



NITROLIMIT

Stickstofflimitation in Binnengewässern

Ist Stickstoffreduktion ökologisch sinnvoll
und wirtschaftlich vertretbar?

Diskussionspapier

Band 1, Mai 2013

Einfluss von Stickstoff und Phosphor auf die Gewässergüte von Seen

GEFÖRDERT VOM



Bundesministerium
für Bildung
und Forschung



FONA
Nachhaltiges
Wassermanagement
BMBF

Impressum

Herausgeber
Projekt NITROLIMIT
c/o Brandenburgische Technische
Universität Cottbus
Lehrstuhl Gewässerschutz
Forschungsstelle Bad Saarow
Seestraße 45
15526 Bad Saarow

Text und Redaktion:
Claudia Wiedner, Jeanette Schließ

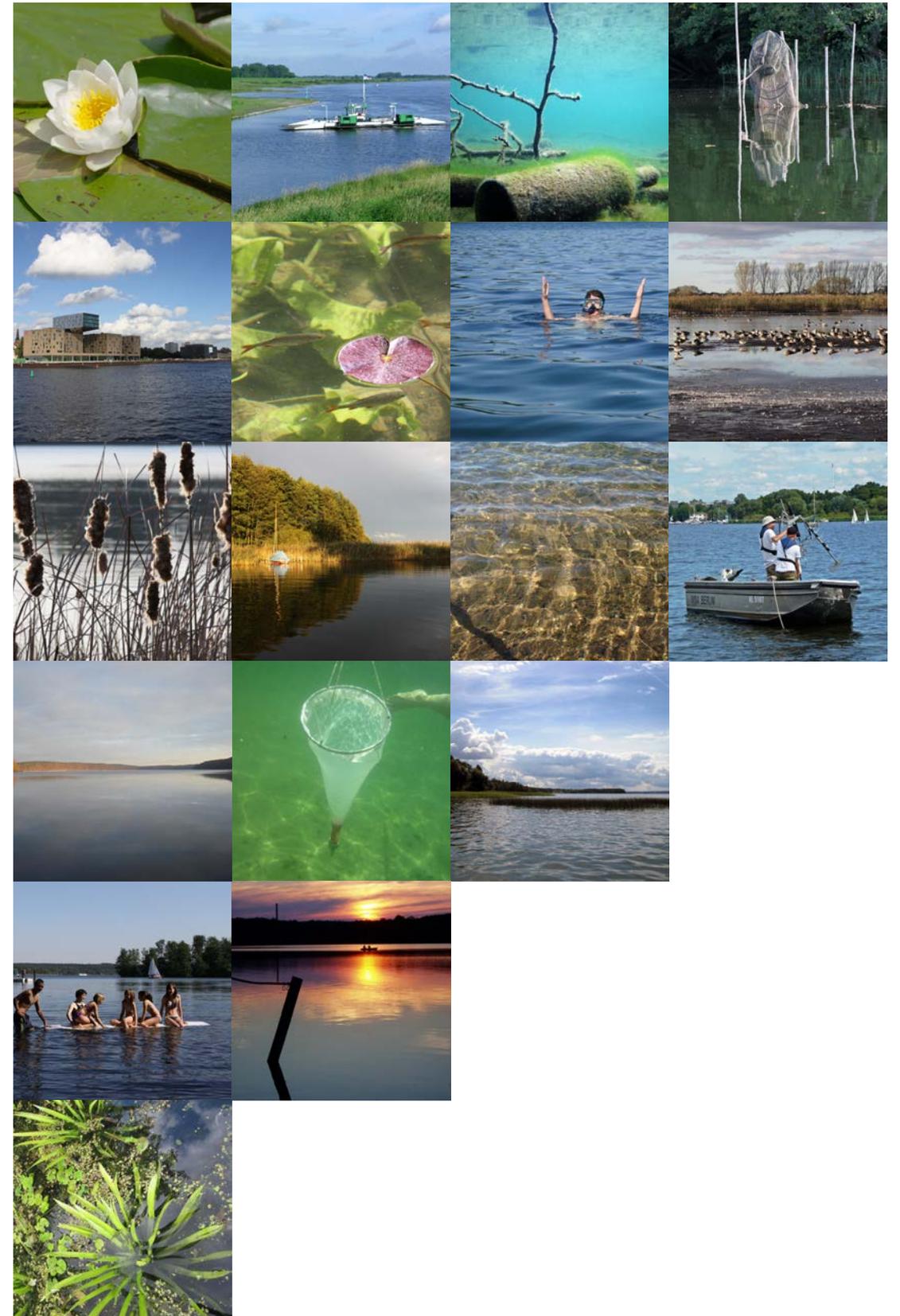
Statistische Analysen: Andrew Dolman
Datenbank: Ute Mischke

Unter Mitarbeit von:
Jacqueline Rücker, Brigitte Nixdorf,
Helmut Fischer, Björn Grüneberg,
Jan Köhler

Fotos:
Claudia Wiedner, Jacqueline Rücker,
Björn Grüneberg, Jessica Ramm,
Ingo Henschke, Klaus van de Weyer

Kontakt: info@nitrolimit.de

Weitere Informationen unter:
www.nitrolimit.de



Nitrolimit

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

Projektförderung:

NITROLIMIT wird vom Bundesministerium für Bildung und Forschung (BMBF) im Rahmen des Forschungsprogramms „Forschung für Nachhaltige Entwicklungen“ (FONA) im Schwerpunkt „Nachhaltiges Wassermanagement“ (NaWaM) gefördert.

Förderkennzeichen: 033L041 A-G

Laufzeit Phase I: 01.09.2010 bis 31.08.2013

Projektbegleitung: Projektträger Jülich / Geschäftsbereich Umwelt

Projektpartner:



Brandenburgische Technische
Universität Cottbus



Bundesanstalt für
Gewässerkunde



Kompetenzzentrum Wasser
Berlin gGmbH



Leibniz-Institut für Gewässer-
ökologie und Binnenfischerei



Technische Universität
Dresden



Technische Universität
Berlin

NITROLIMIT wird von weiteren Partnern unterstützt:

- Senatsverwaltung für Stadtentwicklung und Umwelt (SenStadtUm) Berlin
- Landesamt für Umwelt, Gesundheit und Verbraucherschutz des Landes Brandenburg (LUGV)
- Ministerium für Landwirtschaft, Umwelt und Verbraucherschutz Mecklenburg-Vorpommern (MLUV)
- Landesamt für Landwirtschaft, Umwelt und ländliche Räume des Landes Schleswig-Holstein (LLUR)

NITROLIMIT wird beraten von einem wissenschaftlichen Beirat, der sich zu gleichen Teilen aus Wissenschaftlern und Interessenvertretern aus dem Bereich der Gewässerbewirtschaftung zusammensetzt.

Über NITROLIMIT

Der Großteil der deutschen Binnengewässer wird bis 2015 nicht den guten ökologischen Zustand erreichen, der von der EU-Wasserrahmenrichtlinie (WRRL) gefordert wird. Bisher ging man davon aus, dass die Gewässergüte in erster Linie durch Phosphor bestimmt wird. In jüngster Zeit mehrten sich aber Hinweise, dass in vielen Gewässern auch Stickstoff eine entscheidende Steuergröße darstellt. Daher wird die Reduzierung von Stickstoffeinträgen gefordert. Die Kosten für Maßnahmen zur Reduktion der Stickstoffeinträge aus punktuellen (beispielsweise Kläranlagen) und diffusen Quellen (beispielsweise aus der Landwirtschaft) sind um ein Vielfaches höher als Maßnahmen zur Reduktion von Phosphoreinträgen. Ob diese Maßnahmen ökologisch wirksam werden, kann aufgrund unzureichender Kenntnisse zur Umsetzung und Wirkung von Stickstoff derzeit nicht eingeschätzt werden.

An diesem Punkt setzt NITROLIMIT an. Das interdisziplinäre Forschungsprojekt will dazu beitragen

- die ökologische Bedeutung von Stickstoff für die Gewässergüte weiter aufzuklären,
- die Einträge von Stickstoff, seine gewässerinternen Umsetzungen und seine Austräge aus Gewässern ermitteln,
- die zukünftige Entwicklung der Gewässergüte bei verminderten Stickstoffkonzentrationen abzuschätzen und
- einen Katalog von Maßnahmen zur Verringerung der Stickstoffeinträge zu erstellen und die Kosten der individuellen Maßnahmen zu analysieren.

