

Abschlussbericht

„Modellierung historischer Nährstoffeinträge und -frachten zur Ableitung von Nährstoffreferenz- und Orientierungswerten für mitteleuropäische Flussgebiete“

Laufzeit des Vorhabens: 15.09.2014 – 15.03.2015

Autoren: Mathias Gadegast, Markus Venohr

*Erstellt im Auftrag des Niedersächsischen Landesbetriebs für
Wasserwirtschaft, Küsten- und Naturschutz*



*Bearbeitet durch das Leibniz-Institut für Gewässerökologie und Binnenfischerei
im Forschungsverbund Berlin e.V.*



Leibniz-Institut für Gewässerökologie und Binnenfischerei
im Forschungsverbund Berlin e.V.
Abteilung 1 – Ökohydrologie
Fachbereich Stoffeinträge und Stoffumsetzungen
Justus-von-Liebig-Straße 7
12489 Berlin

Dieser Bericht ist durch den Niedersächsischen Landesbetrieb für Wasserwirtschaft, Küsten- und Naturschutz beauftragt worden. Die Verantwortung für den Inhalt liegt allein bei den Autoren. Der Bericht gibt die Auffassung der Autoren wieder und muss nicht mit der Meinung des NLWKN übereinstimmen. Der NLWKN übernimmt keine Gewähr für die Richtigkeit, die Genauigkeit und Vollständigkeit der Angaben sowie für die Beachtung der Rechte Dritter. Der Auftraggeber behält sich alle Rechte vor, insbesondere darf dieser Bericht nur mit seiner Zustimmung ganz oder teilweise vervielfältigt bzw. Dritten zugänglich gemacht werden.

Zitiervorschlag:

Gadegast, M. & Venohr, M. (2015): Modellierung historischer Nährstoffeinträge und -frachten zur Ableitung von Nährstoffreferenz- und Orientierungswerten für mitteleuropäische Flussgebiete. Bericht erstellt im Auftrag des NLWKN. 39 Seiten.

Inhaltsverzeichnis:

Abbildungsverzeichnis.....	IV
Tabellenverzeichnis.....	V
Abkürzungsverzeichnis.....	VI
1. Hintergrund und Ausgangssituation	1
2. Untersuchungsgebiet	2
3. Grundlage und Aufbereitung der Daten.....	3
3.1. Nicht veränderte Daten.....	4
3.1.1. Analysegebiete	4
3.1.2. Hydrologische Parameter.....	4
3.1.3. Hydrogeologie und Grundwasseraufenthaltszeit.....	5
3.1.4. Topographie und mittlere Höhe.....	5
3.1.5. Bodenarten.....	5
3.2. Angepasste Daten.....	6
3.2.1. Bevölkerung.....	6
3.2.2. Kanalisationen und Kläranlagen	7
3.2.3. Landnutzung	7
3.2.4. Dränagen	8
3.2.5. Atmosphärische Deposition	8
3.2.6. Nährstoffbilanzen landwirtschaftlicher Flächen in Deutschland um 1880	9
4. Ergebnisse.....	11
4.1. Eingangsdaten	11
4.1.1. Bevölkerungsverteilung und Anschluss an eine Abwasserentsorgung	11
4.1.2. Landnutzung und Dränagen	13
4.1.3. Atmosphärische Deposition	16
4.1.4. Nährstoffbilanzen landwirtschaftlich genutzter Flächen	17
4.2. Modellseitige Anpassungen	21
4.3. Berechnungsergebnisse	23
4.3.1. Nährstoffeintrag.....	23
4.3.2. Nährstofffrachten und -konzentrationen.....	28
5. Vergleiche.....	29
5.1. Vergleich der MONERIS Berechnungen 1880 und 2020 (Sz.1b) für das EZG Nordsee.....	29
5.2. Vergleich von Nord- und Ostsee um 1880	32
5.3. Vergleich der modellierten Konzentrationen um 1880 auf Basis der vorliegenden Berechnungen mit den Ergebnissen nach Hirt et al. (2014) für die Ostsee	33
6. Unsicherheiten	34
7. Schlussfolgerungen und Empfehlungen.....	35
8. Referenzen	36

