

TEXTE

75/2017

Die planetare Stickstoff- Leitplanke als Bezugspunkt einer nationalen Stickstoffstrategie

TEXTE 75/2017

Umweltforschungsplan des
Bundesministeriums für Umwelt,
Naturschutz, Bau und Reaktorsicherheit

Forschungskennzahl 3714 19 100 0

Die planetare Stickstoff-Leitplanke als Bezugspunkt einer nationalen Stickstoffstrategie

von

Dr. Holger Hoff
Potsdam Institut für Klimafolgenforschung, Potsdam
Stockholm Environment Institute, Stockholm

Benno Keppner, Walter Kahlenborn
adelphi research gGmbH, Berlin

Im Auftrag des Umweltbundesamtes

Impressum

Herausgeber:

Umweltbundesamt
Wörlitzer Platz 1
06844 Dessau-Roßlau
Tel: +49 340-2103-0
Fax: +49 340-2103-2285
info@umweltbundesamt.de
Internet: www.umweltbundesamt.de

 /umweltbundesamt.de

 /umweltbundesamt

Durchführung der Studie:

Potsdam Institut für Klimafolgenforschung
Telegraphenberg A 31
14473 Potsdam

Stockholm Environment Institute
Linnégatan 87D
115 23 Stockholm
Schweden

adelphi research gGmbH
Alt-Moabit 91
10559 Berlin

Abschlussdatum:

August 2016

Redaktion:

UBA Fachgebiet I 1.1 Grundsatzfragen, Nachhaltigkeitsstrategien und -
szenarien, Ressourcenschonung
Dr. Alexandra Lindenthal

UBA Fachgebiet II 4.3 Luftreinhaltung und terrestrische Ökosysteme
Markus Geupel

BMUB Referat KI I 1 Grundsatzangelegenheiten des Klimaschutzes,
Klimaschutzplan
Florian Raecke

Publikationen als pdf:

<http://www.umweltbundesamt.de/publikationen>

ISSN 1862-4359

Dessau-Roßlau, August 2017

Das diesem Bericht zu Grunde liegende Vorhaben wurde mit Mitteln des Bundesministeriums für Umwelt, Naturschutz, Bau und Reaktorsicherheit unter der Forschungskennzahl 3714 19 100 0 finanziert. Die Verantwortung für den Inhalt dieser Veröffentlichung liegt bei den Autorinnen und Autoren.

Inhaltsverzeichnis

Abbildungsverzeichnis.....	7
Zusammenfassung.....	8
Summary.....	10
1 Einleitung.....	11
2 Die Planetaren Leitplanken und Möglichkeiten des Herunterskalierens auf die nationale Ebene.....	14
3 Verwendbarkeit vorhandener Grenzwerte und der Planetary Boundary als Grundlage für die Bestimmung integrierter nationaler Stickstoffziele.....	21
4 Übersicht über relevante Modelle zur Unterstützung integrierter N-Umweltziele.....	25
5 Darstellung der Stärken und Schwächen des PB Konzeptes im Hinblick auf Stickstoff-bezogene nationale Umweltziele.....	26
6 Handlungsempfehlungen für eine nationale Stickstoffstrategie.....	29
7 Quellenverzeichnis.....	37

Abbildungsverzeichnis

Abbildung 1:	Kritikalität der gegenwärtigen N-Erzeugung auf Ackerflächen, gemäß einheitlich flächenbezogen herunterskalierter N-PB 17
--------------	--------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------

Zusammenfassung

Die planetaren Leitplanken (Planetary Boundaries; PBs) beschreiben einen sicheren Handlungsraum („*safe operating space*“), innerhalb dessen mit hoher Wahrscheinlichkeit die Funktionsfähigkeit des Erdsystems in einer für den Menschen günstigen Konstellation erhalten bleibt. Damit können sie die vertikale Integration einer nationalen Stickstoffstrategie mit globalen Nachhaltigkeitskriterien und Umweltzielen - und damit auch die internationale Kooperation - unterstützen. Für eine solche Operationalisierung und Anwendung der PBs sind die globalen PB-Werte herunterzuskalieren, räumlich explizit darzustellen (*downscaling*) und für den jeweiligen Kontext zu übersetzen. Erst dann können sie als Richtwerte (*benchmarks*) dienen, mit denen der nationale Ist-Zustand der Umwelt zu vergleichen ist, und an den nationale Strategien gegebenenfalls entsprechend angepasst werden können (*mainstreaming of the PBs*).

Die planetare Leitplanke für Stickstoff (N-PB) wird von Steffen et al. (2015) mit 63 Millionen Tonnen pro Jahr angegeben. Diese Leitplanke, die gegenwärtig global um den Faktor 2 überschritten wird, bezieht sich nur auf die beabsichtigte Erzeugung und Freisetzung von reaktivem Stickstoff über biologische Fixierung und Düngereinsatz. Sie umfasst nicht die unbeabsichtigten Freisetzungen über Verbrennungsprozesse. Die vorliegende Studie leitet daraus für Deutschland eine Stickstoff Leitplanke von 0,5 – 0,7 Millionen Tonnen pro Jahr ab, je nachdem ob der globale Wert bezogen auf Deutschlands Anteil an der globalen Landwirtschaftsfläche oder bezogen auf Deutschlands Anteil an der Weltbevölkerung herunterskaliert wird. Diesem *benchmark* aus PB-Sicht steht ein gegenwärtiger realer Wert von ca. 2,3 Millionen Tonnen gegenüber. Wenn man zusätzlich die, aufgrund deutschen Konsums und entsprechender Nettoimporte landwirtschaftlicher Produkte, im Ausland verursachten Stickstofffreisetzungen (*external footprints*) mit berücksichtigt, liegt dieser Wert noch deutlich höher.

Eine solche Anwendung der N-PB weist darauf hin, dass die bisherigen - zumeist noch nicht einmal erreichten - deutschen und europäischen Stickstoffziele aus Sicht globaler Nachhaltigkeitskriterien nicht ambitioniert genug sind. So würde z.B. die Einhaltung der EU *emission ceilings directive* nur zu einer Reduktion des gegenwärtigen Wertes um knapp 0,5 Millionen Tonnen führen. Selbst bei vollständiger Umsetzung der vom Sachverständigenrat für Umweltfragen (SRU) und vom Umweltbundesamt (UBA) geforderten Halbierung des N-Überschusses auf landwirtschaftlichen Flächen, würde die auf Deutschland herunterskalierte N-PB noch immer um ca. 200% überschritten. Zu ihrer Einhaltung wären zusätzliche Emissionsminderungen in der Landwirtschaft und darüber hinaus (v.a. in den Sektoren Energie, Transport und Industrie) erforderlich.

Eine Erhöhung der Effizienz der Stickstoffnutzung (*nitrogen use efficiency* - NUE) auf allen Ebenen und über die gesamte Wertschöpfungskette stellt einen wichtigen Hebel zur Erreichung verschiedener Umwelt- und Nachhaltigkeitsziele dar. Neben der Verminderung der Stickstofffreisetzung in die Umwelt lassen sich zusätzliche Verbesserungen (*co-benefits*) z.B. in Bezug auf Land, Wasser, Energie, Ernährungssicherheit und andere Entwicklungsziele wie sie in den SDGs benannt sind, erreichen. Durch Erhöhung der Ressourceneffizienz kann der in die Umwelt freigesetzte Anteil des eingesetzten Stickstoffs reduziert werden. Da die N-PB über maximal zulässige Umweltkonzentrationen definiert ist, kann sie bei erhöhter Ressourceneffizienz höher angesetzt werden.

Entscheidend für die vertikale Integration von deutschen und internationalen Umweltzielen und Nachhaltigkeitskriterien ist der „Dreiklang“ aus i) Verringerung der Stickstofffreisetzung innerhalb Deutschlands, ii) Reduktion des (handelsbedingten) deutschen Stickstoff-*footprints* im Ausland sowie iii) internationale Kooperation für eine verbesserte Stickstoffnutzung und Ressourceneffizienz in allen Bereichen, z.B. über Investitionen, Entwicklungszusammenarbeit und Wissens- und Technologietransfer. Dieser Dreiklang entspricht auch dem Leitbild der nationalen Implementierung der SDGs, innerhalb Deutschlands unter gleichzeitiger Beachtung dieser Ziele auch im Ausland (*implementation in, by and with Germany*). Anknüpfungspunkte für eine verbesserte vertikale Politikkohärenz von national über regional bis global sind z.B. die gemeinsame europäische Agrarpolitik, internationale Handelsabkommen sowie die verschiedenen multilateralen Umweltabkommen.

Aus der Operationalisierung und Anwendung der N-PB für die integrierte nationale Stickstoffstrategie ergeben sich umgekehrt auch Hinweise für die Weiterentwicklung der planetaren Leitplanke selber,

z.B. in Hinblick auf deren Erweiterung über den Landwirtschaftssektor hinaus. Weiterentwicklung der PBs und deren Anwendung müssen iterativ und wechselseitig erfolgen. Dazu sollte die Stickstoffstrategie dynamisch weiterentwickelt werden, so dass neues Wissen (z.B. aus der Begleitforschung) kontinuierlich eingepflegt werden kann („*adaptive management*“). Entsprechend dem systemischen Charakter des PB Konzepts und der Komplexität des Stickstoffkreislaufs, bedarf dies eines umfassenden Dialogs mit Partnern aus allen relevanten Sektoren, gemäß dem Future Earth Prinzip von „*co-design & co-production of relevant knowledge*“, d.h. in wechselseitiger Abstimmung zwischen Politikern, Entscheidungsträgern und Wissenschaftlern.

Summary

The Planetary Boundaries (PBs) delineate a safe operating space within which the Earth system is likely to maintain its functions as life support system for humanity. With that the PBs also support the vertical integration of the German Nitrogen Strategy with global environmental and sustainability criteria and goals, and with that also international cooperation. For such an operationalization and application of the PBs, the global values need to be downscaled, made spatially explicit and translated for the respective context. Only then can they serve as benchmarks for the national environmental performance, and enable institutional improvements e.g. of national strategies accordingly (i.e. mainstreaming of the PBs).

The Planetary Boundary for nitrogen (N-PB) was quantified by Steffen et al. (2015) to be 63 million tons per year. This boundary, which is currently exceeded globally by a factor of 2, only refers to the intentional fixation, i.e. production and release of reactive nitrogen through biological nitrogen fixation and application of fertilizer. It does not include the unintended fixation or release from combustion processes. This study derives for Germany a national boundary of 0.5 – 0.7 million tons per year, depending on the downscaling algorithm, either per capita or per area (Germany's fraction of global population or of global agricultural area). The real current fixation rate of reactive nitrogen in Germany amounts to 2.3 million tons per year. When including Germany's consumption-based external nitrogen footprints (which is a net importer of agricultural commodities) this value is even higher.

Such an application of the N-PB shows that the current German and European nitrogen-related environmental goals (even if they were met) are not sufficiently ambitious from a global perspective. Full compliance with the EU emission ceilings directive for example, would only lower the current value by about 0.5 million tons. Even an implementation of the SRU/UBA goal of reducing N-surpluses on agricultural land by 50%, would still result in transgression of the downscaled N-PB by about 200%. Additional emission reductions in agriculture and beyond (in particular in the energy, transport and agricultural sectors) would be required in order to meet the downscaled N-PB.

Important for achieving various environment and sustainability goals will also be an increase in nitrogen use efficiency (NUE) at all levels and all along the value chains. This can also generate a number of *co-benefits*, e.g. related to land, water, energy, food security and other development objectives as specified in the SDGs. A higher NUE reduces the fraction of nitrogen applied that is released into the environment. Since the N-PB is defined through maximum concentrations in the environment, the N-PB can be relaxed, i.e. raised if NUE increases.

Vertical integration of the Germany's and international environmental and sustainability objectives can follow the triple goal of i) reducing N-emissions within Germany, ii) reducing Germany's trade-related external N-footprint in other regions and iii) international cooperation for improved N-use and NUE e.g. via foreign investments, development cooperation, and knowledge- and technology transfer. This triple goal also resembles the implementation mode of the SDGs in, by and with Germany, i.e. meeting the goals domestically while at the same time promoting them also internationally. Entry points for improved vertical policy coherence from national to regional and global are for example the EU Common Agricultural Policy, international trade agreements and various multilateral environment agreements.

The operationalization and application of the N-PB for the German Integrated Nitrogen Strategy can also help to improve the N-PB itself, e.g. expanding its coverage beyond the agricultural sector. Further development of the N-PB and its application have to go hand in hand. For that, the national Nitrogen Strategy should to be developed dynamically, continuously incorporating new knowledge (e.g. from accompanying research) as it becomes available (adaptive management). According to the systemic nature of the PB concept and the complexity of the nitrogen cycle, comprehensive dialogues are required with partners from all relevant sectors, following the Future Earth principles of co-design & co-production of relevant knowledge by policy and decision makers and scientists.

1 Einleitung

Die vorliegende Studie enthält Empfehlungen zur Berücksichtigung des Konzepts der planetaren Leitplanken¹ (Planetary Boundaries, PBs; Rockström et al. 2009, Steffen et al. 2015) zur Erarbeitung einer Nationalen Integrierten Stickstoffstrategie.² Ziele der Studie sind i) ein Herunterskalieren der globalen Leitplanke auf den nationalen Maßstab, ii) Eignung der vorhandenen Grenzwerte und Richtlinien um die globalen Leitplanken ausreichend zu berücksichtigen, iii) eine Übersicht über bestehende Modelle welche den gegenwärtigen und zukünftigen Umweltzustand in Bezug auf die verschiedenen Stickstoffdimensionen darstellen können, iv) Ansätze zur Institutionalisierung und Operationalisierung der gewonnenen Ergebnisse und v) Darstellung der Stärken und Schwächen des PB Konzepts in diesem Kontext.

Die Studie ist im Rahmen des UFO-Plan Vorhabens „Planetare Grenzen – Anforderungen an die Wissenschaft, Zivilgesellschaft und Politik“ (FKZ 3714 19 100 0) erstellt worden. Sie baut auf zuvor vorgelegten Inputpapieren (Hoff et al 2015a, b) auf und führt die dort vorgeschlagenen Ansätze und Vorschläge weiter aus. Gleichzeitig wurden die Ergebnisse des Expertenworkshops „*Developing a National Nitrogen Strategy*“ (26./27. 11.2015 in Berlin) berücksichtigt, bei dem die Planetary Boundaries vorgestellt und ihre Anschlussfähigkeit für die nationale Stickstoffstrategie diskutiert wurden. Hier kam es in Ansätzen zu einem ersten Brückenschlag zwischen Wissenschaft und Anwendung bzw. „*co-design & co-production of relevant knowledge*“³ wie von Future Earth gefordert (siehe dazu auch Cornell et al. 2013).

Während die zahlreichen vorliegenden Publikationen zum Thema Stickstoff (z.B. UBA 2009, Sutton et al. 2011, Sutton et al. 2013, UBA 2015a, SRU 2015) sich vor allem mit der horizontalen Integration, d.h. Prozessen und Wechselwirkungen der verschiedenen Stickstoffverbindungen über die verschiedenen Umweltkompartimente und Sektoren hinweg, befassen, konzentriert sich diese Studie mit ihren Vorschlägen zur Anwendung bzw. Operationalisierung des Planetary Boundaries-Konzepts auf die **vertikale Integration**: Es stellt die Anforderungen an eine nationale Stickstoffstrategie aus der globalen Perspektive dar, wie sie sich aus dem Planetary Boundaries-Konzept und in Hinblick auf eine umfassende Nachhaltigkeitstransformation ergibt. Dabei wird auch auf Deutschlands Verpflichtungen im Rahmen der 2015 verabschiedeten Sustainable Development Goals (SDGs) Bezug genommen, siehe z.B. die SDGs und targets 6.3 *reduce water pollution*, 8.4 *improve resource efficiencies*, 12.4. *reduce chemicals release to air, water and soil, to minimize adverse impacts on human health and environment* sowie 15.5 *reduce degradation of natural habitats*. Diese Studie macht Vorschläge zur integrierten Implementierung stickstoffrelevanter SDGs, auch mit Blick auf die Universalität der SDGs innerhalb UND außerhalb Deutschlands (siehe dazu auch Dawkins et al., 2016).

Wie in den o.g. Publikationen ausführlich beschrieben, ist der **Stickstoffkreislauf** sehr komplex. Er umfasst zahlreiche Quellen, Verbindungen, Reaktionen und Transportwege der verschiedenen Stickstoffverbindungen durch alle Umweltkompartimente (die sogenannte Stickstoffkaskade) und entsprechende Auswirkungen der N-Freisetzung auf Mensch und Umwelt. Die vielfältigen und systemischen Wechselwirkungen (siehe z.B. Erisman et al., 2013), über verschiedene Sektoren und räumliche und zeitliche Skalen hinweg, erfordern entsprechend konsistente und systemische Umweltziele.

¹ Wir übersetzen hier „Planetary Boundaries“ mit „Planetare Leitplanken“, was deren Zielsetzung, einen sicheren Handlungsraum oder *safe operating space* zu beschreiben, besser trifft, als die Übersetzung „Planetare Grenzen“.

² Alle Ergebnisse dieses Forschungsvorhabens werden auf der Website des Planetary Boundaries Network unter pb-net.org verfügbar gemacht.