Dadurch soll in NITROLIMIT eine fundierte wissenschaftliche Grundlage geschaffen werden, auf der eine Kosten-Nutzen-Analyse zur Verringerung von Stickstoffeinträgen erfolgen kann.

NITROLIMIT Diskussionspapiere

Die Diskussionspapiere sollen aktuelle Forschungsergebnisse des NITROLIMIT-Projekts zeitnah und kompakt interessierten Fachkollegen zugänglich machen. Sie stellen Arbeitspapiere dar, die Impulse für den aktuellen Wissenschaftsdiskurs geben sollen. Als „work in progress“ spiegeln diese jedoch nicht notwendigerweise die Positionen aller Projektpartner wider. Aufgrund der Kürze erheben die Diskussionspapiere nicht den Anspruch, alle Teilergebnisse, methodischen Details oder einen kompletten Literaturüberblick zu geben. Diese werden jedoch in den folgenden wissenschaftlichen Publikationen ausgeführt, in denen wir versuchen, alle Diskussionsbeiträge zu den hier dargestellten Ergebnissen zu berücksichtigen. Zu den in diesem Diskussionspapier dargestellten Ergebnissen sind derzeit zwei wissenschaftliche Publikationen in Arbeit:

- Neue methodische Ansätze zur Analyse des Effektes von Phosphor *versus* Stickstoff auf die Phytoplanktonbiomasse.
- Seentypspezifische und saisonale Limitationsmuster sowie TN- und TP-Zielwerte

Über kritische Kommentare und Anregungen zu diesem Diskussionspapier freuen wir uns daher.



Inhalt

Einleitung und Ziele	9
Ergebnisse	10
1. NITROLIMIT Seendatenbank	10
2. Status quo der Gewässergüte	12
3. Einfluss von Stickstoff <i>versus</i> Phosphor auf die Phytoplanktonbiomasse	13
4. Seentypspezifische und saisonale Limitationsmuster	15
5. Seentypspezifische TN- und TP-Zielwerte	16
Zusammenfassung und Ausblick	20
Danksagung	22
Literatur	22

Einleitung und Ziele

Die Eutrophierung von Gewässern bedingt durch anthropogene Einleitung von Nährstoffen ist ein globales Problem (Smith 2003), das enorme soziale und finanzielle Kosten für die Weltbevölkerung verursacht (Pretty et al. 2003).

Lange Zeit galt Phosphor als Hauptverursacher von Eutrophierung, da dessen Verfügbarkeit in Seen nach Schindler (1977) die Phytoplanktonentwicklung limitiert. Jedoch ist auch Stickstofflimitation in Gewässern bekannt (Elser et al. 2007, Lewis und Wurtsbaugh 2008). Dennoch ist in die Lehrbücher eingegangen, dass in Binnengewässern Phosphor den limitierenden Faktor für die Phytoplanktonbiomasse und Gewässergüte darstellt.

Wie in vielen Ländern wurden daher auch in Deutschland zur Verbesserung der Gewässergüte Maßnahmen zur Minderung der Einträge von Phosphor in Binnengewässer ergriffen, was in einigen Fällen sehr erfolgreich war. So hat sich beispielsweise die Gewässergüte des Schlachtensees und Tegeler Sees (Schauser und Chorus 2007) oder des Scharmützelsees (Grüneberg et al. 2011) deutlich verbessert. Andere Beispiele zeigen jedoch, dass die Reduktion der Phosphoreinträge bisher nur zu geringen oder keinen Verbesserungen des ökologischen Zustandes führte, auch wenn dadurch die TP-Konzentrationen im See vermindert wurden. Teils wird dies auf eine verzögerte Reaktion des Phytoplanktons auf verminderte Nährstoffbedingungen (Hysteresis) zurückgeführt (Jeppesen et al. 2007). Hier gilt es, auch andere Ursachen zu bedenken. Unter anderem die Möglichkeit, dass die Phytoplanktonbiomasse dieser Seen nicht durch Phosphor, sondern durch Stickstoff limitiert wird, und daher eine Minderung der Phosphorkonzentrationen zunächst nicht wirksam werden konnte.

In der Forschung und Praxis wurden bisher überwiegend Effekte von Phosphor auf die Gewässergüte fokussiert. Weniger Aufmerksamkeit wurde möglichen Effekten von Stickstoff auf die Gewässergüte gewidmet. Daher ist derzeit unklar, in welchem Umfang Stickstoff Einfluss auf die Biomasse des Phytoplanktons und die Gewässergüte ausübt. Dies herauszufinden ist ein Forschungsschwerpunkt von NITROLIMIT.



Ziele

- Ermittlung des Einflusses von Stickstoff *versus* Phosphor auf die Phytoplanktonbiomasse.
- Ermittlung seentypspezifischer und saisonaler Nährstoff-Limitationsmuster
- Ableitung von seentypspezifischen Zielwerten für Stickstoff- und Phosphorkonzentrationen, bei deren Unterschreitung eine signifikante Abnahme der Phytoplanktonbiomasse und damit eine Verbesserung der Gewässergüte zu erwarten sind.

Ergebnisse

1. NITROLIMIT Seendatenbank

Datengrundlage

Die im Projekt erstellte NITROLIMIT-Seendatenbank (NDB-Seen) beinhaltet Daten von 373 natürlichen Seen aus den Jahren 2005 – 2010 zu: Phytoplanktonbiomasse, Gesamtphosphor (TP), Gesamtstickstoff (TN), gelöstem anorganischem Phosphor (DIP) sowie Nitrat, Nitrit, Ammonium (die hier als DIN; gelöster anorganischer Stickstoff zusammengefasst werden). Die 373 Seen befinden sich alle in der Norddeutschen Tiefebene, welche die seenreichste Region Deutschlands darstellt (Abb. 1). Die Daten der NDB-Seen stammen überwiegend von den Bundesländern (siehe Danksagung Seite 22) sowie den NITROLIMIT-Partnern.

