiet (Juli-Dez. 2015).

TUD:

- Feldbauer, J. und Nisotaki, M. (2015): A process-based dynamic model for shallow lakes (im Rahmen des internationalen Masterstudiengangs Hydroscience).