³ www.futureearth.org/impact

Reaktiver Stickstoff (N_r), d.h. alle Stickstoffverbindungen außer N_2 , wird vor allem zur Ertragssteigerung in der Landwirtschaft für die Versorgung der wachsenden und anspruchsvoller werdenden Weltbevölkerung mit Nahrungsmitteln und anderen Biomasse-basierten Produkten benötigt. Reaktiver Stickstoff wird (beabsichtigt) entweder industriell oder durch biologische N-Fixierung erzeugt. Anthropogen hat sich die Erzeugung von N_r gegenüber der natürlichen Rate mittlerweile vervierfacht (Vitousek et al. 2013). Dabei stellt sich die Situation in den verschiedenen Weltregionen sehr unterschiedlich dar: In einigen Regionen ist zu wenig Stickstoff verfügbar, was die landwirtschaftliche Produktion einschränkt, in anderen zu viel, was zu negativen Auswirkungen auf Umwelt und menschliche Gesundheit führt. Auch innerhalb Deutschlands und Europas gibt es große räumliche Unterschiede (> Faktor 10) in Bezug auf den in der Landwirtschaft über biologische N-Fixierung erzeugten und als Dünger angewandten Stickstoff und die anschließende Freisetzung vor allem in Form von Ammoniak (NH_3) und Nitrat (NO_3) in die Umwelt (Leip et al. 2011). Im Mittel endet nur ca. 1/3 (35%) der erzeugten und angewendeten Menge in geernteten Marktprodukten, ca. **2/3 des landwirtschaftlichen Stickstoffs werden in die Umwelt freigesetzt** (UBA 2009, Sutton et al. 2013, UBA 2015a). Die Landwirtschaft ist auch in Deutschland für etwa zwei Drittel der Freisetzung von N_r in die Umwelt insgesamt verantwortlich (Leip et al. 2011, UBA 2015a) - und entsprechend erreicht Deutschland unter 34 OECD-Ländern nur Platz 26 (Kroll 2015) in Bezug auf seine N- (und P-) Überschüsse. In geringerem Maße wird N_r zudem in Form von Stickstoffoxid (NO_x)-Emissionen durch Verbrennungsprozesse in die Umwelt freigesetzt.

Zu den physikalischen, geochemischen und ökologischen **Umweltauswirkungen** von freigesetztem N_r zählt großmaßstäbig insbesondere die Bildung anoxischer Zonen (*dead zones*) in den Weltmeeren – welche auch eine der Grundlagen für die ursprüngliche Definition der Planetary Boundary für Stickstoff (N-PB) durch Rockström et al. (2009) war. Diese anoxischen Zonen finden sich besonders in Küstenregionen flussabwärts von landwirtschaftlichen Gebieten mit kritisch hohen Stickstoffeinträgen (s. Abbildung 1 und Selman et al. 2008). Die Anzahl und das Ausmaß solcher *dead zones* haben laut Selman et al. (2008) seit Mitte des vergangenen Jahrhunderts um ein Vielfaches zugenommen. In Regionen mit gegenwärtig steigenden Stickstoffüberschüssen ist entsprechend von einer weiteren Zunahme und Ausbreitung solcher Zonen auszugehen. In Europa finden sich solche Zonen gegenwärtig v.a. in der nördlichen Adria, den dänischen Küstengewässern und allgemein entlang der Ostseeküste (Billen et al. 2011). Am Beispiel der Ostsee wird deutlich, dass solche großmaßstäbigen Umweltprobleme nur durch internationale Kooperation und aufeinander abgestimmte nationale Umweltziele gelöst werden können.

Zu den großmaßstäbigen Umweltauswirkungen von freigesetztem N_r gehören weiterhin der Beitrag zur Klimaerwärmung (N_2O -Moleküle haben ein 265-fach höheres Treibhauspotential als CO_2) und die Zerstörung von stratosphärischem Ozon durch N_2O . Zu den regionalen und lokalen Umweltauswirkungen gehören: Partikelbildung in der Atmosphäre, Oxidierung von Bodenkohlenstoff aufgrund der Düngewirkung von N_r , Einträge mit dem Regen in Böden, Gewässer und terrestrische und aquatische Ökosysteme und deren Versauerung und Eutrophierung, Verschmutzung des Trinkwassers sowie Luftverschmutzung und bodennahe Ozonbildung (photochemischer Smog), mit den entsprechenden Folgen für Ökosysteme, für deren Stabilität und Funktion sowie für die menschliche Gesundheit. Die Umweltauswirkungen reichen je nach Eigenschaften der jeweiligen N-Verbindung und des Umweltmediums unterschiedlich weit. So können z.B. atmosphärische N-Transporte über 1000 km weit, und damit auch über Landesgrenzen hinaus, reichen (Hertel et al. 2011).

Einige dieser Prozesse bzw. zugrunde liegende N_r -Verbindungen sind zudem sehr langfristig bzw. langlebig⁴, insbesondere der Verbleib von N_2O in der Atmosphäre sowie auch N-Verbindungen in maritimen *dead zones* und in tiefen Grundwasserleitern. Zudem akkumuliert N_r in einigen Umweltkompartimenten. Über die sogenannte Stickstoffkaskade kann einmal freigesetztes und im Allgemeinen sehr mobiles N_r mehrfache bzw. additive Folgewirkungen über mehrere Umweltkompartimente hinweg haben (Erisman et al. 2013). Entsprechende Verlagerungen von Problemen zwischen Umweltkompartimenten werden auch als *pollution swapping* bezeichnet (UBA, 2009). Horizontal und vertikal integrierte systemische Umweltziele müssen solche Kaskadeneffekte über die verschiedenen Umweltkompartimente und N_r -Verbindungen hinweg berücksichtigen. Das PB Konzept trägt den mit solchen langfristigen, komplexen und noch nicht im Einzelnen bekannten Wechsel- und Folgewirkungen und den damit verbundenen Unsicherheiten durch Anwendung des Vorsorgeprinzips und entsprechend vorsichtige Leitplankensetzung Rechnung (siehe Kapitel 2). Dieses Vorsorgeprinzip ist entsprechend auch auf die nationale Stickstoffstrategie zu übertragen.

Neben den von dem PB Konzept betonten horizontalen (sektorübergreifenden) und vertikalen (skalenübergreifenden) Wechselwirkungen gilt es eine weitere wichtige Dimension zu berücksichtigen, nämlich die **Wechselwirkungen über Regionen** hinweg. Neben den weitreichenden atmosphärischen Transporten von Luftschadstoffen ist dafür vor allem der rasch zunehmende Welthandel (1/3 des in der Landwirtschaft eingesetzten Stickstoffs und der damit erzeugten Produkte gelangt in den Welthandel, Lassaletta et al. 2014) verantwortlich, welcher Deutschland und Europa zu einem starken und weiter wachsenden Nettoimporteur für stickstoffintensive landwirtschaftliche Produkte gemacht hat (Oita et al. 2016, Eggers 2016). Dadurch wird die Einhaltung von Umweltzielen innerhalb Europas zunehmend mit der Umweltfreisetzung von reaktivem Stickstoff (und anderen schädlichen Verbindungen sowie der Ressourcen(über)nutzung) in anderen Regionen „erkauft“ (Hoff et al. 2014). Bei der Quantifizierung solcher räumlichen Externalitäten („*footprints*“) von deutschen und europäischen Konsummustern gibt es noch erhebliche Unsicherheiten.

Eine Rangfolge der **Kritikalität** oder, soweit bekannt, der Schadenskosten der erhöhten Stickstoffkonzentrationen in den verschiedenen Umweltkompartimenten sieht nach Experteneinschätzung etwa folgendermaßen aus (Sutton et al. 2011, Erisman et al. 2013, Sutton pers. comm., Bodirsky pers. comm.):

1. Bodennahe Luftverschmutzung (Feinstaub, Ozon) und dadurch verursachte Gesundheitsschäden (z.B. Krebs, Asthma)
2. Anoxische Zonen in den Meeren (*dead zones*)
3. Eutrophierung von Gewässern und Meeren, wie der Ostsee und damit verbundene Produktivitäts- (Fischerei, Tourismus, Lebensqualität) und Biodiversitätseinbußen
4. Klimawirkung durch das Treibhausgas N_2O
5. Oxidierung und damit Verlust von Bodenkohlenstoff⁵
6. Nitratbelastung von Gewässern mit entsprechenden Gesundheitsschäden
7. N-Eintrag in (v.a. noch N-arme) terrestrische Ökosysteme (wie z.B. Hochmoore) und deren damit verbundene Gefährdung
8. Ozonzerstörung in der Stratosphäre („Ozonloch“)

Diese Rangfolge bezieht sich auf die Auswirkungen gegenwärtiger Freisetzungen reaktiven Stickstoffs. Mögliche zukünftige Veränderungen (wie z.B. zu erwartende Verminderungen der Aerosolbelastung

⁴ Zum Zusammenhang zwischen räumlichem Maßstab und Langfristigkeit der Umweltauswirkungen von Stickstoff siehe auch Abbildung 2-3 in SRU 2015.

⁵ Durch verstärkten Metabolismus im Boden bei erhöhten Stickstoffgaben.

bei zunehmend strengeren Umweltauflagen oder mögliche Folgewirkungen der Überschreitung lokaler Umweltgrenzwerte oder der globalen N-PB sind hier noch nicht berücksichtigt (letztere sind, wie auch für die meisten anderen PBs, noch nicht hinreichend abgeschätzt). Auch variiert die Rangfolge je nach Experten und der persönlichen Gewichtung der Auswirkungen geringfügig. Auf alle Fälle übersteigen die Umweltschadenskosten in ihrer Summe den ökonomischen Nutzen der Stickstoffdüngung in der Landwirtschaft (Sutton et al. 2011). Umgekehrt ist der ökonomische Nutzen der Einhaltung von N-Schutzzielen, v.a. in Bezug auf verbesserte menschliche Gesundheit, bis zu 40 mal höher als die dabei entstehenden Kosten (Salomon et al. 2016).

Die vorliegende Studie beschreibt in Kapitel 2 die Planetaren Leitplanken und die Möglichkeiten zu deren Herunterskalieren für die Anwendung auf der nationalen Ebene. In Kapitel 3 wird dann dargestellt, wie die herunterskalierte N-PB bereits vorhandene nationale und regionale Stickstoff-Grenzwerte ergänzen kann, mit dem Ziel vertikal integrierter Stickstoffziele. Kapitel 4 stellt die verschiedenen vorhandenen wissenschaftlichen Simulationsmodelle und ihre Anwendung zur Bestimmung integrierter Stickstoffziele kurz vor. Anschließend werden in Kapitel 5 die Stärken und Schwächen des PB Konzepts in Hinblick auf solche Stickstoffziele einander gegenüber gestellt. Und schließlich fasst Kapitel 6 die vorhandenen Ansätze zur Operationalisierung und Institutionalisierung der N-PB zusammen.

2 Die Planetaren Leitplanken und Möglichkeiten des Herunterskalierens auf die nationale Ebene

Das Konzept der Planetaren Leitplanken (Planetary Boundaries - PBs) beschreibt nachhaltige Domänen (einen „*safe operating space*“) der Nutzung natürlicher Ressourcen bzw. der Emission von potentiell schädlichen Substanzen oder der Modifikation von Ökosystemen (Rockström et al. 2009, Steffen et al. 2015). Gemäß dem Vorsorgeprinzip wird ein Sicherheitsabstand von möglichen kritischen Grenzwerten im Erdsystem oder dessen Subsystemen, wie dem Klimasystem oder der Biosphäre, definiert. Bei Überschreitung dieser Grenzwerte würde die Wahrscheinlichkeit für Mensch und Umwelt nachteiliger Änderungen des Systemzustands inakzeptabel hoch⁶ - siehe dazu Hoff et al. 2015a).

Das PB-Konzept hebt die vielfältigen Wechselwirkungen zwischen verschiedenen großmaßstäbigen Umweltprozessen hervor und bestätigt damit die in den meisten bisherigen Publikationen zum Thema Stickstoff betonte Notwendigkeit der **horizontalen Integration** von Umweltzielen über verschiedene Umweltbereiche hinweg (siehe Hoff et al. 2015a, b). So sind auf globaler Ebene z.B. Wechselwirkungen von Stickstoff mit den Bereichen Biosphärenintegrität⁷, Ozon, Aerosole, Land und Klima wichtig. Dahinter stehen zahlreiche Interaktionen reaktiven Stickstoffs mit anderen Substanzen und Prozessen wie Biodiversitätsverlust, Abbau der Ozonschicht, Aerosolbildung, aber auch Landnutzungs- und Klimawandel und Land- und Wasserressourcendegradation und -knappheit (Erisman et al. 2013), mit den jeweils entsprechenden PBs. Die PBs stellen somit systemische Umweltleitplanken dar, welche auf die zahlreichen Wechselwirkungen von reaktivem Stickstoff (N_r) in der Umwelt hinweisen.

Der wichtigste Mehrwert der Nutzung bzw. Operationalisierung des PB-Konzepts bei der Entwicklung der nationalen Stickstoffstrategie erwächst aber aus der Ergänzung der horizontalen Integration um eine vertikale Integrationskomponente, d.h. der Abstimmung nationaler und regionaler (insbesondere europäischer) Umweltziele, wie sie in Kapitel 3 aufgeführt sind, mit globalen Leitplanken. Umgekehrt

⁶ Der Begriff „inakzeptabel“ beinhaltet immer auch eine normative Komponente, die der gesellschaftlichen und politischen Abstimmung bedarf.

⁷ Die Forderung des SRU (2015), dass die Ziele der nationalen Stickstoffstrategie sich an der Belastbarkeit der Ökosysteme orientieren müssen, spiegelt das zentrale PB-Motiv: „reconnecting to the biosphere“ (Folke et al. 2011) wider.

können die bei der Entwicklung und Implementierung der nationalen Stickstoffstrategie gewonnenen spezifischen (*bottom-up*) Erfahrungen die Weiterentwicklung der globalen Leitplanken bzw. Planetary Boundaries unterstützen. Entscheidend ist dabei die Integration von *bottom-up* und *top-down* Ansätzen und Umweltzielen. Ziel dieser horizontalen und vertikalen Integration ist letztlich eine verbesserte **Politikkohärenz**.

Die nationale Stickstoffstrategie sollte entsprechend vertikal und horizontal koordinierte multi-dimensionale Umweltziele aufweisen, welche auch mit übergeordneten Zielen konsistent sind, wie z.B. dem Integrierten Umweltprogramm 2030 (BMUB 2016) und der Deutschen Nachhaltigkeitsstrategie (Bundesregierung 2017) als Umsetzungsrahmen der Agenda 2030 für nachhaltige Entwicklung (UN 2015) bzw. auf europäischer Ebene mit dem 7. Umweltaktionsprogramm (EEA 2014), aber auch mit anderen nicht direkt umweltbezogenen Politikzielen. Als Negativbeispiel fehlender Politikkohärenz wird häufig auf die zusätzlichen Stickstoffbelastungen verwiesen, wie sie aus ungenügend koordinierten Bioenergie- und Klimaschutzstrategien erwachsen können (siehe z.B. EPA 2011).

Mit Bezug auf die in der Einleitung genannten negativen Auswirkungen von Stickstofffreisetzungen in die Umwelt, insbesondere die kumulativen Folgewirkungen von Ressourcen- und Ökosystemdegradation, auf die Resilienz des Erdsystems und seiner Sub-Systeme, hatten Rockström et al. (2009) eine **Planetare Leitplanke für die beabsichtigte Freisetzung von reaktivem Stickstoff** (*intentional N-fixation*⁸) von 35 Teragramm bzw. 35 Millionen Tonnen pro Jahr (35 Mt N_r yr⁻¹) vorgeschlagen. Diese Begrenzung auf ca. 25% der tatsächlichen gegenwärtigen anthropogenen Freisetzung von reaktivem Stickstoff war ausdrücklich als erste Abschätzung („*first guess*“) gedacht.

Die Weiterentwicklung dieser *first-guess* Stickstoff-Leitplanke (im folgenden N-PB genannt) durch de Vries et al. (2013) und nachfolgend durch Steffen et al. (2015) baut auf den maximal vertretbaren Grenzwerten kritischer Stickstoffverbindungen in den jeweiligen Umweltmedien bzw. **Schutzgütern** auf⁹. Dies sind im Einzelnen:

- ▶ Atmosphäre: 1 - 3 µg NH₃ m⁻³ (abgeleitet von der Schadwirkung auf Flechten und höhere Pflanzen);
- ▶ Trinkwasser: 50 mg NO₃ l⁻¹ oder 11.3 mg NO₃-N l⁻¹ (gemäß WHO Gesundheitsstandards);
- ▶ aquatische Ökosysteme: 1.0 - 2.5 mg N l⁻¹ (basierend auf ermittelten ökotoxikologischen Wirkungen anorganischer N-Verbindungen);
- ▶ Treibhauseffekt bzw. ein zusätzlicher Strahlungsantrieb (*radiative forcing*) von maximal 1 W m⁻², anteilig für den gegenwärtigen Beitrag von N₂O zum Treibhauseffekt.

Entsprechend ergeben sich, je nach betrachtetem Schutzgut und kritischer Stickstoffverbindung, durch Rückrechnung von der jeweiligen Maximalkonzentration auf die global zulässige Gesamtfreisetzung von N_r verschiedene Werte für die N-PB, die von 20 - 130 Mt pro Jahr reichen¹⁰. Gemäß dem PB-inhärenten Vorsorgeprinzip ist dasjenige Schutzgut maßgeblich, welches den niedrigsten globalen Grenzwert einfordert. Das ist in diesem Fall der Wert von 20 Mt N yr⁻¹, der sich durch Rückrechnung aus der zulässigen atmosphärischen N₂O Konzentration in Hinblick auf den Treibhauseffekt ergibt. Da aber die

⁸ Die beabsichtigte landwirtschaftliche Freisetzung bzw. „intentionally fixed reactive N to agricultural systems“ umfasst sowohl die Ausbringung von industriellem Dünger als auch die biologische N-Fixierung.