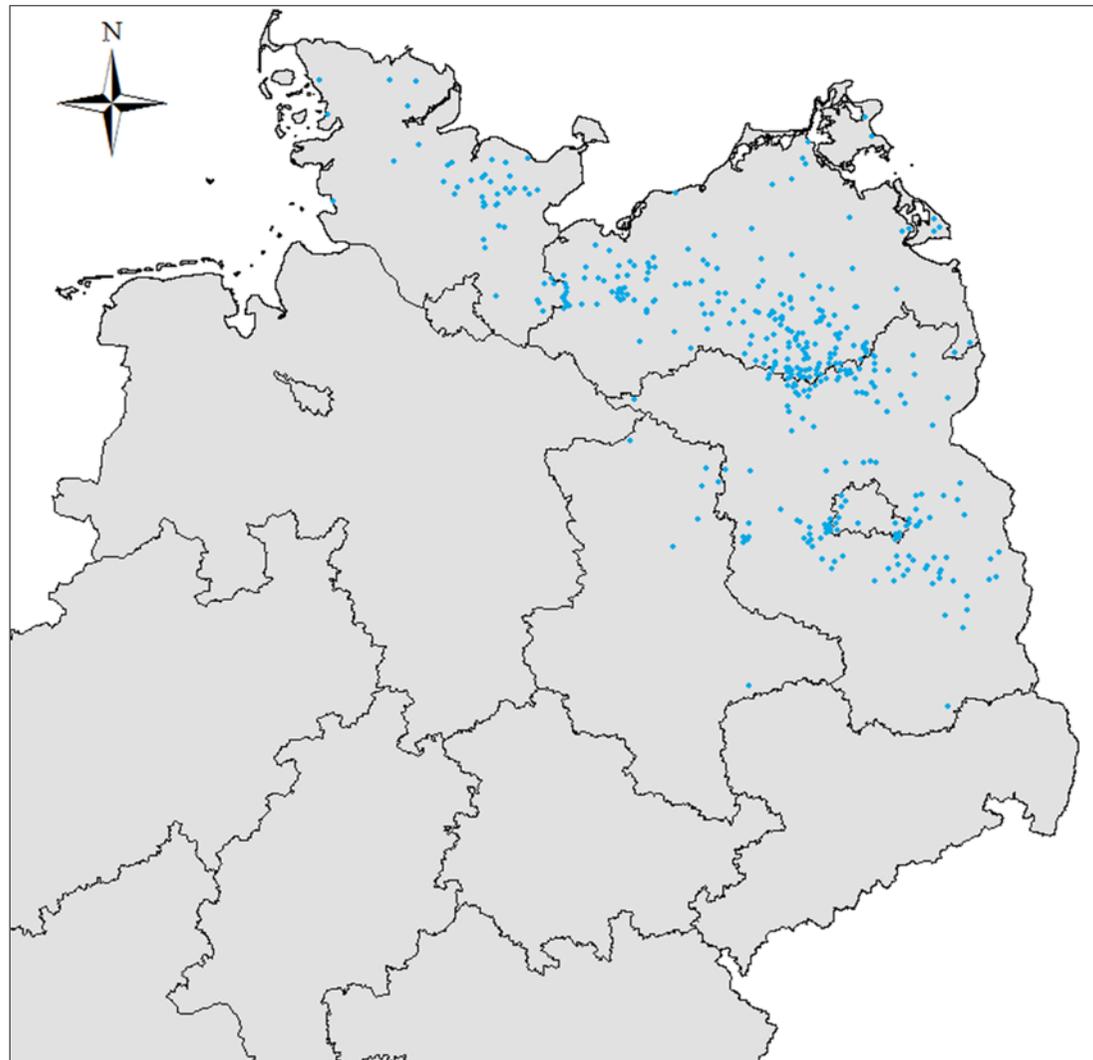


Abbildung 1: Kartenausschnitt Norddeutschlands mit den Seen, deren Daten in die statistische Analyse einfließen.

Seentypen

In Deutschland werden Seen in 14 Seentypen unterteilt. Nach Mathes et al. (2002) werden für die Abgrenzung der einzelnen Seentypen folgende Kriterien herangezogen: Ökoregion, Geologie, Einfluss der Größe des Einzugsgebietes auf das Wasservolumen, Wasseraufenthaltszeit und Schichtungseigenschaften. In der NITROLIMIT-Datenbank wurden Daten der Seentypen 10 bis 14 sowie einiger Subseentypen ausgewertet, die alle zur Gruppe der kalkreichen Tieflandseen gehören, sich aber hinsichtlich ihres Einzugsgebietes, Schichtung und anderen Merkmalen unterscheiden (Tab. 1). Zu diesen Seentypen wird die weitaus größte Anzahl an Seen in Deutschland gerechnet. Daher sind die Analyseergebnisse im NITROLIMIT-Projekt für den Großteil der natürlichen Seen in Deutschland relevant.



Seentyp	Beschreibung
10.1	geschichtet, relativ großes Einzugsgebiet
10.2	geschichtet, relativ sehr großes Einzugsgebiet
11.1	ungeschichtet, Verweilzeit > 30 d; mittlere Tiefe > 3m, relativ großes Einzugsgebiet
11.2	ungeschichtet, Verweilzeit > 30 d; mittlere Tiefe ≤ 3m, relativ großes Einzugsgebiet
12	ungeschichtet, Verweilzeit ≤ 30 d, relativ großes Einzugsgebiet
13	geschichtet, relativ kleines Einzugsgebiet
14	ungeschichtet, relativ kleines Einzugsgebiet

Tabelle 1: Seentypen (nach Mathes et al. 2002), die in die statistischen Analysen eingehen. Alle aufgelisteten Typen sind kalkreiche Tieflandseen.

2. Status quo der Gewässergüte

Die meisten Seen der Norddeutschen Tiefebene befinden sich nach wie vor in einem mäßigen bis schlechten ökologischen Zustand (Abb. 2). Ein Grund hierfür ist natürlich, dass die TP-Zielwerte in vielen Seen noch nicht erreicht wurden (siehe auch Seite 13). Dies kann teilweise darauf zurück geführt werden, dass Maßnahmen zur Reduktion der Phosphoreinträge aufgrund der Phosphorrücklösung aus dem Sediment der Seen erst nach einigen Jahren wirksam werden. Auch in Seen, in denen der TP-Zielwert erreicht wurde, stellt sich eine Verbesserung des ökologischen Zustandes nicht immer sofort ein, weil das Phytoplankton teils zeitverzögert auf Nährstoffminderung reagiert. Schließlich ist nicht eindeutig geklärt, ob ausschließlich Phosphor die Biomasse des Phytoplanktons und damit die Gewässergüte bestimmt, sondern auch Stickstoff. Dies wird in den folgenden Kapiteln analysiert.

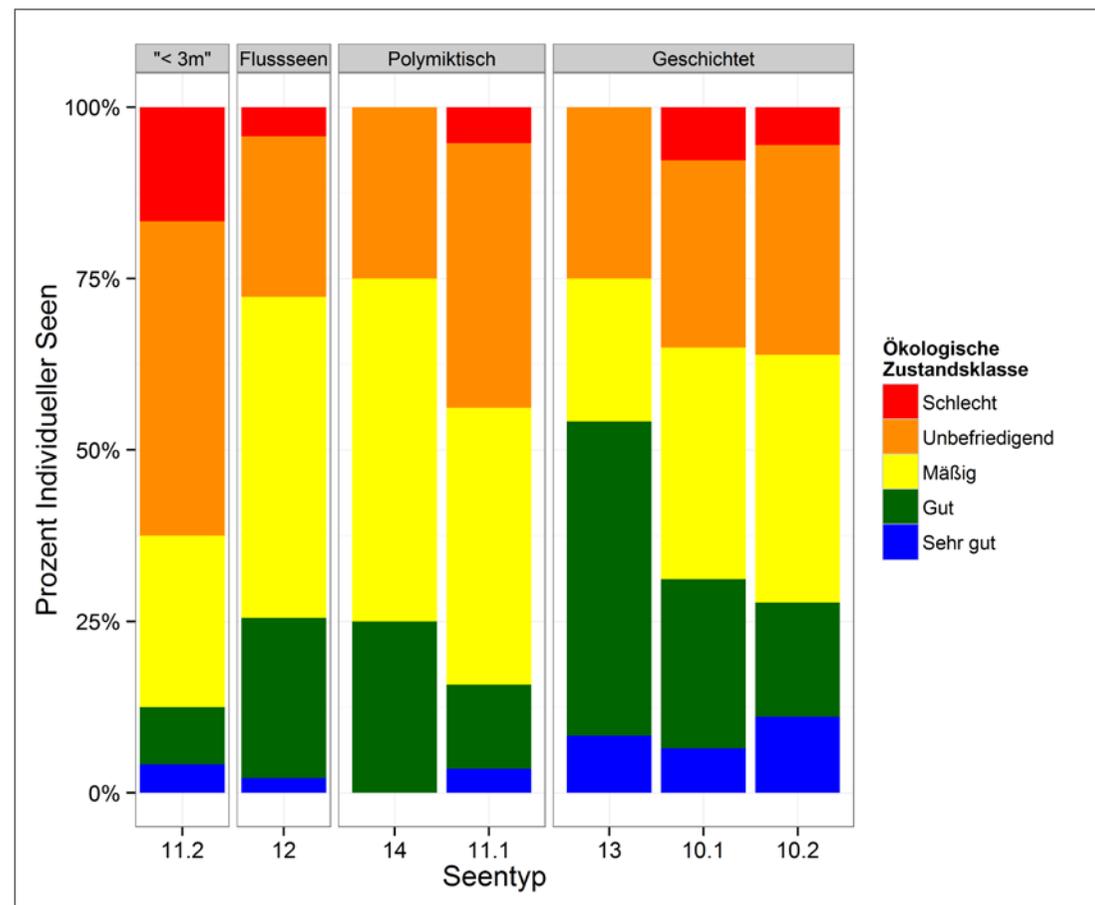
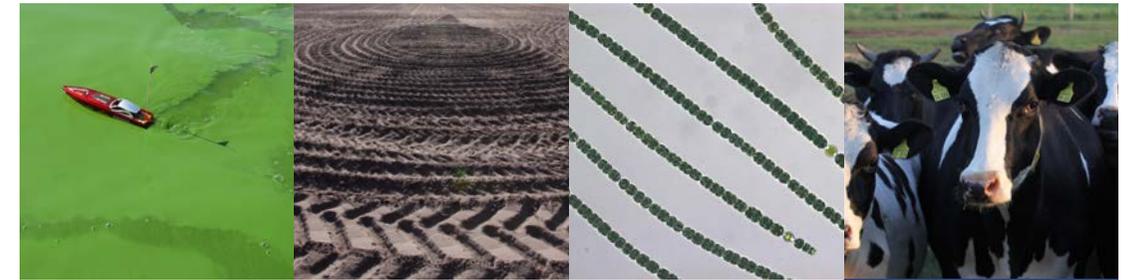