Abbildungsverzeichnis

Abbildung 1: Flussgebietseinheiten (WRRL) und Ländergrenzen im EZG der Nordsee (2005).	2
Abbildung 2: Flussgebietseinheiten (WRRL) und Ländergrenzen in Mitteleuropa um 1880.	3
Abbildung 3: Atmosphärische Deposition von Stickoxiden (NO_x) und TP (abgeleitet) im EZG der Nordsee (1880-2000).	9
Abbildung 4: Bevölkerungsdichte und städtische Bevölkerung im EZG Nordsee um 1880.	12
Abbildung 5: Angeschlossene Bevölkerung im EZG Nordsee um 1880.	12
Abbildung 6: Anteil des Ackerlandes im EZG der Nordsee um 1880.	14
Abbildung 7: Anteil des Grünlandes im EZG der Nordsee um 1880.	14
Abbildung 8: Anteil der landwirtschaftlich genutzten Fläche (LF) im EZG der Nordsee um 1880.	15
Abbildung 9: Anteil der dränierten LF im EZG der Nordsee um 1880.	15
Abbildung 10: Atmosphärische Deposition von NH_y im EZG Nordsee um 1880.	16
Abbildung 11: Atmosphärische Deposition von NO_x im EZG Nordsee um 1880.	17
Abbildung 12: Schema zur Abschätzung der Stickstoffbilanzüberschüsse auf landwirtschaftlich genutzten Flächen in den Provinzen Deutschlands um 1880.	18
Abbildung 13: TN Überschuss auf LF im EZG der Nordsee um 1880.	19
Abbildung 14: TP Überschuss auf LF im EZG der Nordsee um 1880.	20
Abbildung 15: TN Eintrag über den Grundwasserpfad landnutzungsspezifisch differenziert (1880). .	24
Abbildung 16: Spezifischer TN Eintrag im EZG der Nordsee um 1880.	26
Abbildung 17: Anteil der pfadspezifischen Einträge am TN Eintrag im EZG der Nordsee um 1880.	26
Abbildung 18: Spezifischer TP Eintrag im EZG der Nordsee um 1880.	27
Abbildung 19: Anteil der pfadspezifischen Einträge am TP Eintrag im EZG der Nordsee um 1880.	27

Tabellenverzeichnis

Tabelle 1: Verfügbare statistische Datenquellen um das Bezugsjahr 1880 im EZG der Nordsee.....	6
Tabelle 2: Bevölkerung und Kanalisationsanschluss im EZG der Nordsee um 1880.	11
Tabelle 3: Prozentualer Anteil der MONERIS Landnutzungsklassen an der Gesamtfläche und der Anteil der dränierten LF der Flussgebiete im EZG Nordsee um 1880 & 2005.	13
Tabelle 4: Nährstoffbilanzierung auf LF in Deutschland um 1880.....	17
Tabelle 5: Nährstoffüberschuss (TN und TP) sowie P-Akkumulation auf LF im EZG Nordsee um 1880.	19
Tabelle 6: Anpassung von Modellkonstanten für die Berechnungen im EZG Nordsee um 1880.....	21
Tabelle 7: TN Eintrag in die Oberflächengewässer im EZG der Nordsee um 1880.....	23
Tabelle 8: TP Eintrag in die Oberflächengewässer im EZG der Nordsee um 1880.	24
Tabelle 9: Nährstofffrachten und -konzentrationen im EZG der Nordsee um 1880.	28
Tabelle 10: TN Eintrag im Vergleich 1880 und 2020 (Sz. 1b) im EZG der Nordsee.....	30
Tabelle 11: TP Eintrag im Vergleich 1880 und 2020 (Sz. 1b) im EZG der Nordsee.	31
Tabelle 12: Nord- und Ostsee um 1880 (Gebietscharakteristika und aktuelle Berechnungsergebnisse).	32
Tabelle 13: Berechnete TN Konzentrationen [mg/l] an den Mündungen der Flussgebiete im EZG der Nord- und Ostsee um 1880.	33