⁹ Die aufgelisteten Werte werden so auch vom SRU (2015) genutzt, siehe dort Tabelle 2-2.

¹⁰ Den Berechnungen der N-PB von de Vries liegt zugrunde, dass in Regionen, in denen die oben genannten Grenzwerte für einzelne Umweltkompartimente bereits überschritten sind, die Belastung reduziert werden muss, jedoch in Regionen in denen diese Grenzwerte noch nicht erreicht sind, trotzdem kein weiterer Anstieg erlaubt ist. Wenn man diese Bedingung mildern und Anstiege in schwach belasteten Regionen erlauben würde, ergäbe sich ein höherer globaler Wert für die N-PB.

Klimawirkung von Stickstofffreisetzungen bereits durch die PB-Klima mit abgedeckt wird, haben Steffen et al. (2015), gemäß de Vries et al. (2013), den nächsthöheren Wert für die **N-PB** gewählt. Dies ist der Wert, der sich aus dem Wasserqualitätskriterium zur Vermeidung der Eutrophierung, Versauerung und von negativen Auswirkungen auf aquatische Ökosysteme ergibt. Wenn die N-Konzentration in Gewässern als Kontrollvariable für die N-PB dient und (gemäß Vorsorgeprinzip) der untere Wert dieser Variable von 1 mg N l^{-1} gewählt wird, ergibt sich eine maximal zulässige **globale biologische Fixierung und Düngieranwendung in der Landwirtschaft von 62 Millionen Tonnen (Mt) Nr pro Jahr**. Dies entspricht etwa der Hälfte der tatsächlichen gegenwärtig jährlich in landwirtschaftlichen Systemen und für landwirtschaftliche Systeme fixierten und angewandten Menge.

Diese Leitplanke bezieht sich nur auf die beabsichtigte zusätzliche (industrielle und landwirtschaftliche) Erzeugung und Freisetzung von reaktivem Stickstoffs (welche ca. $\frac{3}{4}$ der gesamten anthropogenen Freisetzung in die Umwelt von N_r ausmacht). D.h. „unbeabsichtigte“ Freisetzungen (v.a. aus Verbrennungsprozessen) sind in der N-PB nicht mit erfasst.

Für die Nutzung bzw. Operationalisierung der PBs für die nationale Stickstoffstrategie ist ein **räumlich explizites downscaling** der hier beschriebenen globalen Leitplanke erforderlich. Für verschiedene PBs werden unterschiedliche *downscaling*-Verfahren angewendet bzw. vorgeschlagen: vollständig globale PBs, d.h. solche mit gut durchmischten globalen Pools (wie Klima und Ozon) können aus biophysikalischer Sicht gleichmäßig über alle Länder verteilt werden, da es keine Rolle spielt, wo die Freisetzung von Schadstoffen in die Umwelt erfolgt. Beim downscaling anderer PBs hingegen, wie z.B. der Land-PB, welche den Verlust an Waldflächen begrenzt, sind räumliche Muster der lokalen bzw. nationalen Beiträge zur globalen Leitplanke zu berücksichtigen – im Falle der Land-PB spielt es für die Auswirkung auf das Erdsystem eine erhebliche Rolle, wo welche Art von Wald (tropischer, temperierter, borealer Wald) verloren geht. Für die N-PB ist zusätzlich auch noch der lokale Kontext der N-Freisetzung zu berücksichtigen, welcher das Umweltverhalten und die großmaßstäbigen Auswirkungen und Wechselwirkungen mit anderen PBs mitbestimmt (Häyhä et al. 2016).

Ansätze zum Herunterskalieren von PBs und zum Vergleich des Ist-Zustand mit der herunterskalierten PB (benchmarking):

Der oben genannte globale Maximalwert für die zusätzliche anthropogene Erzeugung von reaktivem Stickstoff („industrielle und biologische Fixierung“ von N_2) von 62 Mt yr^{-1} , kann auf unterschiedliche Weise herunterskaliert und räumlich explizit gemacht werden, z.B. in Form von:

- ▶ flächenbezogenen **Länderwerten**, welche entweder von der gesamten Fläche oder von der landwirtschaftlichen Fläche des jeweiligen Landes im Verhältnis zur globalen Landfläche ausgehen (oder alternativ statt auf Flächen auch auf den landwirtschaftlichen Ertrag bezogen werden können);
- ▶ **pro-Kopf Werten** bezogen auf den Anteil, den das jeweilige Land an der Weltbevölkerung hat (hier kann noch weiter zwischen *equal-per-capita* Verteilung und anderen Verteilungen die etwas dem Prinzip der *common-but-differentiated-responsibility* folgen, unterschieden werden).

Der Vergleich des Ist-Zustandes der Freisetzung von N_r mit der (pro-Kopf) herunterskalierten N-PB kann wiederum auf zweierlei Weise erfolgen, entweder:

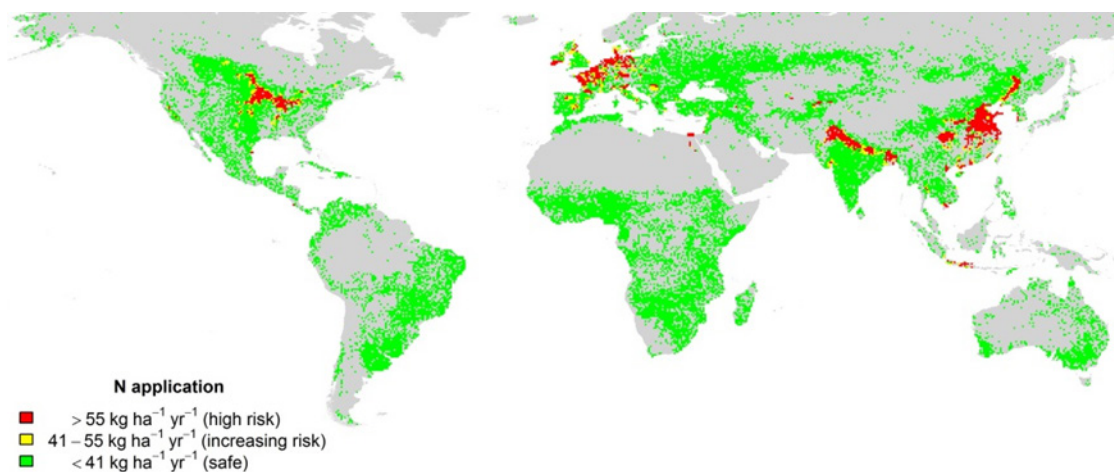
- ▶ produktionsbasiert (oder territorial), wobei nur N_r Freisetzungen innerhalb des jeweiligen Landes berücksichtigt werden, oder
- ▶ konsumbasiert, wobei auch N_r Freisetzungen in anderen Region aber ausgelöst vom Konsum und Importen des jeweiligen Landes berücksichtigt werden..

1) Downscaling auf flächenbezogene Länderwerte und entsprechendes Benchmarking

Flächenbasiertes *downscaling* kann entweder auf die gesamte Landesfläche oder auf die landwirtschaftliche Fläche in Verhältnis zur gesamten globalen (eisfreien) Landfläche bezogen werden, oder ggf. auch auf die landwirtschaftlichen Erträge des Landes. So sind z.B. Deutschlands landwirtschaftliche N-Applikationsraten pro landwirtschaftliche Flächeneinheit ca. 60% höher als in Europa insgesamt, 100% höher als es dem weltweiten und 1000% höher als es dem afrikanischen Durchschnitt entspricht. Gleichzeitig sind die Hektarerträge für Getreide in Deutschland fast doppelt so hoch wie im europäischen und fast fünfmal so hoch wie im afrikanischen Durchschnitt (FAOSTAT). Entsprechend steht Deutschland im internationalen Vergleich wesentlich besser da, was seinen Beitrag zur Überschreitung der N-PB betrifft, wenn der globale Wert gemäß den nationalen Erträgen verteilt wird als wenn die Verteilung auf Basis der Landesfläche erfolgt.

Steffen et al. (2015) haben den globalen N-PB Wert (dessen Unsicherheitsbereich von 62 bis 82 Mt N_r pro Jahr reicht) auf die gesamte landwirtschaftliche Fläche bzw. Ackerfläche verteilt. Aus der Division des globalen PB Wertes durch die globale Ackerfläche ergibt sich eine **zulässige biologische Fixierung und Düngeranwendung von Stickstoff in Höhe von 41 bis 55 kg ha⁻¹ yr⁻¹**. Deren Einhaltung bzw. Überschreitung ist in Abbildung 1 räumlich explizit dargestellt.

Abbildung 1: Kritikalität der gegenwärtigen biologischen Fixierung und Düngeranwendung von Stickstoff auf Ackerflächen, gemäß einheitlich flächenbezogen herunterskalierter N-PB. NB: der Begriff „application“ wird hier ungenau verwendet.



© Steffen et al. 2015, SI

Unschwer zu erkennen sind die hotspots der biologischen Fixierung und Düngeranwendung von N_r in Deutschland und Europa (sowie in Nordamerika, China und Indien). Die PBs, in ihrer Funktion als vereinfachte Darstellung komplexer Umweltprozesse und -grenzen, erheben nicht den Anspruch vollständiger und endgültiger Quantifizierung, sondern stellen lediglich erste Abschätzungen kritischer Umweltgrenzen im globalen Maßstab dar. Dies wird im Falle von Stickstoff z.B. daran deutlich, dass Steffen et al. (2015) die N-PB nicht in Hinblick auf umweltrelevante Freisetzung von Überschüssen (in Deutschland zur Zeit knapp 100 kg ha⁻¹ yr⁻¹, UBA 2015a), sondern in Form absoluter landwirtschaftlicher Fixierungs- und Anwendungsraten („additional industrial & biological fixation“) definiert haben. Diese liegen, wie in Kapitel 1 dargestellt, um fast die Hälfte höher als die Überschüsse.

Bei einer Ackerfläche Deutschlands von ca. 12 Mha (knapp 1% der globalen Ackerfläche, FAOSTAT) entspricht die Erzeugung von 41 kg N_r ha⁻¹ einer maximal zulässigen Gesamtmenge von ca. 0,5 Millionen Tonnen (Mt) reaktiven Stickstoffs¹¹. **Der für Deutschland herunterskalierten N-PB (0.5 Mt) steht eine tatsächliche biologische Fixierung und Düngieranwendung in Deutschland von 2,3 Mt N_r gegenüber** („beabsichtigte“ zusätzliche anthropogene Erzeugung reaktiven Stickstoffs über Mineraldünger (1,8 Mt), -, biologische N-Fixierung (0.2 Mt)¹² und Futtermittelimporte (0.3 Mt)- UBA 2015a). Wenn, wie in Kapitel 1 dargestellt, ca. 2/3 der erzeugten und angewendeten Menge reaktiven Stickstoffs, also ca. 1,5 Mt, nicht in Marktprodukten, sondern als Überschüsse in die Umwelt freigesetzt werden, würde die vom SRU (2015) geforderte Reduzierung des N-Überschusses um 50% (von gegenwärtig knapp 100 auf zukünftig 50 kg ha⁻¹) einer Reduktion der gegenwärtigen Erzeugung und Anwendung von 2,3 Mt um ca. 0,8 Mt bzw. einer verbleibenden Erzeugung von ca. 1,5 Mt entsprechen, also einem Wert der immer noch um 200% über der herunterskalierten N-PB liegt.

Zusätzlich zu der bis hierher geschilderten gleichmäßigen Verteilung des globalen Grenzwerts auf alle Länder, könnten andere Verteilungskriterien für die Operationalisierung der PB herangezogen werden, z.B. **historische N-Freisetzen**, sofern es sich um persistente Verbindungen handelt, die in der Umwelt akkumulieren. Beständige N-Verbindungen sind zum einen N₂O, das in der Atmosphäre eine Verweildauer von mehr als 100 Jahren hat, und zum anderen längerfristig im tiefen Grundwasser oder in Sedimenten festgelegtes N_r, dessen Verweildauer je nach Dynamik über 500 Jahre betragen kann (Grundwasser kann somit auch noch lange nach Ende der ursprünglichen anthropogenen Freisetzung weiter Stickstoff in die Flüsse und damit auch in die Küstenzonen eintragen). N-Verbindungen in den übrigen Umweltkompartimenten haben zumeist nur eine sehr kurze Lebensdauer und sind somit für eine mögliche historische Verantwortung irrelevant. Die erforderlichen Daten sind jedoch noch nicht global konsistent verfügbar, so dass die Berücksichtigung „historischer Schulden“ bei der Verteilung des global erlaubten Wertes auf einzelne Länder zur Zeit noch nicht möglich ist.

Im Prinzip wäre auch ein weiteres Herunterskalieren der ermittelten Länderwerte für die erlaubte N-Freisetzung auf die sub-nationale Skala wünschenswert, um unterschiedlichen kontext-spezifischen Vorbelastungen und Vulnerabilitäten von Böden, Gewässern und Ökosystemen in verschiedenen Landesteilen Rechnung zu tragen. Aber auch dafür fehlt es noch an flächendeckenden konsistenten Daten. Absolute Länderwerte wie sie hier vorgeschlagen werden, sind vor allem dann zielführend wenn es um kumulative großmaßstäbige und internationale Umweltauswirkungen, wie die von N-Einträgen in die Ost- oder Nordsee oder Beiträge zum Klimawandel, geht.

2) Downscaling auf pro-Kopf Werte und produktionsbezogenes (territoriales) benchmarking

Das *downscaling* der PB relativ zur jeweiligen Bevölkerung (pro Kopf) nimmt stärker Bezug auf die Bevölkerungsdichte und damit auch auf die Ernährungssicherheit, als es die o.g. Länderwerte tun. Eine global einheitliche pro-Kopf Allokation globaler Maximalwerte, d.h. gleiche Emissionsrechte für alle, sind auch in anderen Fällen (z.B. in den Klimaverhandlungen) zur Anwendung gekommen. Im Falle der N-PB von 62 Mt N_r pro Jahr, ergibt die gleichmäßige Verteilung auf ca. 7 Milliarden Menschen eine **zulässige pro-Kopf N-Erzeugung und Anwendung in der Landwirtschaft von 8,8 kg pro Jahr**¹³. Diesem pro-Kopf Grenzwert steht in Deutschland ein **Ist-Wert von fast 30 kg** gegenüber (die o.g. 2,3 Mt geteilt durch 80 Millionen Einwohner). Pro-Kopf gerechnet ergibt sich damit ebenfalls eine ca.

¹¹ Während sich die N-PB lediglich auf Ackerflächen bezieht, wird in Deutschland (anders als in den meisten anderen Weltregionen) Stickstoff auch auf Weideflächen ausgebracht. Die gesamte landwirtschaftliche Fläche Deutschlands beträgt ca. 17 Mha.

¹² Hierin ist in der für Deutschland genannten Zahl allerdings auch die Fixierung durch andere, nicht landwirtschaftliche Ökosysteme enthalten.

¹³ Abnehmend mit weiter wachsender Weltbevölkerung.

200%ige Überschreitung der herunterskalierten N-PB. Die hier ermittelte Überschreitung der N-PB (deren Definition auf der Vermeidung von Schädwirkungen in Gewässern beruht) manifestiert sich auch auf der regionalen Ebene, weshalb die Europäische Kommission Deutschland vor dem Gerichtshof der EU verklagt, weil es versäumt hat, strengere Maßnahmen gegen die Gewässerverunreinigung durch Nitrat zu ergreifen. (Pressemitteilung der Europäischen Kommission vom 28. April 2016). Entscheidend beim PB downscaling und benchmarking ist eine Abstimmung der verschiedenskaligen Grenzwerte aufeinander. Zahlreiche andere europäische Länder sowie China, Indien, Brasilien, Indonesien und andere weisen ähnlich hohe pro-Kopf Werte auf wie Deutschland (Nykvist et al., 2013). Dies wird auch durch das *N-footprint network*, z.B. von Leach et al. (2012) bestätigt.

Die meisten Länder Sub-Sahara Afrikas hingegen haben landwirtschaftliche N-Freisetzungsraten von weniger als 2 kg pro Kopf und Jahr (Nykvist et al. 2013) - was oft einer Verarmung der Böden (*nutrient mining*) und einer unzureichenden Nahrungsmittelproduktion und prekären Ernährungslage führt. In diesen Ländern ist also eine Erhöhung der biologischen N-Fixierung und Düngereinsatz erforderlich, was für die Einhaltung der globalen N-PB noch stärkere Reduktionsverpflichtungen der übrigen Länder bedeutet. Die extremen nationalen Unterschiede bei der Über- (oder Unter-)schreitung der herunterskalierten N-PB haben also auch eine ethische Dimension für das *downscaling* und Verteilen der globalen Leitplanke bzw. PB auf einzelne Länder, mit Bezug auf das Recht auf angemessene Ernährung für alle.

Wichtig aus Ernährungssicht ist in diesem Zusammenhang, dass die WHO eine Aufnahme von ca. 3 kg N (in Form von Proteinen und Aminosäuren) pro Kopf und Jahr empfiehlt (WHO 2007). Dieser Wert ist mit der landwirtschaftlichen N_r-Erzeugung über die Effizienz der Stickstoffnutzung (*Nitrogen Use Efficiency, NUE*) in allen Schritten entlang der Wertschöpfungskette verknüpft. Je höher diese NUE, desto mehr des angewendeten N wird in Produkte umgesetzt und genutzt bzw. vom Menschen aufgenommen, und desto weniger wird in die Umwelt freigesetzt. In Deutschland werden – wie oben beschrieben – weniger als 20% der in der Landwirtschaft erzeugten und angewendeten Menge Stickstoffs durch den Menschen mit Nahrungsmitteln aufgenommen. Der NUE kommt damit eine zentrale Rolle bei der Einhaltung der N-PB bei gleichzeitiger Ernährungssicherung zu. Die aufgeführten pro-Kopf Allokationen der N-PB sind „produktionsbezogen“, d.h. sie beschränken sich auf die territoriale landwirtschaftliche N_r Erzeugung und Anwendung innerhalb des jeweiligen Landes, ohne die mit Importen verbundenen Freisetzungen zu berücksichtigen.