Abbildung 2: Häufigkeit der ökologischen Zustandsklassen für unterschiedliche Seentypen. Zur Bewertung des ökologischen Zustandes nach EU-Wasserrahmenrichtlinie wurde der Phyto-See-Index (PSI) herangezogen (Mischke und Nixdorf 2008, Riedmüller et al. 2012), der die Phytoplanktonbiomasse, die Chlorophyll-Konzentration und die Indikatorarten bzw. -gruppen in der Vegetationsperiode berücksichtigt. Der PSI wurde mit der Software PhytoSee 5.0 für alle Untersuchungsjahre und Seentypen berechnet. Dargestellt sind die Mittelwerte des PSI aus den Jahren 2005-2010 aufgeschlüsselt nach Seentyp (Mathes et al. 2002; Tab. 1).

3. Einfluss von Stickstoff versus Phosphor auf die Phytoplanktonbiomasse



Um zu klären, ob Stickstoffreduktion ökologisch sinnvoll ist, muss zunächst geklärt werden, welchen Einfluss Stickstoff im Vergleich zu Phosphor auf die Phytoplanktonbiomasse hat. Dies wurde daher mit unterschiedlichen statistischen Verfahren geprüft.

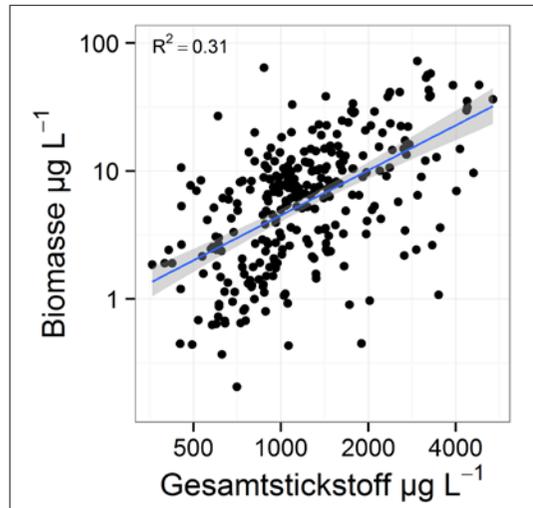
Zunächst wurde der gesamte Datensatz mittels einfacher linearer Regression analysiert (Abb. 3). Die Ergebnisse zeigen, dass die Phytoplanktonbiomasse sowohl mit TN- als auch TP-Konzentrationen korreliert, wobei der Zusammenhang mit der TP-Konzentration hier stärker ausgeprägt ist. Weit bedeutender ist jedoch die große Variabilität der Daten, was sich in einem kleinen Bestimmtheitsmaß (R^2) widerspiegelt, und damit in einer geringen Prognosesicherheit für die Biomasse bei bestimmten TN- bzw. TP-Konzentrationen.

Eine Ursache für die Variabilität besteht in der Tatsache, dass in die mathematische Beziehung zwischen „Biomasse und TP-Konzentrationen“ natürlich auch Werte von Seen eingehen, in denen das Phytoplankton N-limitiert ist und daher hier für Streuung sorgen. Umgekehrt gilt dies auch für die Beziehung zwischen „Biovolumen und TN-Konzentrationen“, in der Werte aus Seen mit P-Limitation Streuung verursachen.

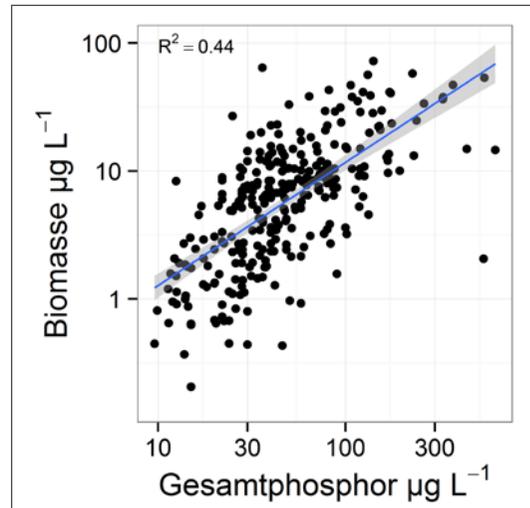
Um die N- bzw. P-Limitation besser zu trennen, wurde in NITROLIMIT ein multiples Regressionsmodell entwickelt, das zunächst anhand des N:P-Verhältnisses zwischen N- bzw. P-Limitation der Phytoplanktonbiomasse unterscheidet und die Biomasse danach als Funktion von Stickstoff und Phosphor abbildet (Abb. 3). Welches N:P-Verhältnis am besten geeignet ist, um N- bzw. P-Limitation zu diagnostizieren, ist strittig. In der Literatur sind die Verhältnisse von TN:TP, DIN:DIP und DIN:TP am geläufigsten (Ptacnik et al. 2010). Wir haben alle diese Verhältnisse mit dem von uns entwickelten Modell getestet und herausgefunden, dass für unseren Datensatz das DIN:TP-Verhältnis und zwar $DIN:TP=1,6$ am besten geeignet ist. Dies bedeutet, dass wir bei einem $DIN:TP$ Verhältnis $< 1,6$ Stickstofflimitation und bei einem $DIN:TP$ Verhältnis $> 1,6$ Phosphorlimitation annehmen. Das multiple Regressionsmodell zeigt einen deutlich engeren Zusammenhang zwischen der Phytoplanktonbiomasse und den Konzentrationen sowohl von TN als auch von TP. An dieser Stelle wird deutlich, dass auch Stickstoff in vielen Seen einen ausschlaggebenden Einfluss auf die Biomasse des Phytoplanktons hat.

Einfache lineare Regressionsanalyse

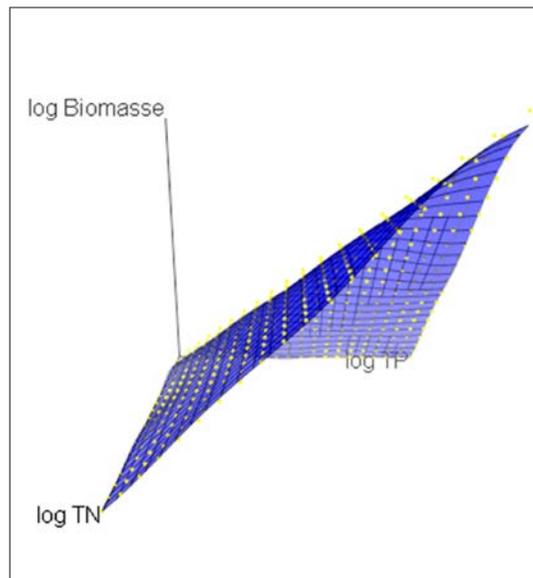
$$Bv = f(TN)$$



$$Bv = f(TP)$$



Multiple Regressionsanalyse



$$Bv = f(TN) \quad \text{wenn} \left(\frac{N}{P} \leq KW \right)$$

$$Bv = f(TP) \quad \text{wenn} \left(\frac{N}{P} > KW \right)$$

N:P	KW	R ²
TN:TP	25	0.53
DIN:DIP	7.3	0.51
DIN:TP	1.6	0.59

KW: Kritischer Wert der N:P Massenverhältnisse
R²: Bestimmtheitsmaß

Abbildung 3: Ergebnisse der beiden Regressionsanalysen. Der Datensatz wurde für die Analysen wie folgt aufgearbeitet: Für jeden See und jedes Jahr wurden für jeden Parameter ein Saisonmittelwert aus den Daten der Monate April bis Oktober gebildet. Hieraus wurden Datensätze mit Konzentrationen von gelöstem anorganischem Stickstoff (DIN) > 140 µg L⁻¹ und gelöstem anorganischem Phosphor (DIP) > 25 µg L⁻¹ ausgeschlossen, weil in diesen Fällen nicht mehr von N- oder P-Limitation des Phytoplanktons auszugehen ist. Schließlich wurde für jeden See ein Mittelwert aus den verbliebenen Saisonmittelwerten gebildet.