Abkürzungsverzeichnis

AU	Analytical Unit (Analysegebiet)
BGR	Bundesanstalt für Geowissenschaften und Rohstoffe
BMBF	Bundesministerium für Bildung und Forschung
BÜK	Bodenübersichtskarte
CORINE	Coordination of Information on the Environment
DCTP	Decentralised Treatment Plants (Kleinkläranlagen)
DHM	Digitales Höhenmodell
DIN	Gelöster anorganischer Stickstoff (Dissolved Inorganic Nitrogen)
DLR	Deutsches Zentrum für Luft- und Raumfahrt
EEA	European Environment Agency (Europäische Umweltagentur)
EG	Europäische Gemeinschaft
EMEP	European Monitoring and Evaluation Programme
EW	Einwohner
EZG	Einzugsgebiet
F + E	Forschung und Entwicklung
FKZ	Förderkennzeichen
GIS	Geographic Information System (Geographische Informationssysteme)
GK	Geologische Karte
GLOWA	Globaler Wandel des Wasserkreislaufes
GPCC	Global Precipitation Climatology Centre (Weltzentrum für Niederschlagsklimatologie)
GW	Grundwasser
IGB	Leibniz-Institut für Gewässerökologie und Binnenfischerei
IKZM	Integriertes Küstenzonenmanagement
kt	Kilotonne (1000 t)
LAWA	Bund/Länder-Arbeitsgemeinschaft Wasser
LF	landwirtschaftlich genutzte Fläche
MSRL	Europäische Meeresstrategie-Rahmenrichtlinie (Richtlinie 2008/56/EG)
MODIS	Moderate-resolution Imaging Spectroradiometer (Bildgebungs-Radiospektrometer mittlerer Auflösung)

MONERIS	MOdelling Nutrient Emissions in River Systems
N	Stickstoff (Nitrogen)
NASA	National Aeronautics and Space Administration (US-Bundesbehörde für Luft- und Raumfahrt)
NH _y	reduzierte Stickstoffverbindungen
NO _x	Stickstoffoxide
OSPAR	Oslo-Paris-Übereinkommen, Übereinkommen zum Schutz der Meeresumwelt des Nordostatlantiks
P	Phosphor (Phosphorous)
RIVM	Rijksinstituut voor Volksgezondheid en Milieu (Netherlands National Institute for Public Health and the Environment)
SRP	Gelöster reaktiver Phosphor (Soluble Reactive Phosphorus)
TP	Gesamtphosphor (Total Phosphorous)
TN	Gesamtstickstoff (Total Nitrogen)
UBA	Umweltbundesamt
USGS	United States Geological Survey (US-amerikanischer geologischer Dienst)
WEKU	Am Forschungszentrum-Jülich entwickeltes hydrologisches Modell
WRRL	Europäische Wasserrahmenrichtlinie (Richtlinie 2000/60/EG)
WWTP	Waste Water Treatment Plants (Kläranlageninventare)

1. Hintergrund und Ausgangssituation

Das Ziel der europäischen Wasserrahmenrichtlinie (Richtlinie 2000/60/EG, WRRL) ist es, bis zum Jahr 2015 einen guten ökologischen und chemischen Zustand aller Wasserkörper einschließlich der Küstenwasserkörper zu erzielen und aufrechtzuerhalten. Entsprechend sind auch nach der europäischen Meeresstrategie-Richtlinie (Richtlinie 2008/56/EG, MSRL) die europäischen Meere bis 2020 in einen guten Zustand zu versetzen und dafür geeignete Maßnahmen zu ergreifen. Die aktuelle Situation zeigt, dass die deutsche Nordsee und insbesondere die Küstengewässer den guten Zustand im Kontext dieser beiden Richtlinien nicht erreichen und die Nährstoffbelastung über die Flussfrachten eine der Hauptursachen dafür ist (s. auch Bericht zur Anfangsbewertung nach MSRL, Art.8; BMU, 2012). Um entsprechende Managementstrategien entwickeln zu können (u.a. Maßnahmen zur Reduzierung des Nährstoffeintrags nach WRRL und MSRL), ist es notwendig, den Ist-Zustand sowie Nährstoffreferenz- und Orientierungswerte für Wasserkörper zu ermitteln sowie sich international über die Reduktionsziele zu verständigen. Weiterhin zeigt die bisherige Diskussion im Prozess der internationalen Vergleichbarkeit der Bewertungen nach WRRL (Interkalibrierung), wie wichtig eine valide Ableitung von Referenzwerten den weiteren Verlauf der Harmonisierung beeinflussen kann. Die Ergebnisse dieses Projektes können daher sowohl zur anstehenden Harmonisierung der Bewertungsverfahren mit den Nachbarländern in Phase 3 der Interkalibrierung (NEA GIG in 2014-2016) als auch zur Harmonisierung der bisherigen Nordsee-Bewertung nach OSPAR mit der küstennahen Bewertung nach WRRL grundlegend beitragen.