3) Downscaling auf pro-Kopf Werte und konsumbezogenes benchmarking

Eine konsumbezogene Berechnung berücksichtigt zusätzlich zur produktionsbezogenen (territorialen) N_r Erzeugung und Freisetzung im Inland auch die mit Importen von Nahrungs- und Futtermitteln verbundene Mengen die im Ausland erzeugt und freigesetzt werden. In Anbetracht der rasch wachsenden Importe und auch Nettoimporte von Nahrungs- und Futtermitteln durch Deutschland und Europa (s. z.B. von Witzke et al., 2010, Lugschitz et al. 2011), wird die externe, in den Produktionsländern bei der Exportproduktion anfallende N-Freisetzung und die damit verbundene dortige Umweltauswirkung zunehmend wichtiger. Wenn diese mit dem deutschen oder europäischen Konsum verbundenen externen Mengen zusätzlich zu den nationalen territorialen Werten berücksichtigt werden, fallen die Überschreitungen der herunterskalierten N-PB bzw. die Beiträge zur Überschreitung der globalen N-PB noch deutlicher aus als unter 1) und 2) dargestellt. Gleichzeitig erhöht die N-Zufuhr mit Futtermittelimporten die N-Überschüsse in der Landwirtschaft und letztlich in der Umwelt hierzulande weiter. Futtermittelimporte sind in Deutschland für 10% der Gesamtfreisetzung von N_r in die Umwelt verantwortlich, europaweit für 2% (UBA 2015).

Für die Quantifizierung von Fernwirkungen nationaler Konsummuster über den Welthandel, d.h. die Externalisierung von N-Freisetzung und Umweltauswirkungen werden v.a. *sogenannte environmentally extended Multi-Regional Input-Output (MRIO)* Modelle verwendet (siehe z.B. Wiedmann et al.

2013, Tukker et al. 2014). Damit lassen sich konsistent konsumbezogene interne und externe *footprints* bestimmen. Diese erfassen die gesamten internationalen Produktions- und Wertschöpfungsketten vom Feld bis zum Konsumenten. Galloway et al. (2014) und das *N-footprint tool* (www.n-print.org) weisen ebenfalls darauf hin, dass konsumbezogene *N-footprints* für Europa deutlich höher ausfallen als rein territoriale oder produktionsbezogene¹⁴.

Erste Berechnungen zu konsumbezogenen *N-footprints* Deutschlands durch Eggers (2016) ebenfalls mittels MRIO, weisen darauf hin, dass der externe, also im Ausland wirksam werdende Anteil des konsumbezogenen *N-footprints* fast doppelt so hoch ist wie der interne Anteil. Dieses Ergebnis ist konsistent mit den Berechnungen zu anderen landwirtschaftlichen *footprints* bzw. inputs, nämlich Land und Wasser (Hoff et al. 2014). Das heißt, ein großer (und vermutlich weiter wachsender) Teil des Drucks deutscher Konsummuster auf die entsprechenden N-, Land- und Wasser-PBs erwächst nicht in Deutschland selber, sondern in anderen Ländern, bei der Exportproduktion für den deutschen Konsum. Entsprechend **fällt Deutschlands nationale Reduktionsverpflichtung bei Anrechnung seiner extern verursachten Erzeugung von N_r noch stärker aus**, als dies unter 1) und 2) dargestellt worden ist. Vorschläge dazu bedürfen allerdings noch einer weiteren detaillierten und soliden quantitativen Analyse von konsumbezogenen *N-footprints* für Deutschland.

Aus solchen MRIO Analysen, in Kombination mit landwirtschaftlichen Produktivitätsdaten und N-Intensitäten der Produktion in den jeweiligen Erzeugerländer, lassen sich auch Möglichkeiten ableiten, wie sich Produktions- und Handelsmuster so optimieren ließen, dass der Druck auf die jeweilige PB minimiert wird. Dabei müssen aber auch kontext-spezifische relevante Umwelteigenschaften berücksichtigt werden, im Falle von Stickstoff z.B. bestehende Vorbelastungen und die Vulnerabilität von Böden, Gewässern und Ökosystemen (die grünen Regionen in Abb. 1 zeigen lediglich an, dass dort die einheitlich herunterskalierte PB noch nicht überschritten ist. Das bedeutet nicht unbedingt, dass dort keine lokalen N-Grenzwerte überschritten werden). Weiterhin ist bei solchen Überlegungen zu berücksichtigen, dass sich je nach PB unterschiedliche Lösungen bzw. räumliche Muster für die Optimierung ergeben können. So haben Dawkins et al. (2016) z.B. festgestellt, dass Deutschland Soja z.T. aus wasserknappen Regionen Brasiliens importiert, so dass eine weitere Steigerung der dortigen Exportproduktion (die aus Sicht der N-PB möglicherweise sinnvoll erscheint) zu einer weiteren Verschärfung der Wasserknappheit führen dürfte.

Zusätzlich zu den unter 1), 2) und 3) genannten biophysikalischen Kriterien für das *downscaling* und benchmarking der N-PB, können auch sozio-ökonomische, ethische und normative Aspekte berücksichtigt werden (die z.T. oben auch schon genannt wurden), wie Ernährungssicherheit, realistische und faire Allokationsregeln für globale PB Werte (z.B. differenzierte pro-Kopf Werte) sowie auch historische „Schulden“ bzw. Beiträge zur heutigen Belastung mit persistenten Verbindungen. Damit werden Konzepte wie *equity*¹⁵, *fair shares* und *common but differentiated responsibility* wichtig. Wenn solche normativen oder ethischen Kriterien herangezogen werden, sind auch Zielkonflikte zwischen kurz- und langfristigen Zielen zu lösen, wie sie aus anderen internationalen Umweltabkommen oder -konventionen wie der Klimarahmenkonvention bekannt sind (siehe z.B. Raupach et al. 2014 oder Steininger et al. 2015). Hier lohnt sich eine gründliche Analyse der in anderen Bereichen gemachten Erfahrungen für den Stickstoffsektor.

¹⁴ Im Klimabereich werden neuerdings auch hybride *footprint*-Ansätze verfolgt, die zwischen produktions- und konsumbezogen liegen, siehe z.B. Kander et al. (2015). Deren Nutzbarkeit für Stickstoff ist zu prüfen.

¹⁵ *equity* Prinzipien können z.B. sein i) *egalitarian*: gleiche Rechte bzw. pro-Kopf Allokationen für alle, ii) *polluter pays*: stärkere (ggf. auch historische) Emissionen oder Nutzungen resultieren in höheren Reduktionsverpflichtungen, iii) *capacity*: besser ausgestattete / wohlhabendere Länder übernehmen größere Reduktionsverpflichtungen, iv) inter-generationelle Gerechtigkeit, v) status quo (*grandfathering*) Rechte.

Neben der Dynamik der PBs selber (als Teil der Erdsystemdynamik) lassen Trends wie Bevölkerungswachstum, sich ändernde Konsum- und Ernährungsmuster, landwirtschaftliche Transformation oder auch das weitere Anwachsen des Welthandels dynamische Regeln für das Herunterskalieren von PBs und damit das Setzen von nationalen N-bezogenen Umweltzielen – im Einklang mit nachhaltigen Entwicklungszielen - sinnvoll erscheinen.

Unabhängig von gewählten Kriterien und Ansätzen für das *downscaling* und *benchmarking* der N-PB auf die nationale Ebene ist Ländern mit geringer landwirtschaftlicher Produktivität aufgrund geringen Düngereinsatzes und damit in Zusammenhang stehender Unterernährung eine Zunahme der N-Nutzung, d.h. ein höherer Anteil an der N-PB (62 Tg yr^{-1}) zuzugestehen. In Anbetracht der Tatsache, dass der Einsatz von Stickstoffdünger innerhalb und zwischen Weltregionen um einen Faktor 10 und mehr (pro Flächeneinheit) variiert (s.o.), weisen Steffen et al. (2015) und Mueller et al. (2014) darauf hin, dass in einer globalen N-Umverteilung (weg von Überschuss- hin zu Defizitgebieten) erhebliche **Chancen** liegen, die Ernährung der Weltbevölkerung bei gleichzeitiger Reduktion der Gesamtumweltbelastung (und Einhaltung der N-PB) zu sichern. Van Grinsven et al. (2013) argumentieren analog für eine Umverteilung von landwirtschaftlicher Produktion innerhalb Europas. Die praktische Umsetzung solcher Überlegungen würde allerdings eine Reihe von gravierenden Maßnahmen erfordern, insbesondere neue Formen der Kooperation und zusätzliche Nachhaltigkeitskriterien für den Welthandel, aber auch Steigerungen der *Nitrogen Use Efficiency* (NUE) und Reduktionen von Verlusten entlang der gesamten Wertschöpfungskette (siehe dazu Bodirsky et al., 2013).

3 Verwendbarkeit vorhandener Grenzwerte und der Planetary Boundary als Grundlage für die Bestimmung integrierter nationaler Stickstoffziele

Integrierte nationale Umweltziele müssen die Multi-Dimensionalität des Stickstoffs entlang der jeweiligen Umweltpfade und der Stickstoffkaskade abbilden. Dazu müssen diese Ziele sowohl mit vorhandenen anderen nationalen Umweltzielen („horizontal“) konsistent sein (und diese ggf. aktualisieren), als auch mit regionalen und internationalen Umweltzielen („vertikal“), hier v.a. mit EU-Zielen, aber auch mit globalen Zielen und Leitplanken, insbesondere der N-PB in ihrer herunterskalierten Form (siehe Kapitel 2). Integrierte Stickstoffziele anderer Länder können für die Bestimmung nationaler Ziele ebenfalls herangezogen werden (siehe z.B. de Vries 2001 und Erisman 2001¹⁶ für die Niederlande).

Vorhandene Stickstoff-Ziele für die verschiedenen Umweltmedien sind:

1) Land und terrestrische Ökosysteme

- ▶ N-Überschuss auf landwirtschaftlichen Flächen $< 70 \text{ kg ha}^{-1}$ im Fünfjahresmittel 2028-2032, gemäß der Deutschen Nachhaltigkeitsstrategie (Bundesregierung 2017); der N-Überschuss liegt gegenwärtig in Deutschland bei knapp 100 kg (im Fünfjahresmittel 2008-2012: 95 kg , Jahreswert 2014: 84 kg , europaweit bei ca. 50 kg)
- ▶ **N-Überschuss auf landwirtschaftlichen Flächen $< 50 \text{ kg ha}^{-1}$** , gemäß **SRU/UBA-Vorschlag**, entspricht einer Reduktion um $0,8 \text{ Mt}$ pro Jahr (von $2,3$ auf $1,5 \text{ Mt}$) (SRU 2015; UBA 2015a)
- ▶ N-Ausbringung $< 120\text{-}150 \text{ kg ha}^{-1}$ (EU Verordnung über tierische Nebenprodukte 1774/2002)
- ▶ N-Ausbringung mit Dung $< 170 \text{ kg ha}^{-1}$ (EU Nitrat Richtlinie 91/676/EEC)

¹⁶ die eine 50-70% Reduktion des Stickstoffinputs in der Landwirtschaft für erforderlich halten.

- ▶ **Reduktion von Ammoniak um -39% und von Stickstoffoxiden um -69%** ab 2030 gegenüber 2005; ausgehend von jährlichen NH_3 -Emissionen von ca. 0,6 Mt und NO_x Emissionen von ca. 1,2 Mt in Deutschland (UBA 2015c), bedeutet dies eine Reduktion von 0,45 Mt N pro Jahr, wovon NH_3 -N knapp 0,2 Mt und NO_x -N gut 0,25 Mt ausmacht (**EU Richtlinie über nationale Emissionshöchstmengen (emission ceilings directive)**, 2003/35/EC, Umrechnungsfaktoren von NH_3 in N und von NO_x in N aus UBA 2009)
- ▶ Minderung des Anteils der Ökosystemflächen, die von Eutrophierung betroffen sind, um 49 % (Europäische Kommission 2005)
- ▶ Flächenanteil der ökologischen Landwirtschaft von 20% gemäß der Deutschen Nachhaltigkeitsstrategie (Bundesregierung 2017)
- ▶ “By 2020, pollution, including from excess nutrients, has been brought to levels that are not detrimental to ecosystem function and biodiversity” (globales Aichi target der Biodiversitätskonvention)

2) Wasser, Gewässer und aquatische Ökosysteme

- ▶ 75%ige Eliminierung von Stickstoff in Kläranlagen (EU Abwasserrichtlinie EEC 1991)
- ▶ 50 mg $\text{NO}_3 \text{ l}^{-1}$ bzw. 11,3 mg N l^{-1} (WHO Richtlinie für Trinkwasser)
- ▶ Guter Gewässerzustand (EU Wasserrahmenrichtlinie)
- ▶ **< 2,6 und 2,8 mg N l^{-1} in Küstengewässern**, gemäß **Verordnung zum Schutz der Küstengewässer (BLMP 2011)**
- ▶ Minderung der deutschen Stickstoffeinträge in die Ostsee um 12 % bis 2021, HELCOM, Übereinkommen zum Schutz der Meeresumwelt des Ostseegebietes (1992)
- ▶ Ostseeweite Einträge < 0,8 Mt N pro Jahr, was für Deutschland einer anteiligen Reduktion von weniger als 0,01 Mt pro Jahr bzw. ca. 10% der gegenwärtigen nationalen Einträge entspricht (Ostseeaktionsplan, 2007)
- ▶ „Regional abgestimmte Stickstoffminderungsziele für die Nordsee in Analogie zu den Minderungszielen für die Ostsee“ gemäß SRU N-Gutachten (die deutschen Einträge in die Nordsee liegen um einen Faktor 10 höher als die in die Ostsee)
- ▶ **Minderung der deutschen N-Flüsse in die Nordsee um 30 – 48 % bis 2021**, dies entspricht bei gegenwärtigen Frachten von ca. 0,215 Mt einer Reduktion um 0,065 – 0,1 Mt N pro Jahr (**BLMP 2011**)

Zahlreiche der oben genannten, bereits gültigen Umweltziele werden bislang nicht erreicht (Implementierungsdefizit), so dass es in der nationalen Stickstoffstrategie gleichermaßen um die Setzung neuer (vertikal und horizontal) integrierter Ziele, wie auch um die Umsetzung bereits bestehender Ziele gehen sollte. Nur wenige der oben genannten nationalen und regionalen Umweltziele lassen sich direkt mit der herunterskalierten N-PB (siehe Kapitel 2) vergleichen oder auf diese abstimmen¹⁷. Dies hat zum einen mit der Herleitung der PBs zu tun (diese beziehen sich auf die Funktionsfähigkeit des Erdsystems, nicht auf spezifische lokale oder nationale Umweltziele), zum anderen aber auch mit der Komplexität des Stickstoffkreislaufs und der entsprechenden Schwierigkeit, die aus der N-Freisetzung resultierenden Transporte, Reaktionen, Konzentrationen und Auswirkungen verschiedener N-Verbindungen in den jeweiligen Umweltkompartimenten quantitativ darzustellen. Die in der obenstehenden Liste fettgedruckten Umweltziele geben erste Anhaltspunkte für eine mögliche Abstimmung bzw. vertikale Integration mit der herunterskalierten N-PB:

¹⁷ Die Notwendigkeit der Harmonisierung von Nachhaltigkeitszielen über die verschiedenen räumlichen Skalen hinweg, findet sich z.B. auch bei der Implementierung der Sustainable Development Goals

- ▶ die Verringerung des N-Überschusses auf landwirtschaftlichen Flächen auf $< 50 \text{ kg ha}^{-1}$, gemäß SRU/UBA-Vorschlag, entspricht einer Reduktion der absoluten N_r Erzeugung in der deutschen Landwirtschaft von ca. 2,3 auf 1,5 Mt N_r und verfehlt damit die herunterskalierte N-PB (maximal 0,5 Mt) pro Jahr bei weitem;
- ▶ die Werte der EU Richtlinie über nationale Emissionshöchstmengen (Reduktion von Ammoniak um -39% und von Stickstoffoxiden um -69%) entsprechen einer Reduktion in Deutschland um ca. 0,45 Mt N_r pro Jahr; ein Großteil dieser zu reduzierenden Emissionen stammt allerdings aus der Landwirtschaft, so dass die Umsetzung des SRU/UBA Vorschlags sich mit dieser EU Richtlinie überschneidet und die beiden Reduktionswerte nicht einfach aufsummiert werden können;
- ▶ die Grenzwerte von 2,6 bzw. 2,8 mg $N \text{ l}^{-1}$ zum Schutz von Küstenökosystemen liegen deutlich höher als der der N-PB zugrunde liegende Wert für Oberflächengewässer von 1.0 mg l^{-1} (de Vries et al. 2013). Auch wenn kein direkter Vergleich dieser beiden Werte möglich ist, deutet sich auch hier eine stärkere Reduktionsverpflichtung aus Sicht der N-PB an. Auch dieser Grenzwert überschneidet sich mit der Reduktion landwirtschaftlicher N-Freisetzung, da ca. 1/3 der landwirtschaftlichen N-Freisetzung letzten Endes in die Küstengewässer gelangt (UBA 2105a).
- ▶ Minderung der deutschen N Flüsse in die Nordsee um 30 – 48 %, was einer Reduktion um 0,065 – 0,1 Mt N_r pro Jahr entspricht. Dieses Ziel ist v.a. durch Reduktion landwirtschaftlicher Einträge zu erreichen, und stellt daher keinen eigenständigen additiven Beitrag zur Einhaltung der N-PB, über den SRU/UBA Vorschlag ($< 50 \text{ kg ha}^{-1}$ Stickstoffüberschuss) hinaus, dar.