4. Seentypspezifische und saisonale Limitationsmuster

Nach Analyse des generellen Zusammenhangs zwischen Phytoplanktonbiomasse und den TN- bzw. TP-Konzentrationen stellt sich die Frage, inwieweit diesbezüglich Unterschiede zwischen Seentypen auftreten oder innerhalb eines Seentyps Änderungen während einer Saison vorkommen. Um diese Frage zu beantworten, wurde der Datensatz nach Seentypen (siehe Tabelle 1) und zeitlichem Verlauf (Monatsbasis) in drei Limitationskategorien unterteilt:

- N-limitiert: DIN:TP Verhältnisse < 1,6
- P-limitiert: DIN:TP Verhältnisse > 1,6
- Weder N- noch P-limitiert: Konzentrationen von DIN > 140 µg L⁻¹ und DIP > 25 µg L⁻¹



Die Häufigkeit dieser drei Limitationskategorien im Verlauf der Vegetationsperiode ist für jeden Seentypus in Abbildung 4 dargestellt. Daraus werden drei Trends ersichtlich:

- N-Limitation tritt häufiger in flachen durchmischten Seen und Flusseen auf und P-Limitation häufiger in tiefen geschichteten Seen.
- Im Verlauf der Vegetationsperiode nehmen die Häufigkeit von P-Limitation ab und die Häufigkeit von N-Limitation zu.
- Auch die Limitationszustände, die weder durch N noch durch P zu erklären sind, nehmen im Verlauf der Vegetationsperiode zu, was besonders in polymiktischen Flachseen und Flusseen ausgeprägt ist.

Für den saisonalen Wechsel von P- zu N-Limitation in polymiktischen Flachseen und Flusseen werden überwiegend zwei Prozesse verantwortlich gemacht: Stickstoffaustrag durch Denitrifikation und Phosphoreintrag aus dem Sediment. Dadurch wird das N:P-Verhältnis kleiner und es findet ein Wechsel von P- zu N-Limitation statt.

In tiefen geschichteten Seen überwiegt dagegen P-Limitation, weil Phosphor im Laufe der Saison/Schichtungsperiode durch Sedimentation aus dem Epilimnion sowie Rücklöseprozesse aus dem Sediment im Tiefenwasser (Hypolimnion) akkumuliert und nicht vom Phytoplankton in den oberen durchmischten Wasserschichten genutzt werden kann.

Schließlich wird das Phytoplankton im Laufe der Vegetationsperiode zunehmend durch andere Faktoren limitiert. Insbesondere die abnehmende Lichtintensität und Temperatur, aber auch andere Nährstoffe, beispielsweise Silizium, können die Biomasse dann limitieren.

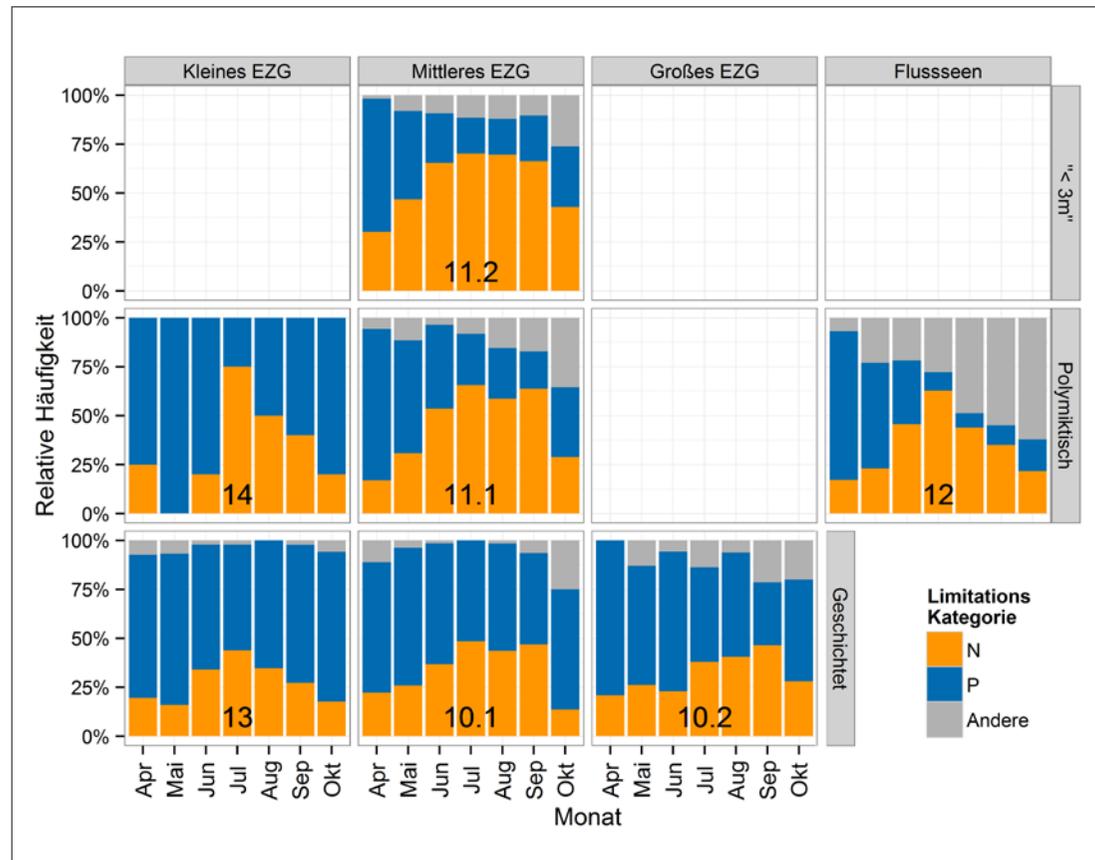


Abbildung 4: Seentypspezifische und saisonale Limitationsmuster aufgeschlüsselt nach Stickstoff- und Phosphorlimitation sowie anderen Limitationszuständen, wozu alle Datensätze mit $DIP > 25 \mu\text{g L}^{-1}$ und $DIN > 140 \mu\text{g L}^{-1}$ gezählt wurden. Für jeden See und Parameter gehen Monatsmittelwerte in die Analyse ein. Zahlen in den Grafiken geben den Seentyp nach Mathes et al. 2002 an (aufgeschlüsselt in Tab. 1). EZG = Einzugsgebiet.

5. Seentypspezifische TN- und TP-Zielwerte

Die oben dargestellten Ergebnisse verdeutlichen, dass eine Verbesserung des ökologischen Zustandes nicht nur durch eine Senkung der TP-, sondern auch durch Senkung der TN-Konzentrationen erreicht werden könnte. Daher haben wir berechnet, auf welches Niveau die TN- bzw. TP-Konzentrationen sinken müssten, um einen guten ökologischen Zustand der Seen zu erreichen. Diese TN- und TP-Zielwerte wurden durch eine Regressionsanalyse der TN- und TP-Konzentrationen mit dem PSI der Seen ermittelt. Als Ziel wurde die obere Grenze der Zustandsklasse „gut“ (Grenze zwischen „gut“ und „mäßig“) festgesetzt. Das weitere methodische Vorgehen zur Zielwertableitung ist in Abbildung 5 erörtert.