Referenzbedingungen für Nährstoffe in Oberflächengewässern entsprechen dem sehr guten ökologischen Zustand und beinhalten nur sehr geringfügig störende menschliche Einflüsse mit keinen oder sehr geringen ökologischen Effekten (Richtlinie 2000/60/EG, WRRL). In anthropogen überprägten Industrienationen sind Oberflächengewässer, welche Referenzbedingungen für Nährstoffe aufweisen, nur in so geringem Umfang existent, dass sich daraus keine repräsentativen Bedingungen ableiten lassen. Daher ist die Ableitung von Nährstoffreferenzwerten anhand aktueller Messstellendaten nicht möglich und muss über Vorhersagemodelle in Kombination mit historischen Daten erfolgen. Als Unterstützung zur Ableitung von Nährstoffreferenz- und Orientierungswerten für die Nordsee werden daher in diesem Projekt mit dem Modell MONERIS (Venohr et al. 2011) Nährstoffeinträge und -frachten mitteleuropäischer Flussgebiete für das Bezugsjahr 1880 berechnet. Dies geschieht analog zur Vorgehensweise in den deutschen Ostsee-einzugsgebieten (Hirt et al. 2014) und basiert auf einer Methodik, welche erstmalig für das Einzugsgebiet der Oder (Gadegast et al. 2012) angewandt wurde.

2. Untersuchungsgebiet

Das Untersuchungsgebiet liegt überwiegend in Mitteleuropa, umfasst eine Fläche von 437.434 km² und erstreckt sich von den Schweizer Alpen im Süden, hin zur Deutschen Bucht im Norden sowie von den Ardennen im Westen, bis hin zu den Sudeten im Osten (Abb. 1). Der Großteil des Gebietes (62 %) liegt in Deutschland, gefolgt von Tschechien (11 %), Niederlande (8 %), Frankreich (7 %), Schweiz (6 %), Belgien (3 %), Luxemburg und Österreich (jeweils 1 %). Die Gesamtfläche wird über die Flusseinzugsgebiete Rhein (inkl. Maas), Ems, Weser, Elbe, Eider inklusive kleinere Küsteneinzugsgebiete in die Nordsee entwässert (im weiteren „EZG Nordsee“ genannt). Flusseinzugsgebiete (inklusive Küstendirekteinzugsgebiete) entsprechen den Flussgebietseinheiten der WWRL.