Aus diesem ersten Vergleich von vier bestehenden Umweltzielen mit der herunterskalierten N-PB lässt sich bei aller Komplexität des Stickstoffkreislaufs trotzdem gut erkennen, **dass die neu zu entwickelnden integrierten N-Ziele in Deutschland strikter gefasst** (und vor allem auch umgesetzt) **werden müssen, um den Ansprüchen der herunterskalierten N-PB zu genügen**. Dies gilt umso mehr, wenn die externe N-Erzeugung und Freisetzung im Ausland für den deutschen Konsum (Nettoimporte), mit auf Deutschlands Budget angerechnet berücksichtigt wird (siehe konsumbasierte pro Kopf Werte in Kapitel 2).

Landwirtschaftliche Importe (v.a. von Futtermitteln) sind, über Ihre externen Auswirkungen auf die N-PB hinaus, innerhalb Deutschlands für 12% der Stickstoffzufuhr in den Agrarsektor verantwortlich (UBA 2015b). Dies unterstreicht die Notwendigkeit, die mit Importen verbundenen Stickstoffflüsse in der deutsche Stickstoffstrategie zu berücksichtigen.

Als Nettoexporteur von gasförmigen N_r -Verbindungen über Atmosphärentransporte (0,3 – 0,4 Mt N pro Jahr, UBA 2015a, Leip et al. 2011) kann Deutschland zudem durch die o.g.nationalen Emissionsreduktionen zur Einhaltung der herunterskalierten N-PB und von Stickstoffzielen in anderen Ländern und Regionen beitragen.

Vertikale Integration nationaler Umweltziele mit der N-PB und den o.g. EU-Zielen bedeutet auch, einen Einzugsgebiets-Ansatz zu verfolgen, welcher N- (und P-) Zuflüsse so begrenzt, dass anoxische Zustände in Küstengewässern und Meeren vermieden oder rückgängig gemacht werden. Dies erfordert die Abstimmung mit allen Anrainern in Hinblick auf differenzierte kontext-spezifische N-Freisetzungsgrenzen und entsprechende internationale Politikkohärenz. Das UBA schlägt dazu vor, entsprechende Grenzwerte in der Oberflächengewässer VO festzuschreiben (Geupel pers. comm.).

Um der besonderen Kritikalität von N_r in Gewässern (siehe Kapitel 1) Rechnung zu tragen, schlagen Nykvist et al. (2013) vor, DIN (*dissolved inorganic nitrogen*) als Universalindikator für Wasserqualitätsziele zu verwenden (nach welchem der Rhein laut Liu et al., 2012, mit zu den international am stärksten verschmutzten Gewässern gehören würde).

Da die Umweltauswirkungen von reaktivem Stickstoff sehr kontext-spezifisch sind, ist ein weiteres **downscaling** globaler und nationaler Grenzwerte **auf die subnationale Ebene** sinnvoll. Auf sub-nationaler Ebene sind zusätzliche, **lokale kontext-spezifische Umwelteigenschaften** zu berücksichtigen.

Für Böden können dies beispielsweise die Pufferkapazität gegenüber Versauerung, Denitrifikationsraten oder N-Rückhaltevermögen bzw. Auswaschungsraten (und damit Einträge ins Grundwasser) sein: je nach lokalen Bodeneigenschaften, z.B. Sand- oder Wassergehalt oder Durchwurzelungstiefe, wären dann nationale Umweltziele (wie z.B. das SRU/UBA Ziel von 50 kg N Überschuss pro ha) entsprechend räumlich differenzierter darzustellen. Andere kontext-spezifische Kriterien können z.B. sein: Vorbelastungen bzw. lokale *hotspots*, die Selbstreinigungskapazität aufnehmender Gewässer, die Vulnerabilität von Ökosystemen gegenüber erhöhten N-Konzentrationen oder auch agro-ökologische Bedingungen und Produktivität. Solch eine kontext-spezifische kleinräumige Differenzierung von Umweltzielen kann auch für kurzlebige gasförmige N-Verbindungen sinnvoll sein, wenn sich diese aufgrund ihrer kurzen Lebensdauer nicht gleichförmig in der Atmosphäre verteilen.

Aus den bisherigen Kapiteln wird deutlich, dass parallel zur (Weiter-)entwicklung der Stickstoffstrategie **begleitende Forschung** auf allen Ebenen erforderlich ist: zum einen ist das Verständnis von Transport, Reaktionen, Umwandlungen Wechselwirkungen und Auswirkungen verschiedener N-Verbindungen in der Umwelt zu verbessern, um eine bessere Vergleichbarkeit und Abstimmung der verschiedenen Umweltziele (und bestehender Zielkonflikte bzw. *tradeoffs*) in den jeweiligen Umweltkompartimenten und über alle Skalen hinweg zu ermöglichen und ein *pollution swapping* (eine Verschiebung der Verschmutzung in andere Umweltkompartimente) zu vermeiden; zum anderen ist eine verbesserte Quantifizierung der stickstoffbezogenen internationalen Auswirkungen deutscher Konsummuster und Importe erforderlich; und schließlich ist eine Abschätzung der wichtigsten und effektivsten Interventionsmöglichkeiten Deutschlands im Sinne der N-PB (sowie anderer globaler Grenzwerte und Umweltziele) vorzunehmen, z.B. in den Bereichen Agrar- und Handelspolitik, aber auch Änderungen deutscher Konsummuster. Für die integrierte Stickstoffstrategie sollte der gleiche „Dreiklang“ wie für die nationale Implementierung der *Sustainable Development Goals* (SDGs) gelten, nämlich einer Umsetzung der Ziele 1) national innerhalb der Landesgrenzen, 2) international durch Verminderung der externen auf deutschen Konsummustern und Importen beruhenden *footprints*, und 3) international durch Kooperation in den Bereichen Entwicklungszusammenarbeit, Investitionen und Wissens- und Technologietransfer.

Kurz zu erwähnen sind hier auch die möglichen **positiven Umweltauswirkungen** von Stickstofffreisetzungen, v.a. der Düngungseffekt und die entsprechend erhöhte pflanzliche Nettoprimärproduktion, auch in nicht landwirtschaftlichen Ökosystemen¹⁸ und damit einhergehende stärkere Kohlenstoffsequestrierung (einschließlich biomasse-basiertes Carbon Capture & Storage - CCS, das gegenwärtig auch stickstofflimitiert ist, siehe z.B. Smith and Torn 2013). Dieser Effekt kann zunächst die Klimaerwärmung verlangsamen (*cooling effect*). Ebenso können die Bildung N-haltiger Aerosole, der N_r-bedingte Abbau von Methan und die verminderte Treibhausgas-Freisetzung aus der Viehwirtschaft aufgrund N-haltiger Futtermittel die Klimaerwärmung verlangsamen. Erisman et al. (2011a) gehen davon aus, dass diese kurzfristigen Kühleffekte gegenwärtig die N-bedingte Klimaerwärmung (v.a. über das Treibhausgas N₂O) in etwa ausgleichen. Die wesentlich längere Lebensdauer und höhere Klimawirksamkeit von N₂O lässt jedoch ein Aufrechnen von Kühl- und Erwärmungseffekten verschiedener N-Verbindungen gegeneinander und die Berücksichtigung dieser positiven Umweltauswirkungen bei der Setzung von N-bezogenen Umweltzielen nicht angeraten erscheinen.

¹⁸ Dies ist z.B. für die immer zahlreicher werdenden nationalen Bioökonomie- und Biomassestrategien von Bedeutung.

4 Übersicht über relevante Modelle zur Unterstützung integrierter N-Umweltziele

Wie zuvor dargestellt, besteht die zentrale Herausforderung bei der Entwicklung und Begründung von horizontal und vertikal integrierten Umweltzielen darin, alle wichtigen Bestandteile des komplexen N-Kreislaufs von seinen Quellen über die Umweltpfade und (z.T. systemischen) Reaktionen und Wechselwirkungen der verschiedenen Stickstoffverbindungen bis hin zu den Auswirkungen auf Mensch und Umwelt zu erfassen und die Ziele entsprechend evidenzbasiert zu formulieren und schließlich zu implementieren.

Simulationsmodelle werden eingesetzt, wenn räumliche oder zeitliche Einschränkungen bezüglich der Verfügbarkeit von Beobachtungsdaten bestehen, sowie auch zur Verbesserung des Verständnisses der Prozesse und Wirkungszusammenhänge. Insbesondere lassen sich mit Hilfe von Modellen die Auswirkungen und Wechselwirkungen verschiedener Triebkräfte, Interventionen und Grenzwerte und die entsprechenden Umweltsystemantworten simulieren und entsprechende Zukunftsszenarien erstellen. Unter dem Gesichtspunkt der vertikalen Integration, für welche die Nutzung der PB bei der Erstellung der nationalen Stickstoffstrategie v.a. steht, können Simulationsmodelle skalenübergreifende systemische Antworten auf die Implementierung von Umweltzielen mittels entsprechender Maßnahmen, einzeln und in Kombination, abschätzen. Dazu gehören auch die Beiträge zur Einhaltung bzw. Überschreitung der N-PB.

Entsprechend der Komplexität des Stickstoffkreislaufs sind für solche Abschätzungen horizontal und vertikal integrierte Modelle erforderlich. Im Rahmen dieses Input Papers ist keine eigenständige Stickstoffmodellierung möglich, sondern es kann nur übersichtsartig dargestellt werden, welche Arten von Modellen sich eignen, um integrierte Simulationen des Umweltverhaltens verschiedener Stickstoffverbindungen in verschiedenen Umweltkompartimenten (und der Stickstoffkaskade) durchzuführen und dabei die Wirksamkeit von Umweltzielen in Hinblick auf die menschliche Gesundheit, die Erhaltung der Umweltqualität und die Einhaltung der N-PB (sowie umgekehrt Einschränkungen, welche aus der N-PB erwachsen) zu untersuchen.

Folgende Klassen von Modellen zur Stickstoffmodellierung lassen sich unterscheiden:

1. Globale Langzeit-, Erdsystem- und Szenarienmodelle, welche Triebkräfte von N-Emissionen wie Nachfrageänderungen und Auswirkungen von großmaßstäbigen Anpassungsmaßnahmen darstellen. Dazu gehören z.B. das PBL Image Modell und das PIK MagPie Modell
2. Impaktmodelle wie z.B. das PIK LPJmL Modell, welches die großmaßstäbigen Wechselwirkungen von Stickstoff mit natürlicher und landwirtschaftlicher Vegetation konsistent mit Wasser und Kohlenstoffflüssen darstellt,¹⁹ aber auch Modelle, welche diese spezifisch für bestimmte Landschaften, Einzugsgebiete oder terrestrische oder aquatische Ökosysteme (z.B. das PIK SWIM Modell) oder auch die Auswirkungen auf die menschliche Gesundheit darstellen
3. Transport- und Reaktionsmodelle, welche Umweltpfade und Reaktionen und Umwandlungen von Stickstoffkomponenten darstellen (z.B. das WUR Miterra Modell);
4. Integrierte Managementmodelle wie IASA GAINS und das Thünen RAUMIS Modell, welche auch Mitigationsmaßnahmen mit darstellen und oft in der Politikberatung eingesetzt werden, so z.B. GAINS in der Klimapolitik und RAUMIS in der Agrar- und Umweltpolitik.

Wie bereits vom UBA (2014) festgestellt, kann keines der verfügbaren Modelle die Vielzahl der Reaktionen und Wirkungspfade in allen Umweltkompartimenten und auf allen räumlichen Skalen umfassend simulieren. Für die evidenzbasierte quantitative und räumlich explizite Begründung einer integrierten

¹⁹ Andere globale Vegetationsmodelle (wie das Orchidee Modell) beschränken sich zumeist auf natürliche Vegetation.

Stickstoffstrategie im Kontext der N-PB ist daher zum einen eine Weiterentwicklung integrierter Modelle, zum anderen eine kombinierte Anwendung von verschiedenen Modellen der o.g. Klassen (*coupling* oder *soft-coupling*), erforderlich. Hierbei sind z.T. sehr unterschiedliche räumliche und zeitliche Skalen zu überbrücken. Wichtig ist dabei eine Integration von bottom-up und top-down Ansätzen. Die Grundlagen dafür legt gegenwärtig vor allem eine Expertengruppe des International Nitrogen Management System (INMS),²⁰ welche auch eine integrierte internationale Stickstoffstrategie erarbeitet. Das INMS schlägt vor, die folgenden Modellklassen ergänzend bzw. in Kombination mit den oben genannten zu verwenden: hydrologische Modelle, Vegetationsmodelle, landwirtschaftliche Bodenqualitäts- und Ertragsmodelle, Livestock-Modelle, Wasserqualitätsmodelle, Emissionsmodelle für Luftschadstoffe, Luftqualitätsmodelle, Modelle der menschlichen Gesundheit.

Darüber hinaus sind zur Erfassung der Externalisierung von, N-Freisetzung und Umweltauswirkungen (externalisierter Druck auf die N-PB, ggf. auch andere PBs) durch den Welthandel zusätzlich *environmentally extended* multi-regionale *Input-Output* (MRIO) Modelle anzuwenden (siehe z.B. Wiedmann et al. 2013, Tukker et al. 2014).

Da die genannten Modelle laufend weiterentwickelt werden und sich damit die Simulation und Quantifizierung der relevanten Prozesse verbessert, sollte die nationale Stickstoffstrategie flexibel genug sein, um an den jeweils aktuellen Stand der Wissenschaft angepasst werden zu können („*adaptive management*“).

5 Darstellung der Stärken und Schwächen des PB Konzeptes im Hinblick auf Stickstoff-bezogene nationale Umweltziele

Die PBs beschreiben aus Sicht der Erdsystemwissenschaften großmaßstäbige Umwelt- und Nachhaltigkeitskriterien, die bei der Erarbeitung einer nationalen Stickstoffstrategie berücksichtigt werden sollten. Der risikobasierte Ansatz der PBs zielt darauf ab, innerhalb des *safe operating space* zu bleiben und die Überschreitung kritischer Grenzwerte mit nachteiligen Folgen für Mensch und Umwelt zu vermeiden.

Die Anwendung des PB-Konzepts und die ersten Ansätze zum *downscaling* der Stickstoff Leitplanke (siehe de Vries et al. 2013, Eggers 2016, Häyhä et al. 2016) erlauben es, die bereits in zahlreichen anderen Publikationen dargestellte horizontale Integration (zwischen N-Verbindungen, Umweltkompartimenten und Sektoren) um die vertikale Integration zwischen den verschiedenen räumlichen Skalen bzw. Levels zu ergänzen. Dabei stellt die Konsistenz von Umweltzielen über räumliche und auch zeitliche Skalen (Prozesse und Wechselwirkungen im Erdsystem und dessen Sub-Systemen erfolgen oft über wesentlich längere Zeiträume als lokale bis regionale Prozesse) eine erhebliche Herausforderung an Wissenschaft und Anwendung dar. Der integrative Ansatz des PB-Konzepts erlaubt die Erkundung möglicher Synergien und Zielkonflikte (*tradeoffs*), hier insbesondere vertikal zwischen nationaler, regionaler und globaler Skala und über Regionen hinweg und damit auch systemische Lösungen und verbesserte Politikkohärenz. Dabei werden auch Externalisierungseffekte, wie sie mit der Globalisierung und dem Welthandel verbunden sind, vom PB-Konzept konsistent mit erfasst.

Das den PBs inhärente **Vorsorgeprinzip** legt globale Umweltleitplanken so fest, dass auch unter Berücksichtigung aller Komplexitäten und Unsicherheiten Störungen des Erdsystems mit kritischen Auswirkungen auf den Menschen und die Umwelt nach Möglichkeit vermieden werden. Dieses Vorsorgeprinzip ist entsprechend auch auf die Operationalisierung (bzw. das *downscaling*) der N-PB für die nationale Stickstoffstrategie anzuwenden. Ein weiteres charakteristisches Element der PBs ist der starke

²⁰ www.inms.international/

Bezug auf die Biosphäre („*reconnecting to the biosphere*“), welcher insbesondere in der PB zu *biosphere integrity* zum Ausdruck kommt, aber auch allgemeiner durch den starken Bezug auf sozial-ökologische Systeme und Ökosystemdienstleistungen. Hierauf sollte, wie auch vom SRU (2015) gefordert, die nationale Stickstoffstrategie aufbauen.