Die TN- und TP-Zielwerte sind für alle Seentypen vergleichend in Tabelle 2 dargestellt. Zudem sind die Zielwerte vergleichend zu den derzeitigen Konzentrationen von TN und TP in den verschiedenen Seentypen in Abbildung 6 dargestellt. Hieraus wird deutlich, dass es noch großer Anstrengungen bedarf, um die Konzentrationen auf das Niveau der TN- und TP-Zielwerte zu senken. An dieser Stelle soll auch auf einen kritischen Punkt

eingegangen werden. Die TP-Zielwerte scheinen im Vergleich zu den derzeitigen Konzentrationen in den unterschiedlichen ökologischen Zustandsklassen der jeweiligen Seentypen plausibel. Sie liegen über den derzeitigen TP-Konzentrationen in Gewässern mit sehr gutem ökologischem Zustand. Die Werte decken sich in etwa mit den TP-Konzentrationen von Seen mit gutem ökologischem Zustand und sind niedriger im Vergleich zu den TP-Konzentrationen von Seen, die bisher nicht den guten ökologischen Zustand erreicht haben. Im Fall der TN-Zielwerte ist dies anders. Sie liegen am unteren Ende der derzeitigen TN-Konzentrationen; auch bei Seen, die sich in einem guten oder sehr guten ökologischen Zustand befinden. Wie kann das sein?

Der Hauptgrund hierfür besteht in der Tatsache, dass nahezu keine Datensätze zu Seen mit niedrigen TN-Konzentrationen vorliegen, was die Regressionsanalyse beeinträchtigen kann: die Regressionsgerade verläuft flacher und schneidet die Grenzlinie zwischen



dem guten und mäßigen ökologischen Zustand bei einem niedrigerem TN-Wert. Für die TN-Zielwerte können wir derzeit eine Unterschätzung, also zu strenge Zielwerte, nicht ganz ausschließen. Dass die hier hergeleiteten Zielwerte für Gesamtstickstoff ($500-800 \mu\text{g L}^{-1}$ jedoch nicht unrealistisch sind, zeigen internationale Vergleiche: In Estland gibt es noch sehr viele Referenzgewässer, deren TN-Konzentrationen weit unter $700 \mu\text{g L}^{-1}$ liegen (Piirsoo et al. 2010).

Auch die referenznahen Tiefland-Flüsse in den USA weisen TN-Konzentrationen kleiner $550 \mu\text{g L}^{-1}$ auf (Dodds et al. 2009). Für das norddeutsche Tiefland verdeutlicht das Fehlen von Datensätzen mit niedrigen TN-Konzentrationen zudem die flächendeckende hohe Stickstoffbelastung.

Die Tatsache, dass die Zielwerte für TP plausibler erscheinen als für TN, jeweils gemessen an den derzeitigen TP- und TN-Konzentrationen, kann außerdem auf den verwendeten PSI zurückzuführen sein. Bei der Entwicklung dieser Bewertungsmethode sind die TP-Konzentrationen indirekt in die Herleitung der Referenzzustände und der

Seentyp	TN Zielwert ($\mu\text{g L}^{-1}$)	95% KI	TP Zielwerte ($\mu\text{g L}^{-1}$)	95% KI
10.1	500	380-610	22	19-26
10.2	510	360-680	29	23-36
11.1	510	360-640	35	27-43
11.2	710	520-890	41	30-50
12	800	570-1040	66	41-105
13	480	350-620	23	19-28
14	600	210-1460	33	17-62

Tabelle 2: Seentypspezifische Zielwerte für TN- und TP-Konzentrationen ($\mu\text{g L}^{-1}$) zum Erreichen des mäßigen bis guten ökologischen Zustandes basierend auf der Bewertung nach PSI (Phyto-See-Index). Dargestellt sind Mittelwerte und 95% Konfidenzintervall (KI).

Klassengrenzen eingeflossen, nicht aber die TN-Konzentrationen.

Die hier präsentierten TP-Zielwerte stellen aus unserer Sicht die oberste Konzentrationsgrenze dar, 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 Zielvorgaben der EU-WRRL erfüllt werden.

In Anbetracht der derzeitigen TN- und TP-Konzentrationen in den Seen (Abb. 6) wäre jedoch bereits eine Reduktion der Konzentrationen auf das Niveau der hier präsentierten Zielwerte ein großer Erfolg.

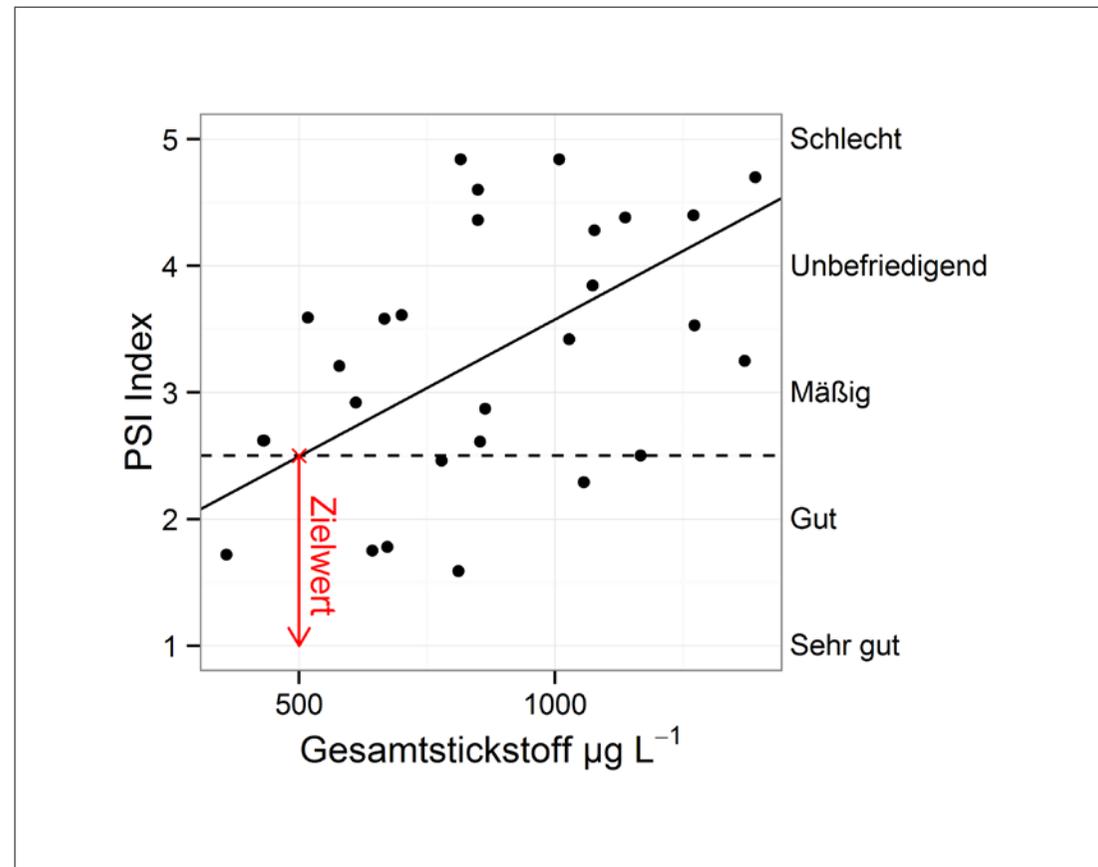


Abbildung 5: Ableitung von Zielwerten. Beispielhaft ist die Ableitung eines TN-Zielwertes für den Seentyp 10.1 dargestellt. Zur Ermittlung der Zielwerte wurden die Vegetationsmittelwerte von jedem See und Jahr in zwei Teildatensätze, N-limitiert ($DIN:TP < 1,6 \mu g L^{-1}$) und P-limitiert ($DIN:TP > 1,6 \mu g L^{-1}$) unterteilt, wobei Datensätze mit Werten für $DIN > 140 \mu g L^{-1}$ und $DIP > 25 \mu g L^{-1}$ zuvor ausgeschlossen wurden. Für den N-limitierten Teildatensatz wurden TN- und für den P-limitierten Teildatensatz TP-Zielwerte für jeden Seentyp ermittelt. Dazu wurde mittels linearer Regression der Zusammenhang zwischen dem PSI (Phyto-See-Index) und den TN- bzw. TP-Konzentrationen analysiert. Die TN- und TP-Zielwerte wurden von dem Schnittpunkt der Regressionsgeraden mit der oberen Begrenzung der Zustandsklasse „gut“ (Grenze zwischen „gut“ und „moderat“) abgeleitet, was einem PSI-Index von 2,5 entspricht.