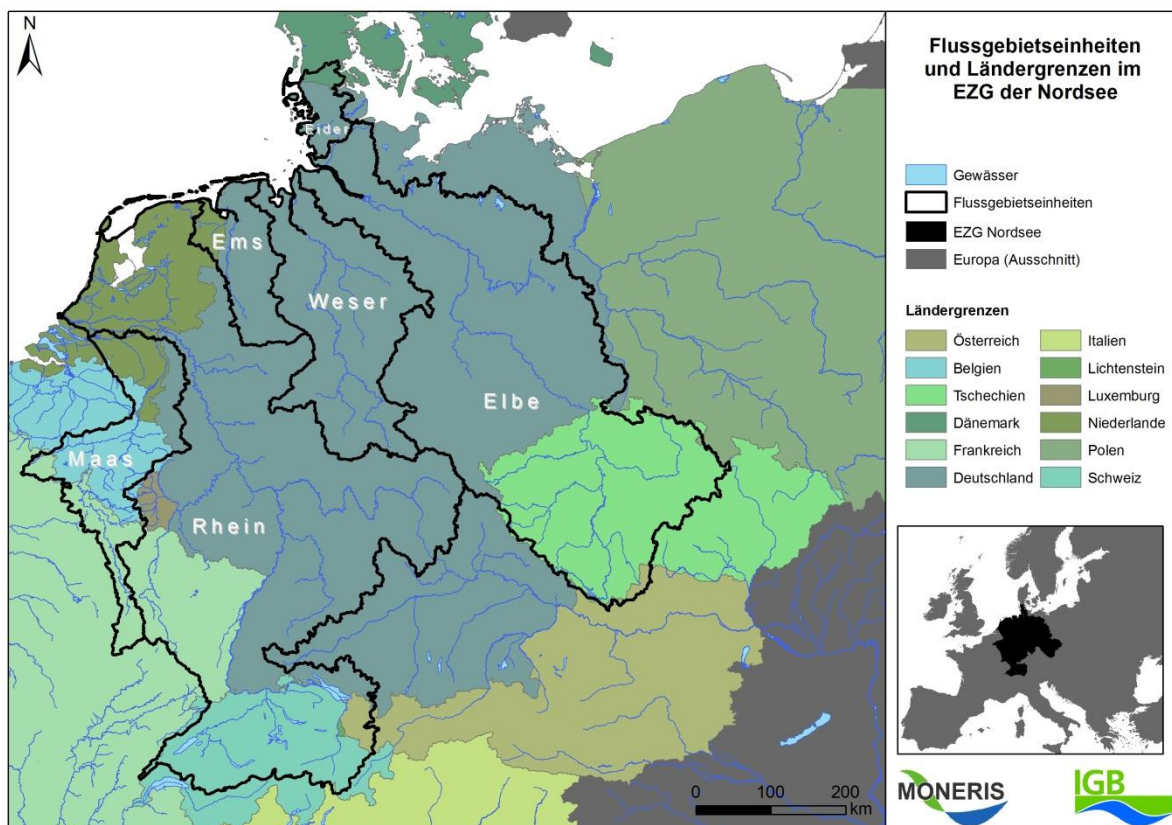


Abbildung 1: Flussgebietseinheiten (WRRL) und Ländergrenzen im EZG der Nordsee (2005).

3. Grundlage und Aufbereitung der Daten

Die Modellierung historischer Nährstoffeinträge und -frachten zur Ableitung von Nährstoffreferenz- und Orientierungswerten für mitteleuropäische Flussgebiete erfolgt mit dem Nährstoffeintragsmodell MONERIS (Venohr et al. 2011). Neben vielen europäischen und weltweiten Anwendungen wurde das Modell auch im Rahmen des F+E-Vorhabens des Umweltbundesamtes (FKZ: 3709 25 221) angewendet (Venohr et al. 2014). Modellversion und Datenbank dieses Projektes dienen nun als Grundlage für die historische Modellierung. Die räumliche Bezugsebene in Form der Analysegebiete (AUs) (Abb. 2) bleibt dabei unverändert, wohingegen die gebietsspezifischen Daten entsprechend der historischen Bedingungen angepasst, ausgetauscht oder ebenfalls unverändert übernommen werden. Im Folgenden wird daher zwischen nicht veränderten Daten (3.1) und angepassten Daten (3.2) unterschieden.