Der im PB-Konzept für jede einzelne Leitplanke definierte *safe operating space* ist für die nationale integrierte Stickstoffstrategie anhand der N-PB multi-dimensional darzustellen: Dafür muss er konsistent für den deutschen Kontext und die verschiedenen Umweltkompartimente herunterskaliert und räumlich explizit gemacht werden, wobei sowohl horizontale als auch vertikale Wechselwirkungen zu berücksichtigen sind. Beim **Herunterskalieren** (*downscaling*) können verschiedene Verfahren angewandt werden, so z.B. ein Herunterskalieren **auf Länderwerte oder pro-Kopf Werte**. Bei letzterem sollten auch konsumbezogene externe Umweltauswirkungen mit berücksichtigt werden. Die Auswahl der Methode zur Allokation der PBs auf einzelne Länder oder Regionen hängt von der jeweiligen Anwendung und Zielsetzung sowie auch normativen und ethischen Kriterien ab. Je nach gewählter *downscaling* Methode und den dabei angewandten biophysikalischen, sozio-ökonomischen und ethischen Kriterien, könnte es also unterschiedliche PB-konforme nationale Umweltziele bzw. eine Spannbreite von Zielen geben (Häyhä et al. 2016). Diese sind gemeinsam mit den relevanten Stakeholdergruppen so abzuwägen, dass kontext-spezifische, aber gleichzeitig N-PB konforme Lösungen mit möglichst wenig Zielkonflikten (*tradeoffs*) gefunden werden. Wie in Kapitel 4 dargestellt, erwachsen weitere Unsicherheiten aus der Wahl der Simulationsmodelle, welche beim *downscaling* der PBs und ggf. der Szenarienerstellung zum Einsatz kommen. Über das *downscaling* auf die nationale Ebene hinaus, können weitergehende **sub-nationale Differenzierungen** sinnvoll sein, welche zusätzlich **kontext-spezifische Bedingungen** (z.B. Vorbelastungen, Pufferkapazitäten, Vulnerabilitäten etc.) berücksichtigen. Eine solche höhere räumliche Auflösung verhindert auch, dass lokale *hotspots* in Ländermittelwerten verloren gehen. Für diese feinere räumliche Differenzierung ist eine entsprechende umfassende und konsistente Datenbasis erforderlich, zu N-Emissionen und Immissionen (wie z.B. aus dem UBA PINETI Projekt²¹), aber auch zu Eigenschaften von Gewässern, Böden, (Agrar-) Ökosystemen und ggf. auch sozio-ökonomischen Bedingungen. Damit wird dann auch die konsistente Integration von top-down und bottom-up Ansätzen möglich.

Neben den methodischen **Unsicherheiten**, wie sie mit der Operationalisierung und dem *downscaling* der PBs einhergehen, sind auch die globalen PBs selber mit zahlreichen Unsicherheiten behaftet, z.B. bezüglich der Definition und genauen Lage der kritischen Grenzwerte, die den PBs zugrunde liegen (und die nicht empirisch ermittelt werden können) und der erforderlichen Sicherheitsabstände von diesen. Weitere Unsicherheiten im PB Konzept liegen in den (irreversiblen?) biophysikalischen und letztlich auch sozio-ökonomischen Reaktionen bei Überschreitung dieser Grenzwerte, den zeitlichen Dynamiken und verzögerten Antworten im Erdsystem (auch was das Wirksamwerden von Maßnahmen betrifft) und den Wechselwirkungen und Rückkopplungen (*feedbacks*) der PBs untereinander.

Eine weitere Kritik am PB-Konzept bezieht sich darauf, dass es den **natürlichen Erdsystemzustand als Referenz** verwendet und erlaubte anthropogene Abweichungen von diesem natürlichen Zustand aus definiert. Unter den Bedingungen des Anthropozäns reichte diese Referenz möglicherweise nicht mehr aus, heißt es in dieser Kritik. So muss z.B. für die Ernährung der Weltbevölkerung erheblich über die natürliche N-Fixierung hinausgegangen werden um die Nahrungsmittelproduktion entsprechend der wachsenden Nachfrage zu erhöhen. Dieser Kritik am natürlichen Referenzzustand ist am besten durch eine realistische Operationalisierung und ein entsprechendes räumlich explizites Herunterskalieren der globalen N-PB und durch Integration der herunterskalierten PB mit lokalen *bottom-up* Nachhaltigkeitskriterien (unter Einbeziehung der Ernährungssicherung) zu begegnen.

²¹ Pollutant INput and EcosysTem Impact.

Grundsätzlich beschreibt das PB-Konzept selber aber nur **wissenschaftlich abgeleitete biophysikalische Umweltleitplanken**, jenseits derer die Resilienz (Anpassungs- und Transformationsfähigkeit) und Funktionsfähigkeit des Erdsystems gefährdet sind. Das PB-Konzept nimmt keinen direkten Bezug auf sozio-ökonomische oder politische Nachhaltigkeitsziele oder *human securities* oder den Schutz menschlicher Gesundheit, welche (neben dem Schutz von Ökosystemen) ein zentrales Anliegen von integrierten Stickstoffzielen sein muss. Solche sozio-ökonomischen (bottom-up) Ziele müssen komplementär zu den PBs für die relevanten Skalen formuliert werden (siehe z.B. Raworth 2012, Cole et al. 2014, Dearing et al. 2014).

Zum Teil wird auch als Schwäche des PB-Konzepts genannt, dass es lediglich Leitplanken, jedoch **keine Lösungsansätze** (und auch keine Treiber des Wandels) darstellt. Jedoch ergibt sich aus dem PB Konzept die Notwendigkeit verbesserter Ressourceneffizienz, z.B. Stickstoffeffizienz, um die Einhaltung der Leitplanken bei gleichzeitiger Sicherung der menschlichen Bedürfnisse (*human securities*) zu gewährleisten (für eine detailliertere Darstellung siehe unten).

Stickstoff-Effizienz als Lösungsansatz

Im Rahmen eines Projektworkshops (Planetary Boundaries and Ressource Efficiency, 29. Februar 2016 in Potsdam) wurde die Komplementarität von PBs und Ressourceneffizienz herausgearbeitet: auf der einen Seite benötigen die PBs Lösungsansätze, wie z.B. verbesserte Ressourceneffizienz, auf der anderen Seite benötigen Ansätze zur Verbesserung der Ressourcennutzungseffizienz Grenzen wie die PBs, ohne die sie nachteilige Folgen haben können, wie der sogenannte *rebound* Effekt belegt (verbesserte Ressourceneffizienz führt u.U. zu insgesamt höherem Ressourcenverbrauch). So schlagen z.B. Sutton et al. (2013) als *aspirational goal* eine Erhöhung der **Stickstoffeffizienz** (oder *Nitrogen Use Efficiency* - NUE) um 20% vor. Das SDSN 2013 schlägt als Beitrag zur Erreichung der Sustainable Development Goals (SDGs) eine 30%ige Erhöhung der NUE über die gesamte Wertschöpfungskette vor. Auch die SDGs selber sehen (in target 8.4.) explizit die Erhöhung der Ressourceneffizienz vor, was auch zu *co-benefits* in anderen Sektoren führt. Anders als die übrigen Ressourceneffizienzen²², wie etwa die von Land, ist die NUE global jedoch seit Mitte des vergangenen Jahrhunderts global stark (um fast 50%) zurückgegangen (Bouwmann et al. 2011). Zu den Maßnahmen zur Steigerung der NUE, die in einer integrierten Stickstoffstrategie eine wichtige Rolle spielen sollte, gehören z.B.: *recycling, cascading resource use*, Rückgewinnung aus Abfallprodukten, *closing the loop, circular economy* und N-effizientere integrierte landwirtschaftliche Produktionssysteme (einschließlich Viehzucht). Dies kann z.B. über ökologische Landwirtschaft und sog. nachhaltige Intensivierung (Ertragssteigerungen ohne den Druck auf die Umwelt zu erhöhen) erreicht werden. Weiterhin könnten dazu auch Maßnahmen auf der Nachfrageseite zählen, wie veränderte Ernährungsgewohnheiten (insbesondere verminderter Fleischkonsum, da tierische im Vergleich zu pflanzlicher Nahrungsmittel- und Kalorienproduktion mit einer um den Faktor 4 geringeren N-Ressourceneffizienz erfolgt, Sutton et al. 2013) sowie die Reduktion von Verlusten und Abfällen entlang von Wertschöpfungsketten. Veränderte Ernährungsgewohnheiten können auch aus der Perspektive anderer PBs (*co-benefits*) und aus Gesundheitssicht motiviert werden. Für Stickstoff gilt, wie in Kapitel 3 aufgeführt, eine empfohlene maximale Aufnahme von 3 kg pro Person und Jahr (WHO 2007). Mit solchen umfassenden Ansätzen zur Erhöhung der Ressourceneffizienz entlang der gesamten Wertschöpfungsketten und daraus resultierender besserer Einhaltung von Umweltzielen (und letztlich der N-PB) kann langfristig die Resilienz sozial-ökologischer Systeme erhöht und eine Nachhaltigkeitstransformation unterstützt werden.

²² Für den Begriff "Ressourcen" siehe Roadmap for a Resource Efficient Europe, dort werden genannt: abiotische Ressourcen (wie Mineralien und Metallen), biotische Ressourcen (alle Arten von Biomasse einschließlich landwirtschaftlicher Produkte) und Umweltmedien (z.B. Land und Wasser)

Letztlich kann das PB-Konzept jedoch nur flankierende übergeordnete Handlungsempfehlungen aus globaler Sicht und im Sinne einer vertikalen Integration geben, welche die Formulierung spezifischer nationaler Ziele unterstützen. Die Festlegung von integrierten nationalen Stickstoffzielen muss v.a. kontext-spezifische Aspekte und Interessen berücksichtigen. Dabei können z.B. integrierte nationale Stickstoffbudgets, wie sie von UNECE (2013) entwickelt werden, Unterstützung leisten oder auch *critical loads* (und entsprechende Teilziele) für die Umweltkompartimente Gewässer (auch Grundwasser), Luft und Ökosysteme, wie sie z.B. von Erisman et al. (2001) und de Vries et al. (2001) für die Niederlande bestimmt wurden.

6 Handlungsempfehlungen für eine nationale Stickstoffstrategie

Die planetaren Leitplanken verdeutlichen einen sicheren Handlungsraum, innerhalb dessen ein geringes Risiko für die Destabilisierung des Erdsystems mit nachteiligen Folgen für die Menschheit besteht (Steffen et al. 2015). Wie in Kapitel 1 dargestellt, können die planetaren Leitplanken die horizontale und vertikale Integration anleiten und auch die integrierte Umsetzung der nachhaltigen Entwicklungsziele (SDGs) in Deutschland unterstützen. Dieses Kapitel soll nun darlegen, welche operativen Schritte angezeigt erscheinen, um der normativen Intention der planetaren Leitplanken für die Stickstoff-Dimension Geltung zu verschaffen, nämlich das Erdsystem stabil und innerhalb der N-PB zu halten.

Charakterisierung des N_r -Problems aus politikwissenschaftlicher Sicht

Um geeignete politische Handlungsempfehlungen abzuleiten, muss zuerst die Problemlage im Stickstoffbereich kurz charakterisiert werden (die Charakterisierung folgt dabei in wesentlichen Punkten dem Ansatz von Young et al. 2008).

Wie zuvor bereits dargestellt (vgl. Kapitel 1), sind die Eintragungswege für Stickstoff in die Umwelt vielfältig und es existieren vielfältige Treiber (politische Rahmenbedingungen, technologische Entwicklungen, Entwicklungen auf der Nachfrageseite) und Verursacher (u.a. Landwirtschaft, Energieerzeugung und Verkehr). Außerdem wirkt sich auch die nationale, regionale und weltweite Bevölkerungsentwicklung auf künftige Stickstoffeinträge aus – dies ergibt sich unter anderem aus dem Zusammenhang des Stickstoffproblems mit der Landwirtschaft und Ernährung.

Daneben ist das Stickstoffproblem dadurch gekennzeichnet, dass es ein Kollaborationsproblem darstellt – das heißt, dass, für die internationale Ebene betrachtet, deutliche Anreize für einzelne Staaten existieren, von vereinbarten Regelungen abzuweichen. Das Kollaborationsproblem im Stickstoffbereich existiert aber auch auf kleineren räumlichen Skalen, so auf der europäischen Ebene beim Eintrag von Stickstoff in die Nord- und Ostsee sowie bei Luftverschmutzung durch Stickstoff. Selbst innerstaatlich tritt dieses Problem auf.

Die Emission von reaktivem Stickstoff ist ferner als räumlich explizites Problem einzuschätzen, das heißt, das Problem ist ortsgebunden, manifestiert sich in unterschiedlichen Kontexten unterschiedlich und muss deshalb einzeln in unterschiedlichen Regionen bearbeitet werden (vgl. Young 2008). Damit wird die Regelkonformität von Akteuren in Hotspots wichtig.

Zudem kennzeichnet die N_r -Problematik auch die Gefahr von regionalem bzw. lokalem abruptem Wandel ökologischer und sozial-ökologischer Systeme durch Stickstoffeinträge (bspw. durch Eutrophierung). Mögliche Reaktionsfristen sind damit teils kurz und gleichzeitig auch nicht vorhersehbar.

Die in Kapitel 2 angesprochenen Hauptregionen der Stickstoffemissionen verweisen schon auf besonders wichtige Stakeholder – insbesondere die USA, die EU-Mitgliedstaaten und Staaten in Ost- und Südasien (u.a. Indien, China, Indonesien). Gleichzeitig ist abzusehen, dass sich die Hauptregionen in Zukunft ausweiten oder verschieben könnten – beispielsweise könnte Afrika durch die absehbare Bevölkerungsentwicklung (Vereinte Nationen 2015) und landwirtschaftliche Entwicklung bzw. nationale Landwirtschaftsplanung zunehmend eine Rolle spielen. Die Hauptregionen der Stickstoffemissionen

sind deshalb als sich dynamisch weiter verändernd zu betrachten. Damit ist auch die internationale Akteurslage zumindest auf die Dauer nicht feststehend.

Die zahlreichen hier aufgezeigten Facetten zeigen, dass es sich insgesamt nicht nur von der Thematik her, sondern auch von der Struktur her (räumliche und zeitliche Skalen, Akteursgruppen und Interessenlagen, Handlungsoptionen etc.), um eine hochkomplexe, im Sinne von einfachen Lösungen nicht zugängliche, Gesamtproblematik handelt.

Dem steht gegenüber, dass das Problemverständnis vieler wesentlicher Akteure im N_r -Bereich noch wenig ausgeprägt ist, besonders im Vergleich zur Klimawandelproblematik – das Thema ist weder stark auf der nationalen, noch auf der europäischen, noch auf der internationalen Agenda vertreten. Zwar sind erste Anzeichen für eine stärkere Problemwahrnehmung erkennbar (als Beispiele seien hier das Stickstoffgutachten des SRU und das Forschungsprojekt International Nitrogen Management System genannt) (Reay 2011), doch sind dies nur allererste Ansätze. Künftige Konflikte über die Interpretation des Problems sind dabei jetzt schon absehbar – die erkennbar wichtigste Konfliktlinie wird international der Zusammenhang der N_r -Emissionen mit der weltweiten Nahrungsproduktion sein; europäisch und national werden die hohen ökonomischen Kosten einer N_r -Reduktion für die wichtigen Verursachergruppen (Landwirtschaft, Verkehr, Industrie und Energieerzeugung) die Problemwahrnehmung sicher entscheidend beeinflussen.

Zumindest existieren für verschiedene Bereiche, die vom N_r -Problem berührt werden, bereits Regelungen. So etwa für den Bereich der Biodiversität die Biodiversitätskonvention, für den Klimawandel die Klimarahmenkonvention, für die Auswirkungen des Stickstoffs für Luft und Wasser das Übereinkommen über weiträumige grenzüberschreitende Luftverunreinigung und das Übereinkommen zum Schutz und zur Nutzung grenzüberschreitender Wasserläufe und internationaler Seen (vgl. SRU 2015; Bull 2011).

Zu nennen sind auch eine Vielzahl von Richtlinien²³ der Europäischen Union (siehe Oenema 2011); ihre Effektivität variiert zwar je nach Sektor, für die recht wichtige Nitrat-Richtlinie haben Velthoff et al. aber gezeigt, dass diese zur Verringerung der Gewässer-Verunreinigungen durch die Landwirtschaft beigetragen hat (Velthof et al. 2014). Gemeinsam ist den verschiedenen Regelungsansätzen, dass sie sektoral angelegt, das heißt nicht hinreichend aufeinander abgestimmt sind, und oftmals nicht konsequent umgesetzt werden und nur begrenzt wirksam sind.

Allgemein gilt, dass die bisherigen Ansätze zur Problemlösung ungenügend sind, wie das SRU-Gutachten (SRU 2015) konstatiert: EU-Ziele werden verfehlt, existierende Umweltziele und Politiken mit Einfluss auf Stickstoffemissionen sind nicht immer konsistent, Synergiepotentiale zwischen bestehenden Instrumenten werden noch unzureichend genutzt. Der Grund hierfür liegt laut dem SRU-Gutachten in politischen und institutionellen Faktoren: in der privilegierten Rolle der Landwirtschaft, dem Einfluss wirtschaftlicher Interessengruppen (in den betroffenen Bereichen Verkehr, Landwirtschaft, Energieerzeugung, Industrie), existierenden Pfadabhängigkeiten, beispielsweise in der Agrarpolitik sowie bestehenden Strukturen in der Verwaltung. Eine Lösung des Problems durch einen einmaligen Regulierungsschritt im Bereich des Stickstoffeintrages ist aufgrund der geschilderten Komplexität nicht möglich.

Um aus dieser Situation eines sehr schwer fassbaren Problems, einer noch unzureichenden Problemwahrnehmung und einem unzulänglichen Instrumentarium herauszukommen, sind diverse Schritte erforderlich. Neben der in anderen Publikationen schon behandelten horizontalen Integration (siehe

²³ Die einzelnen Richtlinien sind unter anderem: ambient air quality - 2008/50/EC; integrated pollution, prevention and control - 2008/1/EC; national emissions ceilings - 2001/81/EC; water framework directive - 2000/60/EC; urban wastewater treatment directive - 91/271/EEC; nitrates directive - 91/676/EEC; marine strategy framework directive - 2008/56/EC; directive on the protection of groundwater - 2006/118/EC.