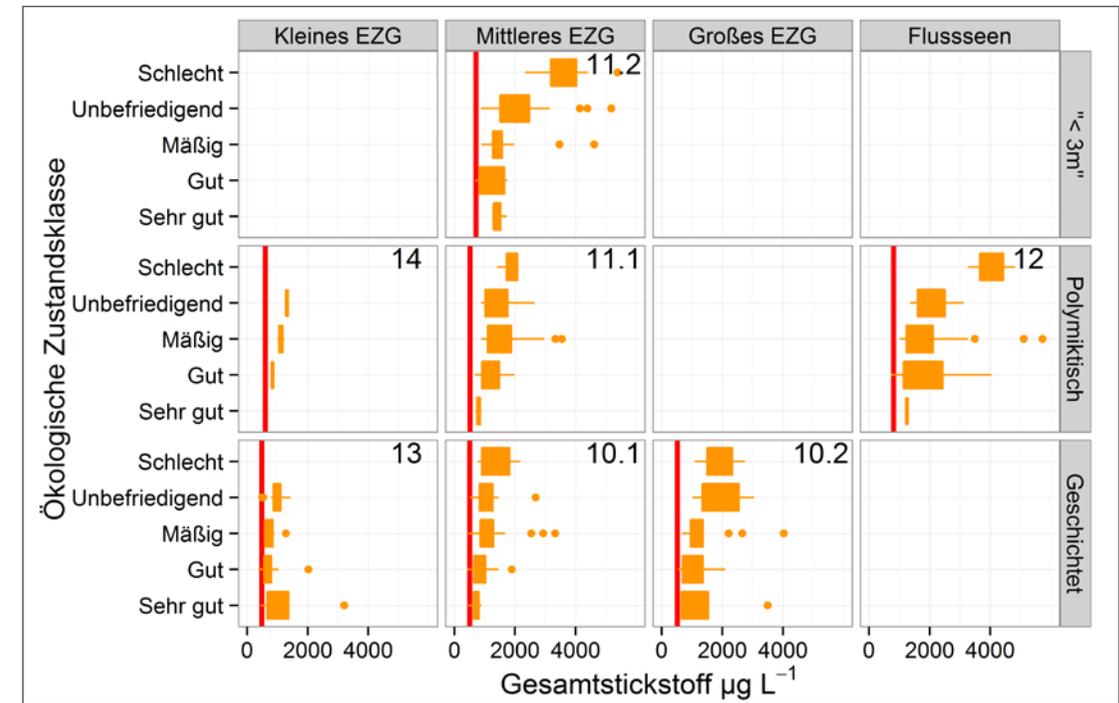
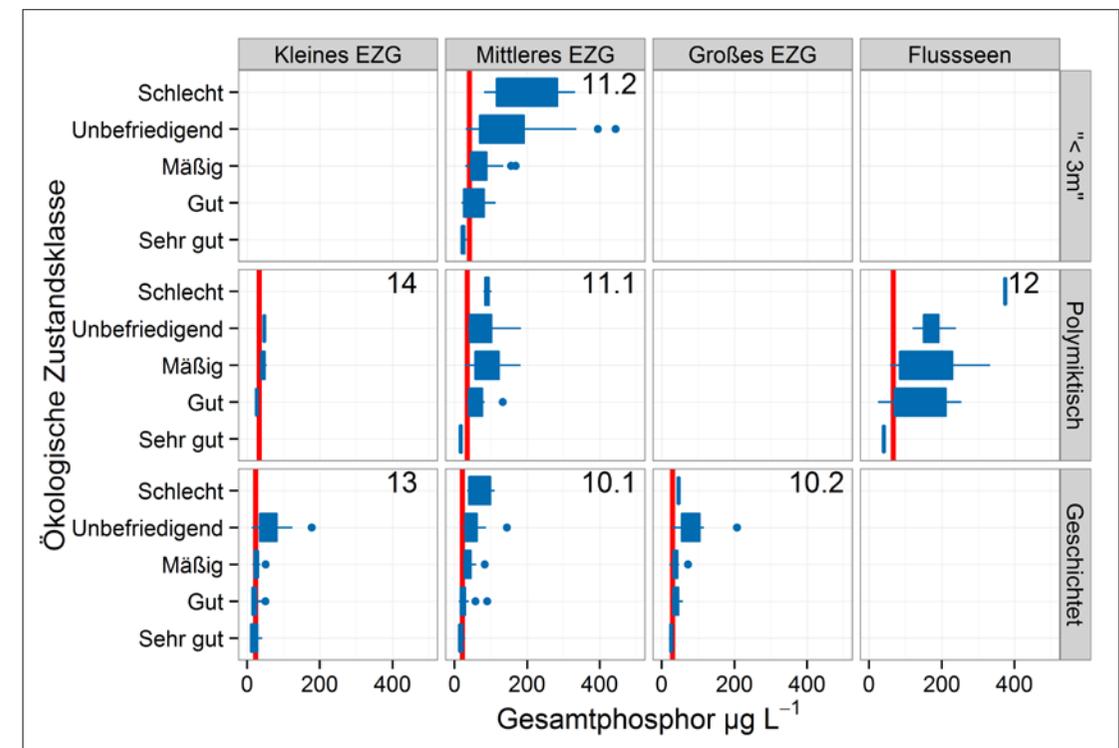


Abbildung 6: Vergleich der Zielwerte mit den Konzentrationen von TN und TP in den Jahren 2005-2010. Die Zielwerte sind als rote Linien dargestellt. Die Verteilung der TN-Konzentrationen (oben) und der TP-Konzentrationen (unten) in unterschiedlichen Seentypen und ökologischen Zustandsklassen sind als Box-Whisker-Plots mit Median, 25%- und 75%-Quantil dargestellt.



Zusammenfassung und Ausblick

In NITROLIMIT wurde die bisher größte Datenbank zu Gewässergüteparametern aus 373 natürlichen Seen der norddeutschen Tiefebene zusammengestellt.

Die Auswertung dieser Daten zeigte:

- Der größte Teil der Seen befindet sich in einem mäßigen bis schlechten ökologischen Zustand (Abb. 2).
- Sowohl Stickstoff als auch Phosphor sind eng mit der Phytoplanktonbiomasse korreliert. Als Prädiktor für N- bzw. P-Limitation wurde ein DIN:TP-Massenverhältnis von 1,6 ermittelt. (Abb. 3)
- N-Limitation tritt fast genauso häufig auf wie P-Limitation, wobei seentypspezifische und saisonale Limitationsmuster auftreten: N-Limitation tritt häufiger in flachen durchmischten Seen und Flusseen auf, und P-Limitation häufiger in tiefen geschichteten Seen. Im Verlauf der Vegetationsperiode findet häufig ein Wechsel von P-zu N-Limitation statt und zudem nimmt die Häufigkeit von anderen Limitationszuständen (beispielsweise Licht und Temperatur) zu (Abb. 4).
- Die ermittelten TN- und TP-Zielwerte zum Erreichen der oberen Grenze der ökologischen Zustandsklasse „gut“ reichen für die verschiedenen Seentypen von 480-800 $\mu\text{g L}^{-1}$ TN und 22-66 $\mu\text{g L}^{-1}$ TP (Tab. 2).
- Die derzeitigen TN- und TP-Konzentrationen in den Seentypen überschreiten die oben genannten Zielwerte in den meisten Fällen deutlich. Dies trifft insbesondere auf die TN-Konzentrationen zu (Abb. 6).



Der große Anteil von Seen mit einem mäßigen bis schlechtem ökologischem Zustand zeigt, dass zur Umsetzung der WRRL weitere Anstrengungen unternommen werden müssen.