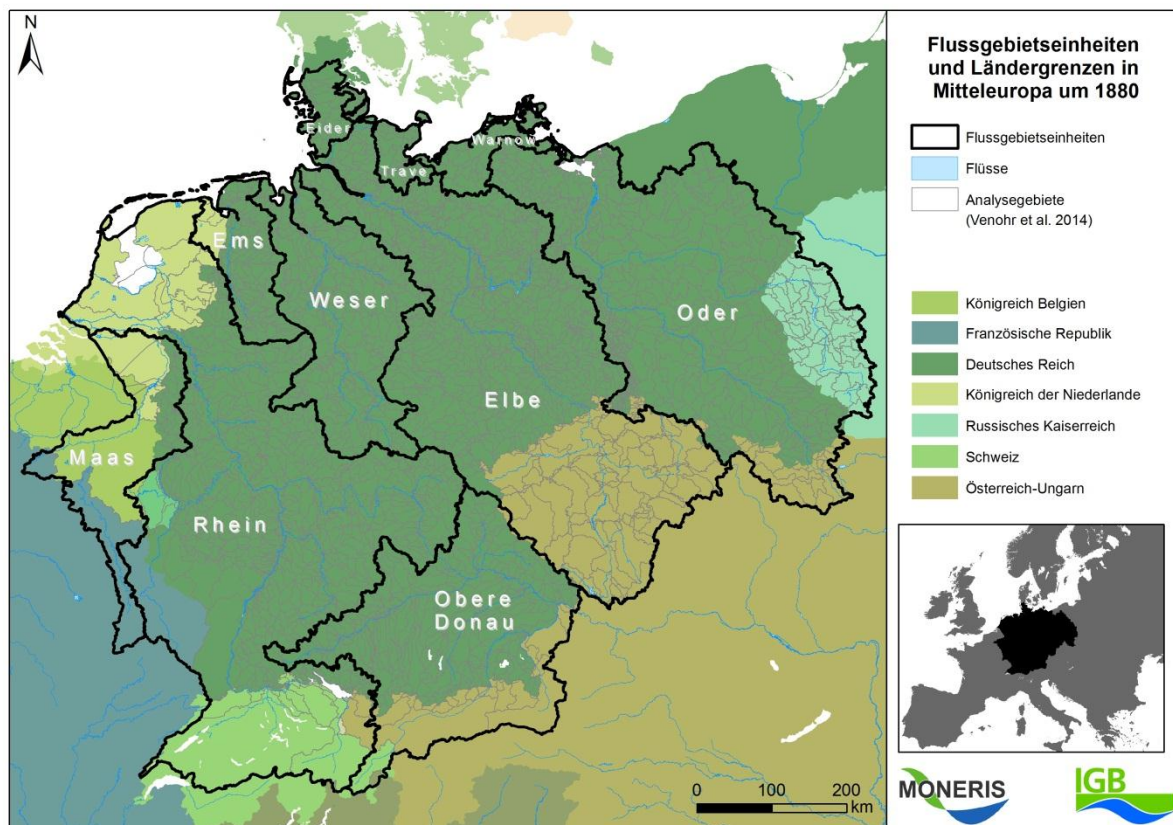


Abbildung 2: Flussgebietseinheiten (WRRL) und Ländergrenzen in Mitteleuropa um 1880.

3.1. Nicht veränderte Daten

Nicht veränderte Daten sind Eingangsdaten des Modells MONERIS welche im Rahmen des F+E-Vorhabens (FKZ: 3709 25 221) für das Umweltbundesamt (Venohr et al. 2014) bzw. dessen Vorläuferprojekt (Fuchs et al. 2010) erzeugt wurden und die für eine Modellierung historischer Nährstoffeinträge und -frachten unverändert übernommen werden. Die folgende Zusammenstellung enthält grobe Beschreibungen zur Grundlage und Aufbereitung einzelner Datensätze. Eine detaillierte Beschreibung kann den o.g. Quellen entnommen werden.

3.1.1. Analysegebiete

Das Analysegebiet (AU) als kleinste Modelleinheit in MONERIS ist die Grundlage für die Berechnung des Nährstoffeintrags und der gewässerinternen Retention, und beschreibt ein hydrologisches Teileinzugsgebiet (Venohr et al. 2011). Zusammengefasst führen die zu einem Flusssystem gehörenden Analysegebiete (AUs) (inklusive der Küstendirekteinzugsgebiete) zur Flussgebietseinheit entsprechend der WWRL (Abb. 2). Die AUs in Venohr et al. (2014) basieren auf von den Bundesländern herausgegebenen Einzugsgebietsgrenzen. Grenzüberschreitende Analysegebiete der Oder, der Elbe und des Rheins wurden aus dem IKZM-Oder-Projekt (BMBF, 03F0403A-H), GLOWA-Elbe (BMBF, 01LW0304A) und dem UBA-Projekt 29922285 (Behrendt et al. 2003) übernommen.