Kapitel 1) bedarf es erstens der besseren vertikalen Integration über alle Ebenen hinweg, um so die Politikkohärenz zu verbessern, und zweitens der verbesserten Institutionalisierung der N_r-Problematik. Beide Prozesse können durch die N-PB und allgemein den Planetary Boundaries Ansatz unterstützt werden.

Handlungsempfehlungen für die vertikale Integration

Deutschland sollte darauf hinarbeiten, das Stickstoffproblem als Umweltproblem auf allen Ebenen stärker auf die Agenda zu setzen (zu „*mainstreamen*“), insbesondere im Zusammenwirken mit weiteren Hauptemittenten. Für eine nationale Stickstoffstrategie bedeutet dies, dass beim Framing eine rein nationale Problembetrachtung und Problembearbeitung zu vermeiden ist. Vielmehr sollte auch für andere Staaten sichtbar werden, dass Deutschland eigene Anstrengungen als Beitrag zur europäischen und weltweiten Problemlösung sieht und letztlich europäische und weltweite Schritte nötig sind, um dem Problem gerecht zu werden. Dieses Framing kann durch den Rückgriff auf die Planetaren Leitplanken und die N-PB unterstützt werden, indem der eigene Beitrag innerhalb und außerhalb Deutschlands in Bezug zur weltweiten Herausforderung gesetzt wird, die durch das Überschreiten der N-PB schon verdeutlicht wird.

Allerdings sollte hierbei beachtet werden, dass die Kontrollvariable für die N-PB rein auf die beabsichtigte industrielle sowie die zusätzliche biologische Stickstoff-Fixierung unter Nichtbetrachtung der Beiträge anderer Verursacher (z.B. unbeabsichtigte Stickstoffemissionen durch Verfeuerung fossiler Energieträger in der Industrie und dem Verkehr) abstellt. Politisch könnte so durch das alleinige Zurückgreifen auf den Ansatz der planetaren Leitplanken eine integrierte Stickstoffstrategie Gefahr laufen, vom Verursacher Landwirtschaft als unzureichend kritisiert zu werden, da Beiträge anderer Emittenten nicht in der Kontrollvariable der N-PB auftauchen. Deshalb sollte schon beim Framing dargelegt werden, dass die N-PB für die Darstellung nur ein erster wichtiger Schritt ist. In der Strategie selbst sollte in Bezug auf die N-PB außerdem noch auf die Beiträge anderer Verursacher hingewiesen werden.

Beim nationalen Framing ist außerdem die Ernährungsfrage immer mit zu bedenken, da hier international, gerade von Entwicklungsländern, Gegenwind zu erwarten ist. Die planetaren Leitplanken können hier im Sinne der „*planetary opportunities*“ kommuniziert werden (DeVries 2012): Globale Möglichkeiten ergeben sich beispielsweise durch die Umverteilung von Stickstoff von Überschussgebieten in Gebiete mit Defiziten, wiewohl eine solche Umverteilung auch vor praktischen Problemen steht (beispielsweise ist der genaue Mechanismus einer Umverteilung unklar). Hier sollte verdeutlicht werden, dass Begrenzungen des Stickstoffüberschusses nicht zwangsläufig zu verringerter Ernährungssicherheit führen, sofern die notwendige Stickstoff-Fixierung für die weltweite Ernährung mit in die Setzung von Grenzwerten aufgenommen wird (siehe hierzu auch Vries et al. 2013; Van Grinsven et al. 2013) und sofern auch Alternativen zur Nutzung von fixiertem Stickstoff bedacht werden (Razon 2015).

Beim nationalen Framing sollte weiterhin der Beitrag der N-PB für die Umsetzung der nachhaltigen Entwicklungsziele (*Sustainable Development Goals*, SDGs) verdeutlicht werden; dazu zählen vor allem die drei Punkte i) Verringerung der Stickstoffbelastung innerhalb Deutschlands, ii) Reduktion der deutschen *N-footprints* im Ausland, wie sie durch Importe verursacht werden, sowie iii) internationale Kooperation für eine verbesserte Ressourceneffizienz. Die Einhaltung der planetaren Stickstoffleitplanken kann die Umsetzung verschiedener einzelner Ziele der SDGs unterstützen, dies sollte ebenfalls in der Strategie verdeutlicht werden. Dazu gehören unter anderem:

- ▶ Target 6.3: Verbesserung der Wasserqualität – hier kann die Einhaltung der Planetary N-Boundary unter anderem durch die Verminderung der Stickstoffeinträge in Gewässer zur SDG-Umsetzung beitragen
- ▶ Target 8.4: Verbesserung der Ressourceneffizienz – hier unterstützt die Einhaltung der Planetary N-Boundary die SDG-Umsetzung, sofern dies durch Verbesserung der Nutzungseffizienz von Stickstoff erreicht wird.
- ▶ Target 12.4: Verbesserung des Chemikalienmanagements und Reduzierung der Freisetzung von Chemikalien in Luft, Wasser und Boden – die Einhaltung der Planetary N-Boundary erfordert eine Verringerung der Stickstoff-Freisetzung

- Target 15.5: Reduzierung des Biodiversitätsverlustes – die Einhaltung der Planetary N-Boundary kann zur Verminderung der negativen Auswirkungen für Arten beitragen.

Die SDGs und die Planetary Boundaries stehen in einem Wechselverhältnis: die Einhaltung der N-PB unterstützt die Umsetzung der SDGs, gleichzeitig tragen die SDGs zur Einhaltung der Planetaren Leitplanken bei (vgl. bspw. SDG 12 „*Responsible Consumption and Production*“, deren einzelne Ziele unter anderem das nachhaltigere Management und die effizientere Nutzung von Ressourcen wie beispielsweise auch Dünger ist).

Ein Ergebnis des erwähnten Framings der Stickstoffstrategie, also der Bezugnahme der N_r-Problematik auf die planetaren Leitplanken (und die SDGs) könnte auch die Forderung nach einer Förderung von Alternativen zu Mineraldünger sein, beispielsweise die ökologische Landwirtschaft, (Razon 2015) sowie die verbesserte Effizienz der Düngernutzung über u.a. Management- und Trainingsmaßnahmen und verstärktes Recycling (*circular economy*). Grundsätzlich scheinen aber Alternativen zum Mineraldünger allein bisher nicht in der Lage zu sein, die Ernährung der Weltbevölkerung vollständig zu sichern (Razon 2015).

Um im Rahmen der Stickstoffstrategie die vertikale Dimension gleich mitzudenken und eine vertikale Integration zu fördern, gibt es zahlreiche Ansatzpunkte für eine stärkere Politikkohärenz im Themenfeld N_r zwischen verschiedenen Ebenen. Zu diesen Ebenen gehören aus der Perspektive der Politikkoordination die Ebene der Bundesländer, die nationale Ebene, die EU-Ebene und die internationale Ebene. Ziel muss es auch hier sein, ein gemeinsames Problemverständnis und eine gemeinsame Sprache für alle Ebenen zu schaffen. Von allen Ebenen muss das Stickstoffproblem erst einmal als solches anerkannt werden und darauf Bezug genommen werden.

Auf der Ebene der **Bundesländer** ist ein zentraler Anknüpfungspunkt für die Politikkoordination die Umweltministerkonferenz. Hier existieren bereits verschiedene Arbeitsgemeinschaften mit Bezug zur Stickstoffthematik – so die Arbeitsgemeinschaft für Bodenschutz (LABO), für Immissionsschutz (LAI), für Wasser (LAWA) und für Klima, Energie, Mobilität, Nachhaltigkeit (BLAG KliNa). Ebenso wichtig sind die Landwirtschaftsministerien auf Länderebene. Die Stickstoffstrategie sollte hier darlegen, dass das Stickstoffproblem eine gemeinsame Aufgabe ist, zu deren Bearbeitung auch die Bundesländer und insbesondere die Landwirtschaftspolitik in den Bundesländern ihren Beitrag leisten muss. Auch hier kann die N-PB als Richtschnur fungieren; in der Strategie könnte darauf verwiesen werden, dass die Bundesländer zur Lösung der planetaren Herausforderung ihren Beitrag leisten müssen – eng abgestimmt mit dem deutschen Gesamtbeitrag.

Ein zentraler Anknüpfungspunkt für die **EU-Ebene** ist die Gemeinsame Europäische Agrarpolitik (GAP). Die GAP ist einer der wichtigsten Treiber innerhalb der N_r-Problematik (SRU 2015). Sie wurde zwar für den Zeitraum 2014-2020 reformiert, die Überarbeitungen sind allerdings als nicht weitgehend genug zu bewerten (vgl. SRU 2015; KLU 2013). Die Stickstoffstrategie könnte hier auf die zentrale Rolle der GAP hinweisen und darauf verweisen, dass das Erreichen nationaler Stickstoff-Ziele auch von Entwicklungen auf EU-Ebene abhängt und dass weitere Reformanstrengungen nötig sind. Ein zentraler Hebel hierfür wäre auch das 7. Umweltaktionsprogramm der EU, das sich schon in seinem Titel („Living well within the limits of our planet“) zu den Planetaren Leitplanken bekennt. Die Stickstoffstrategie könnte hier argumentieren, dass dieses Bekenntnis der EU nun auch in andere europäische Politikbereiche integriert werden müsste – also eben gerade in den Landwirtschaftsbereich für die N-PB.

Auf der **internationalen Ebene** finden sich noch zahlreiche weitere Anknüpfungspunkte für die Politikintegration. Ein möglicher Ansatzpunkt lässt sich aus der zentralen Rolle des Handels mit landwirtschaftlichen Produkten ableiten. Da gerade landwirtschaftliche Erzeugnisse die mit einem hohen N_r-Überschuss verbunden sind, einen hohen Exportanteil aufweisen (Lassaletta et al. 2014), wird sich auf

die Dauer natürlich für viele Staaten die Frage stellen, ob sie weiterhin bereit sind, Produkten die in der Herstellung stark umweltbelastend (und gleichzeitig oftmals hoch subventioniert) sind, den ungehinderten Zugang zu den eigenen Märkten zu ermöglichen. Marktzugangskriterien, wie sie die EU im Bereich der (nachhaltigen) Biomasseproduktion befürwortet, könnten beispielsweise künftig auch von außereuropäischen Importländern europäischer Lebensmittel gefordert werden. Der Globalisierung im Bereich der Agrargüter kann künftig mithin eine wichtige Rolle bei der Regulierung der N_r-Problematik zukommen, sofern hierzu die richtigen Geleise gelegt werden – und die Stickstoffstrategie kann auch hier einen ersten Beitrag leisten, etwa indem sie die weitere Beleuchtung dieser Frage einfordert.

Ein weiterer wichtiger Anknüpfungspunkt und ein zentraler Akteur für eine N_r-Lösung auf globaler Ebene ist die Ernährungs- und Landwirtschaftsorganisation der Vereinten Nationen (FAO), speziell mit Blick auf eine verbesserte Koordination zwischen Stickstoffreduktions- und Entwicklungszielen – hier ist die Thematik teilweise bereits präsent, beispielsweise in Form der jährlichen Ermittlung von zu erwartender Düngernachfrage und -angebot (vgl. FAO 2015) (diese jährliche Ermittlung könnte künftig mit Blick auf ein erstes N_r-Monitoring ausgebaut werden) sowie dem Bericht „*Building a common vision for sustainable food and agriculture*“ (FAO 2014). Die Rolle der FAO und deutsche Einwirkungsmöglichkeiten hierauf sollten ebenso in der Stickstoffstrategie adressiert werden wie das Committee on World Food Security, insbesondere mit Blick auf das Global Strategic Framework for Food Security and Nutrition. Wiederum kann das Konzept der Planetaren Leitplanken einen guten gemeinsamen Bezugspunkt darstellen, denn es verdeutlicht, dass Ernährungssicherheit (Food Security) ohne eine Einhaltung der N-PB nicht möglich ist.

Ein dritter Anknüpfungspunkt auf internationaler Ebene für die verbesserte Koordination von Politikzielen ergibt sich aus dem Zusammenhang von Klimawandel und Stickstoff. Dabei spielen negative Klimawirkungen durch N₂O-Emissionen und unbeabsichtigte positive Klimawirkungen durch den „*cooling effect*“ eine Rolle. Gleichzeitig existieren Synergie-Effekte zwischen Anpassung an den Klimawandel, Klimaschutz und Stickstoffpolitiken, da die Treiber des Klimawandels und der Freisetzung von Stickstoff ähnlich sind (bspw. sich ändernde Konsummuster und Energienutzung; vgl. Erisman 2011b). Im Kyoto-Protokoll ist N₂O bereits als Treibhausgas aufgenommen, auch in den „*intended nationally determined contributions*“ bspw. der EU und ihrer Mitgliedsstaaten zum 2015 verabschiedeten Paris-Abkommen wird N₂O erwähnt. Bisher fehlen aber noch Stickstoffpolitiken, welche auf die Auswirkung der Stickstoffemissionen für den Klimawandel fokussieren. Es wäre zu überlegen, spezifische Stickstoffminderungsansätze (z.B. Stickstoffmanagement) in die Klimawandeldiskussion einzubringen. Hier sollten die positiven Synergieeffekte einer Stickstoffminderung für den Klimawandel verdeutlicht werden zusammen mit den negativen Umweltauswirkungen, auch für bspw. Biodiversität und Wasserqualität, die Stickstoffemissionen mit sich bringen. Für die Illustrierung der Wechselwirkungen zwischen Stickstoffkreislauf und Klimawandel könnte dabei auch auf den Ansatz der Planetaren Leitplanken (Stickstoff- und Klimaleitplanke) zurückgegriffen werden.

Handlungsempfehlungen für eine Institutionalisierung

Vieles spricht dafür, eine weitere Institutionalisierung im Bereich der N_r-Problematik anzustreben. Die eingangs geschilderte, sehr komplexe Problemlage lässt erwarten, dass es eines prominenten Akteurs (anzudenken wäre beispielsweise Deutschland oder die Europäische Union) und eines verbindlichen Sets von Regelungen bedarf, um zu substantiellen Fortschritten zu kommen. Wichtige erste Aspekte, die im Rahmen einer solchen Institutionalisierung aufzugreifen sind und die für eine Problemlösung in einem Politikkontext, wie er im N_r-Bereich vorliegt, eine hohe Bedeutung besitzen, sind u.a.:

- ▶ beständiges Monitoring und ein Compliance-Mechanismus

Wichtig für die effektive Problembearbeitung ist ein Compliance-Mechanismus, da das Stickstoffproblem, wie oben beschrieben, als Kollaborationsproblem zu werten ist. Konkret vorstellbar als Compliance-Mechanismen sind beispielsweise periodische Berichte – z.B. zu Stickstoffüberschüssen und kon-

kreten Stickstoffminderungsmaßnahmen. Ebenso ist ein beständiges, unabhängiges Monitoring zentrale Aufgabe für die Problembearbeitung, da Anreize für die Nicht-Beachtung existierender Regelungen bestehen.

► Koordination bestehender Regelungen

Wichtig ist es außerdem, bestehende Regelungen in Bezug zueinander zu setzen, denn die institutionelle Bearbeitung des Stickstoffproblems hat Auswirkungen für andere institutionelle Arrangements und umgekehrt. Hierfür können auch die Planetary Boundaries eingesetzt werden: Sie können anzeigen, für welche Umweltbereiche Wechselwirkungen existieren und sie können mithelfen, die für die Koordination wichtige gemeinsame Sprache zu entwickeln.

► Früherkennung, Frühwarnung und beständige Anpassung

Schließlich ist auch die Früherkennung, Frühwarnung und beständige Anpassung existierender Regelungen zentral, denn durch das N_r -Problem ergibt sich, wie oben dargestellt, die Gefahr von regionalem bzw. lokalem abruptem Wandel ökologischer Systeme durch Stickstoffeinträge (siehe hierzu auch Galaz et al. 2008 und das im Ansatz der planetaren Leitplanken verankerte Vorsorgeprinzip).

Der Weg einer Institutionalisierung ist weit. Angesichts der skizzierten Problemlage besteht, wie schon geschildert, eine zentrale Voraussetzung darin, zuallererst eine gemeinsame Problemwahrnehmung aller für die Problemlösung wichtigen Akteure auf den verschiedenen Ebenen zu schaffen. Hier von ist man zurzeit sicher noch weit entfernt. Dabei muss es darum gehen, dass von möglichst vielen Akteuren das Problem als solches anerkannt wird – dass also einerseits überhaupt wahrgenommen wird, dass reaktiver Stickstoff verschiedene Umweltprobleme verursacht (siehe hierzu Kapitel 1) und andererseits auch anerkannt wird, dass zur Verringerung der Umweltauswirkungen politische Maßnahmen nötig sind. Schon an dieser Stelle kann das Konzept der planetaren Leitplanken einen wichtigen Beitrag leisten, weil es keine Verursacher benennt, aber die Untragbarkeit der aktuellen Situation (im wahrsten Sinn des Wortes) auch bildhaft gut transportiert.

Um Problemwahrnehmung und Problemanerkennung zu forcieren, ist es weiterhin wichtig, eine gemeinsame „Problemsprache“ zu finden, die allen Akteuren zugänglich ist. Auch hier kann der Ansatz der Planetaren Leitplanken nützlich sein: Das Konzept der Planetaren Leitplanken bildet einen leicht verständlichen Rahmen, der auch für Akteure zugänglich ist, für die die N_r -Problematik bisher eher weniger stark auf der Agenda steht. Zwar deckt das Konzept aktuell nur Teile der Problematik ab, aber dessen ungeachtet bietet es einen Startpunkt und einen Rahmen für eine gemeinsame Diskussion auch sehr unterschiedlicher Communities.