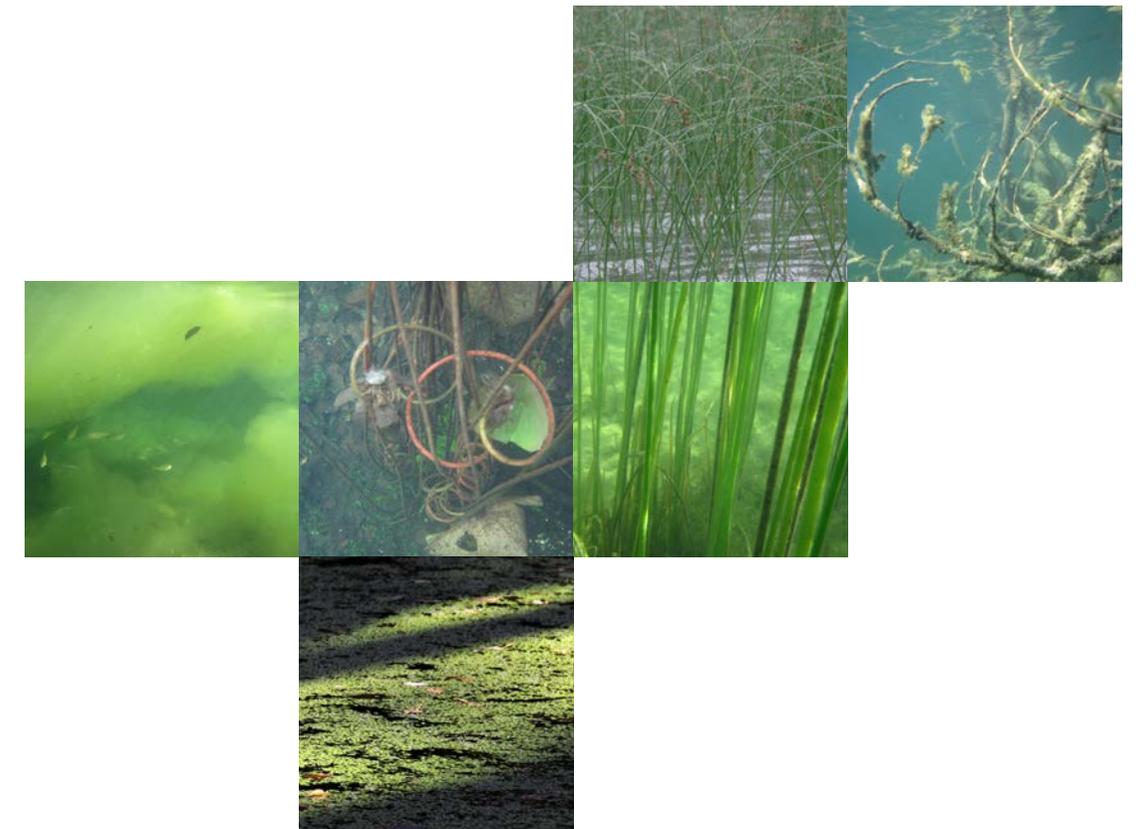
Dabei bekräftigen unsere Ergebnisse, nach denen P-Limitation etwas häufiger als N-Limitation auftritt, die derzeitige Strategie, durch Maßnahmen zur Reduktion der Phosphoreinträge eine Verbesserung des ökologischen Zustandes herbeizuführen. Unserer Ansicht nach sollte diese Strategie fortgeführt werden, wobei auch strengere Reduktionsziele für Phosphoreinträge zu erwägen sind.

Unsere Ergebnisse zeigen jedoch auch deutlich, dass N-Limitation fast so häufig auftritt wie P-Limitation. Die These, dass Phosphor in Seen der überwiegende oder gar einzige limitierende Faktor für die Phytoplanktonbiomasse und die Gewässergüte darstellt, wie es beispielsweise von Schindler (1977) dargestellt wird, ist, zumindest für Seen der norddeutschen Tiefebene, nicht mehr haltbar.

Dieses Teilergebnis spricht auch für Stickstoffreduktion in unseren Gewässern. Für eine abschließende Beantwortung der Frage, ob Stickstoffreduktion ökologisch sinnvoll ist, gilt es jedoch die folgenden Punkte weiter aufzuklären:

- In welchem Umfang können Cyanobakterien N-Defizite durch Fixierung von molekularem Stickstoff kompensieren und damit teure Maßnahmen zur N-Reduktion zunichtemachen?
- Führt N-Reduktion zu einer erhöhten Freisetzung von Phosphor aus dem Sediment, der das Algenwachstum fördert und sich dadurch negativ auf die Gewässergüte auswirkt?
- Führt die Verminderung von N-Einträgen zu einer Abnahme der Denitrifikation in Seen?
- Welche Rolle spielen Konzentrationen von gelöstem organischen Stickstoff?

Auch diese Aspekte werden in NITROLIMIT bearbeitet. Bis Ende 2013 rechnen wir hierzu mit neuen Ergebnissen, die weiterreichende Betrachtungen und Schlussfolgerungen ermöglichen.



Danksagung

Herzlichen Dank für die freundliche Kooperation mit dem Landesamt für Umwelt, Gesundheit und Verbraucherschutz Brandenburg (LUGV), Ministerium für Landwirtschaft, Umwelt und Verbraucherschutz Mecklenburg-Vorpommern (MLUV, Seenprogramm), Landesbetrieb für Hochwasserschutz und Wasserwirtschaft Sachsen-Anhalt (LHW), Landesamt für Landwirtschaft, Umwelt und ländliche Räume Schleswig-Holstein (LLUR), Senatsverwaltung für Stadtentwicklung und Umwelt (SenStadtUm) Berlin und dem Niedersächsischen Landesbetrieb für Wasserwirtschaft, Küsten- und Naturschutz (NLWKN).



Literatur

Dodds WK, Bouska WW, Eitzmann JL, Pilger TJ & Pitts KL (2009) Eutrophication of U.S. freshwaters: analysis of potential economic damages. *Environmental Science Technology* 43: 12–19.

Elser JJ, Bracken MES, Cleland EE, Gruner DS, Harpole WS, Hillebrand H, Ngai JT, Seabloom EW, Shurin JB & Smith JE (2007) Global analysis of nitrogen and phosphorus limitation of primary producers in freshwater, marine and terrestrial ecosystems. *Ecology Letters* 10: 1135–42.

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 Hydrobiology* 96: 599-621.

Jeppesen E, Søndergaard M, Meerhoff M, Lauridsen TL & Jensen JP (2007) Shallow lake restoration by nutrient loading reduction - some recent findings and challenges ahead. *Hydrobiologia* 584: 239-252.

Lewis WM & Wurtsbaugh WA (2008) Control of lacustrine phytoplankton by nutrients: erosion of the phosphorus paradigm. *International Review of Hydrobiology* 93: 446–465.

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 & Nixdorf B (2008) Bewertung von Seen mittels Phytoplankton zur Umsetzung der EU-Wasserrahmenrichtlinie Gewässerreport (Nr. 10), BTUC-AR 2/2008, BTU Cottbus: pp 263.

Piirsoo K, Pall P, Tuvikene A, Viik M & Vilbaste S (2010) Assessment of water quality in a large lowland river (Narva, Estonia/Russia) using a new Hungarian potamoplanktic method. *Estonian Journal of Ecology* 59: 243-258.

Pretty JN, Mason CF, Nedwell DB, Hine RE, Leaf S & Dils R (2003) Environmental costs of freshwater eutrophication in England and Wales. *Environmental Science & Technology* 37: 201–208.

Ptacnik 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.

Riedmüller U, Hoehn E, Mischke U & Deneke R (2012) Ökologische Bewertung von natürlichen, künstlichen und erheblich veränderten Seen mit der Biokomponente Phytoplankton nach den Anforderungen der EU-Wasserrahmenrichtlinie. Abschlussbericht für das LAWA-Projekt-Nr. O 4.10.

Schauser I & Chorus I (2007) Assessment of internal and external lake restoration measures for two Berlin lakes. *Lake and Reservoir Management* 23: 366-376.

Schindler D (1977) Evolution of phosphorus limitation in lakes. *Science* 195: 260–262.

Smith VH (2003) Eutrophication of freshwater and coastal marine ecosystems a global problem. *Environmental Science and Pollution Research* 10: 126–139.

Notizen:

Weitere Informationen finden Sie unter:

www.nitrolimit.de

www.fona.de