Für Fortschritte in Richtung verstärkter Institutionalisierung ist es weiterhin wichtig, die Stickstoff-Thematik in verschiedene Foren zu tragen und dort zu kommunizieren. Die Planetaren Leitplanken und die N-PB können diese Kommunikation unterstützen, indem sie etwa verdeutlichen, dass Risiken für die Resilienz des gesamten Erdsystems durch das Übertreten der N-PB entstehen. Verschiedene Foren für eine Vertiefung der Debatte zur N_r -Problematik wurden oben schon genannt, wie etwa die FAO oder UNFCCC. Weitere wichtige Diskussionsplattformen sind sicher UNEP (welches das Konzept der Planetaren Leitplanken bereits verwendet; vgl. Dao et al. 2015) und Future Earth als Forschungsplattform (an die sich über das Forschungsthema „Dynamic Earth“ anknüpfen lässt).

Eine eigenständige Institutionalisierung der Stickstoffproblembearbeitung beispielsweise in Form einer eigenen globalen Stickstoff-Organisation kann aufgrund der bisherigen geringen Problemwahrnehmung und -anerkennung nur ein Fernziel (Zielhorizont 15 Jahre) sein. Wenn aber bei einer Vielzahl von Akteuren die Einsicht reift, dass das Stickstoffproblem einer verbesserten Zusammenarbeit und einer effektiveren Problemlösung bedarf, ist dieses Ziel sicher erreichbar.

Um die weitere Institutionalisierung voranzutreiben, ist die Stärkung des internationalen Forschungsprogramms „Towards an Establishment of an International Nitrogen Management System“ (INMS) zu

empfehlen, da die Veröffentlichung der Forschungsergebnisse des INMS ein Zeitfenster für erste mögliche Institutionalisierungsschritte bietet (voraussichtlich 2019). Dieses Forschungsprogramm untersucht den globalen und regionalen Stickstoffkreislauf und analysiert regionale, nationale und lokale Management-Maßnahmen (INMS 2015). In der INMS ist bereits eine Vielzahl der wichtigsten Akteure versammelt, darunter: die Global Environment Facility, UNEP, die International Nitrogen Initiative, das Centre for Ecology & Hydrology, the Global Partnership on Nutrient Management, Global Programme of Action for the Protection of the Marine Environment from Land-based Activities, Convention on Biological Diversity, OECD, the Task Force on Reactive Nitrogen, Future Earth und das EU Nitrogen Expert Panel. In dieser bereits bestehenden Initiative zeigen sich folglich schon Ansätze einer internationalen Partnerschaft zur Stickstoffproblembearbeitung. Deutschland sollte die Initiative unterstützen, beispielsweise indem das Forschungsprogramm in der nationalen integrierten Strategie als einer der wichtigsten neuen internationalen Ansatzpunkte benannt wird. Anzudenken wäre auch einen PB-basierten Ansatz in den Prozess im INMS einzubringen.

Welcher weitere Institutionalisierungsweg sich letztendlich ergeben kann bzw. angestrebt werden sollte, ist zurzeit noch nicht abzuschätzen. Der Bereich der Erneuerbaren Energien hat aber mit der stark von Deutschland vorangetriebenen Gründung der International Renewable Energy Agency (IRENA) aufgezeigt, wie ein solcher Institutionalisierungspfad gezielt über einen längeren Zeitraum verwirklicht werden kann – mit der Schaffung von Diskussionsräumen, dem Platzieren von Themen, der Ansprache von Akteuren etc. Analog lässt sich auch eine Agenda für den N_r-Bereich aufzeichnen.

7 Quellenverzeichnis

- Abbott, K. W. u. Snidal, D. (2000): Hard and Soft Law in International Governance. *International Organization* 54 (3): 421–456.
- Billen et al. (2011): Nitrogen flows from European regional watersheds to coastal marine waters. In: Sutton, Mark A. et al. (Hrsg.): *The European nitrogen assessment. Sources, effects, and policy perspectives*. Cambridge University Press. Cambridge, UK, New York, 271-297.
- BLMP (2011): Konzept zur Ableitung von Nährstoffreduzierungszielen in den Flussgebieten Ems, Weser, Elbe und Eider aufgrund von Anforderungen an den ökologischen Zustand der Küstengewässer gemäß Wasserrahmenrichtlinie, Bund-Länder Messprogramm
- Bodirsky B.L. (2014): Reactive nitrogen requirements to feed the world in 2050 and potential to mitigate nitrogen pollution, *Nature Communications* 5, DOI: 10.1038/ncomms4858
- Bouwman L. et al. (2011): Exploring global changes in nitrogen and phosphorus cycles in agriculture induced by livestock production over the 1900–2050 period. *PNAS*, 110, 52, 20882–20887
- Bull, K. (2011): Coordinating European nitrogen policies between international conventions and intergovernmental organizations. In: Sutton, Mark A. et al. (Hrsg.): *The European nitrogen assessment. Sources, effects, and policy perspectives*. Cambridge University Press. Cambridge, UK, New York: 570–584.
- Cole M.J., Bailey R.M., New M.G. (2014): Tracking sustainable development with a national barometer for South Africa using a downscaled “safe and just space” framework, *PNAS*, 111:42, E4399-E4408
- Cornell S. et al. (2013): Opening up knowledge systems for better responses to global environmental change, *Environmental Science & Policy*, 28, 60-70
- Dao H., Peduzzi P., Chatenoux B., Bono A., Schwarzer S., Friot D. (2015): *Environmental Limits and Swiss Footprints based on Planetary Boundaries*. Geneva.
- Dawkins E., Beringer T., Hoff H., Croft S., Lobos Alva I., Suavet C., Müller A. (2016): SEI/IASS working paper: Global environmental impacts of Germany’s consumption – scientific underpinning for sustainable consumption & production, SEI – IASS working paper, Potsdam, Germany
- Dearing J.A. et al. (2014): Safe and just operating spaces for regional social-ecological systems. *Global Environmental Change*, 28:0, 227–238
- DeFries, R.; Ellis, E.; Chapin, F. Stuart III; Matson, P. A.; Turner, B. L., II; Agrawal, A.; Crutzen, P. J.; Field, C.; Gleick, P.; Kareiva, P.; Lambin, E.; Liverman, D.; Ostrom, E.; Sanchez, P. A. u. Syvitski, J. (2012): *Planetary Opportunities: A Social Contract for Global Change Science to Contribute to a Sustainable Future*. *BioScience* 62 (6): 603–606.
- De Vries et al. (2001): Assessment of nitrogen ceilings for Dutch agricultural soils to avoid adverse environmental impacts. *The Scientific World Journal* 1(2) 898–907.
- De Vries et al. (2013): Assessing planetary and regional nitrogen boundaries related to food security and adverse environmental impacts, *COSUST*, 5:392–402.
- Eggers J. (2016): *Germany’s internal and external contribution to the transgression of the Planetary Nitrogen Boundary*, Bachelor Arbeit, Humboldt Universität & PIK
- EPA (2011): *Reactive nitrogen in the United States: an analysis of inputs, flows, consequences and management options, a report of the science advisory board*, Washington D.C.
- Erismann et al. (2001): An outlook for a national integrated nitrogen policy. *Environmental Science & Policy* 4 (2–3), 87–99, J. W.; Galloway, J.; Seitzinger, S.; Bleeker, A. u. Butterbach-Bahl, K. (2011a): Reactive nitrogen in the environment and its effect on climate change. *Current Opinion in Environmental Sustainability* 3 (5): 281–290. Erismann, J. W.; Galloway, J.; Seitzinger, S.; Bleeker, A. u. Butterbach-Bahl, K. (2011b): Reactive nitrogen in the environment and its effect on climate change. *Current Opinion in Environmental Sustainability* 3 (5): 281–290.
- Erismann, J. W.; Galloway, J. N.; Seitzinger, S.; Bleeker, A.; Dise, N. B.; Petrescu, A M Roxana; Leach, A. M. u. Vries, W. de (2013): Consequences of human modification of the global nitrogen cycle. *Philosophical transactions of the Royal Society of London. Series B, Biological sciences* 368 (1621): 20130116. FAO (2014): *Building a common vision for sustainable food and agriculture*. Rome.

- FAO (2015): World fertilizer trends and outlook to 2018. Rome.
- Folke, C. (2011): Reconnecting to the Biosphere. *AMBIO* 40 (7): 719-738.
- Galaz, V.; Olsson, P.; Hahn, T.; Folke, C. u. Svedin, U. (2008): The Problem of Fit among Biophysical Systems, Environmental and Resource Regimes, and Broader Governance Systems: Insights and Emerging Challenges. In: Young, O. R.; King, L. A. u. Schroeder, H. (Hrsg.): *Institutions and environmental change. Principal findings, applications, and research frontiers*. MIT Press. Cambridge, Mass.: 147–186.
- Galloway J.N. et al. (2015): Nitrogen footprints: past, present and future, *Environ. Res. Lett.* 9
- Häyhä T., Cornell S., Lucas P., van Vuuren D., Hoff H: From planetary boundaries to national fair shares of the global safe operating space – how can the scales be bridged submitted to *Global Environmental Change*
- Hertel et al. (2011): Nitrogen processes in the atmosphere. In: Sutton, Mark A. et al. (Hrsg.): *The European nitrogen assessment. Sources, effects, and policy perspectives*. Cambridge University Press. Cambridge, UK, New York: 177-207.
- Hoff H., Nykvist B., Carson M. (2014): Living well within the limits of our planet? SEI Report
- Hoff, Lucht (2015a): Das Konzept der Planetaren Grenzen: Chancen für eine nachhaltige Entwicklung, Perspektiven für eine integrative Umwelt- und Nachhaltigkeitspolitik; Input Paper for UBA project FKZ 3714 19 100 0
- Hoff, Lucht (2015b): Beiträge des PB Konzepts zum Integrierten Umweltprogramm (IUP), Input Paper for UBA project FKZ 3714 19 100 0
- INMS (2015): International Nitrogen Management System. Zuletzt eingesehen am 10.12.2015, unter <http://www.inms.international/>
- Kander, et al. (2015) National greenhouse-gas accounting for effective climate policy on international trade, *Nature Climate Change*, 5, 431–435
- Kommission Landwirtschaft am Umweltbundesamt (KLU)(2013): Mehr Grün in die Gemeinsame Agrarpolitik. Einstieg geschafft, aber noch zahlreiche Schwachpunkte.
- Kroll (2015): Sustainable Development Goals: Are the rich countries ready? SGI, SDNS, Bertelsmann
- Lassaletta L, Billen G, Grizzetti B, Garnier J, Leach AM, Galloway JN. Food and feed trade as a driver in the global nitrogen cycle: 50-year trends. *Biogeochemistry* 2014b; 118: 225-241.
- Leach A.M. et al. (2012): A nitrogen footprint model to help consumers understand their role in nitrogen losses to the environment, *Environmental Development*, 1, 40-66
- Leip et al. (2011): Integrating nitrogen fluxes at the European scale, *European Nitrogen Assessment*, chapter 16
- Liu et al. (2012): Past and future trends in grey water footprints of anthropogenic nitrogen and phosphorus inputs to major world rivers, *Ecological Indicators*, 18, 42-48.
- Lugschitz et al. (2011): ¹ Europe's Global Land Demand, SERI, Vienna.
- Mueller N.D. (2014): A tradeoff frontier for global nitrogen use and cereal production, *Environ. Res. Lett.* 9 054002
- Nykvist et al. (2013): National Environmental Performance on Planetary Boundaries, *Naturvardsverket*, Schweden.
- Oenema, O. (2011): Nitrogen in current European policies. In: Sutton, Mark A. et al. (Hrsg.): *The European nitrogen assessment. Sources, effects, and policy perspectives*. Cambridge University Press. Cambridge, UK, New York: 62–81.
- Oita A., Nagano I., Matsuda H. (2016): An improved methodology for calculating the nitrogen footprint of seafood, *Ecological Indicators*, 60, 1091-1103
- Raupach et al. (2014): Sharing a quota on cumulative carbon emissions. *Nature Climate Change*, 4, 873–879.
- Raworth K. (2012): A safe and just space for humanity. Can we live within the doughnut? *Oxfam Discussion Papers*, Oxford
- Razon, L. F. (2015): Is nitrogen fixation (once again) “vital to the progress of civilized humanity”? *Clean Technologies and Environmental Policy* 17 (2): 301–307.
- Rockström, J.; Steffen, W.; Noone, K.; Persson, A.; Chapin, F. S.; Lambin, E. F.; Lenton, T. M.; Scheffer, M.; Folke, C.; Schellnhuber, H. J.; Nykvist, B.; de Wit, Cynthia A; Hughes, T.; van der Leeuw, Sander; Rodhe, H.; Sörlin, S.; Snyder, P. K.; Costanza, R.; Svedin, U.;

- Falkenmark, M.; Karlberg, L.; Corell, R. W.; Fabry, V. J.; Hansen, J.; Walker, B.; Liverman, D.; Richardson, K.; Crutzen, P. u. Foley, J. A. (2009): A safe operating space for humanity. *Nature* 461 (7263): 472–475.
- Sachverständigenrat für Umweltfragen (SRU)(2015): Stickstoff: Lösungsstrategien für ein drängendes Umweltproblem. Sondergutachten. Hausdruck. Berlin.
- Salomon et al. (2016): Towards an integrated nitrogen strategy for Germany, *Environmental Science and Policy*, 55, 158-166.
- SDSN (2013): Solutions for sustainable agriculture and food systems, Sustainable Development Solutions Network
- Selman et al. (2008): Eutrophication and Hypoxia in coastal areas: a global assessment of the state of knowledge, WRI policy note.
- Smith and Torn (2013): Ecological limits to terrestrial biological carbon dioxide removal, *Climatic Change* 118:89–103.
- Steffen, W.; Richardson, K.; Rockström, J.; Cornell, S. E.; Fetzer, I.; Bennett, E. M.; Biggs, R.; Carpenter, S. R.; Vries, W. de; de Wit, Cynthia A; Folke, C.; Gerten, D.; Heinke, J.; Mace, G. M.; Persson, L. M.; Ramanathan, V.; Reyers, B. u. Sörlin, S. (2015): Planetary boundaries: guiding human development on a changing planet. *Science (New York, N.Y.)* 347 (6223): 1259855.
- Steininger, K.W., Lininger, C., Meyer, L.H., Muñoz, P., Schinko, T. (2015): Multiple carbon accounting to support just and effective climate policies. *Nature Climate Change* 6, 35–41. doi:10.1038/nclimate2867
- Sutton, M. A.; Billen, G.; Bleeker, A.; Erisman, J. W.; Grennfelt, P.; Grizzetti, B.; Howard, C. M. u. van Grinsven, H. (Hrsg.) (2011): The European nitrogen assessment. Sources, effects, and policy perspectives. Cambridge University Press. Cambridge, UK, New York.
- Sutton, Mark A. et al. (2013): Our nutrient world. The challenge to produce more food and energy with less pollution. Global Overview of Nutrient Management. Centre for Ecology and Hydrology, Edinburgh on behalf of the Global Partnership on Nutrient Management and the International Nitrogen Initiative.
- Tukker et al. (2014): ¹ The Global Resource Footprint of Nations.
- UBA 2009: Integrierte Strategie zur Minderung von Stickstoffemissionen, sowie: Hintergrundpapier zu einer multi-medialen Stickstoffemissionsminderungsstrategie, Dessau Roßlau
- UBA 2015a: Reaktiver Stickstoff in Deutschland. Dessau-Roßlau
- UBA 2015b: Daten zur Umwelt. Dessau-Roßlau.
- UBA 2015c: German Informative Inventory Report, <http://iir-de.wikidot.com>
- UNECE (2013): Guidance document on national nitrogen budget
- Van Grinsven, Hans J. M.; Holland, M.; Jacobsen, B. H.; Klimont, Z.; Sutton, M. A. u. Jaap Willems, W. (2013): Costs and Benefits of Nitrogen for Europe and Implications for Mitigation. *Environmental Science & Technology* 47 (8): 3571–3579.
- Van Grinsven, H. J. M; Spiertz, J. H. J.; Westhoek, H.; Bouwman, F. u. Erisman, J. (2014): Nitrogen use and food production in European regions from a global perspective. *The Journal of Agricultural Science* 152 (S1): 9–19.
- Vitousek P.M., Menge D.N.L., Reed S.C., Cleveland C.C. (2013) Biological nitrogen fixation: rates, patterns and ecological controls in terrestrial ecosystems. *Phil Trans R Soc B* 368:
- Vries, W. de; Kros, J.; Kroeze, C. u. Seitzinger, S. P. (2013): Assessing planetary and regional nitrogen boundaries related to food security and adverse environmental impacts. *Current Opinion in Environmental Sustainability* 5 (3-4): 392–402.
- Wiedmann T., Barrett J: (2013): Policy-relevant application of environmentally extended MRIO databases, *Economic Systems Research*, 25, 1, 143-156
- WHO (2007): Human Nutrition, WHO Technical Report Series 935
- Winiwarter et al. (2015): Nitrogen Pollution in the EU, Best Management Strategies, Regulations, and Science Needsv. Witzke H., Noleppa S. (2010): EU agricultural production and trade, research report, Opera, agripol
- Young, O. R. (2008): Building Regimes for Socioecological Systems: Institutional Dynamics. In: Young, O. R.; King, L. A. u. Schroeder, H. (Hrsg.): Institutions and environmental change. Principal findings, applications, and research frontiers. MIT Press. Cambridge, Mass.: 115–144.
- Young, O. R.; King, L. A. u. Schroeder, H. (Hrsg.) (2008): Institutions and environmental change. Principal findings, applications, and research frontiers. MIT Press. Cambridge, Mass.