3.1.2. Hydrologische Parameter

Während des F+E-Vorhabens (FKZ: 3709 25 221) für das Umweltbundesamt (Venohr et al. 2014) wurden Daten zu Niederschlag, Abfluss und Evapotranspiration für die Jahre zwischen 1983 und 2008 zusammengetragen und dienten unter anderem zur Abflusskalibrierung des Modells MONERIS. Dabei werden die mithilfe der Bilanz von Niederschlag und Verdunstung berechneten mittleren Gebietsabflüsse unter Verwendung der Abflussgleichung aufsummiert und anhand der gemessenen Abflüsse kalibriert (für Details siehe Fuchs et al. 2010). Da für den Zeitraum um 1880 keine oder nur sehr geringe Informationen zu Niederschlag, Abfluss und Evapotranspiration existieren, wird für die Modellierung der historischen Nährstoffeinträge und -frachten diese bereits kalibrierte Modellversion verwendet. Darüber hinaus wird der historischen Berechnung das Langzeitmittel der hydrologischen Parameter zwischen 1983 und 2008 zugrunde gelegt um den Einfluss eventueller Extremereignisse zu verringern.

3.1.2.1. Niederschlag

Die mittleren jährlichen Niederschlagssummen [mm] von 1983 bis 2008 wurden mithilfe der interpolierten mittleren Monatswerte des Global Precipitation Climatology Centre (GPCC 2006) erzeugt. Die originär als Punktwerte vorliegenden Daten wurden mithilfe eines

Geoinformationssystems (ESRI ArcGIS) in Raster konvertiert und mit den Analysegebieten des Modells verschnitten.

3.1.2.2. Abfluss

Abflussdaten zwischen 1983 und 2008 wurden von den zuständigen Länder- und Bundesbehörden abgefragt. Insgesamt standen in Fuchs et al. (2010) Daten zum mittleren täglichen Abfluss [m^3/s] von 1.273 Abflusspegeln zur Verfügung, welche in Venohr et al. (2014) nochmals aktualisiert wurden. Nicht alle Messreihen wurden für die Modellanwendungen genutzt, da entweder mehrere Pegel in einem Modellgebiet lagen, sie keinem Modellgebiet eindeutig zugeordnet werden konnten, oder die Daten der Messreihen weniger als ein Jahr abdeckten.

3.1.2.3. Evapotranspiration

Die mittlere jährliche Evapotranspiration [mm] von 1983 bis 2008 ist mit GPCC-Daten und MODIS16-Daten der NASA (Moderate-resolution Imaging Spectroradiometer) erstellt worden.

3.1.3. Hydrogeologie und Grundwasseraufenthaltszeit

Locker- und Festgesteinsbereiche innerhalb der Analysegebiete wurden für Deutschland anhand der Geologischen Karte Deutschlands (GK 1000; Maßstab 1:1.000.000) der Bundesanstalt für Geowissenschaften und Rohstoffe (BGR, 1993) und für die ausländischen Gebiete mithilfe der hydrogeologischen Karte von Europa des RIVM (2007) durchgeführt.

Daten zu den Verweilzeiten des Grundwassers basieren auf Berechnungsergebnissen des Modells WEKU (Kunkel et al. 2007), wobei nur Werte für Deutschland vorliegen. Die Grundwasseraufenthaltszeiten für nicht in Deutschland liegende Gebiete werden in MONERIS modellintern abgeschätzt, wobei die maximale Verweilzeit bei 50 Jahren liegt (Venohr et al. 2011).

3.1.4. Topographie und mittlere Höhe

Die mittlere Höhe wurde anhand des 1 km² DHM GTOPO30 des USGS (1996) berechnet.

3.1.5. Bodenarten

Die Informationen zu den Flächenanteilen der sand-, ton-, lehm- und schluff-dominierten Böden sowie zu Nieder- und Hochmooren, der Durchlässigkeit und dem Stickstoffgehalt der oberen Bodenschicht wurden der deutschen Bodenübersichtskarte (BÜK 1000; Maßstab 1:1.000.000) der

Bundesanstalt für Geowissenschaften und Rohstoffe (BGR, 1998) und der Europäischen Bodenkarte des European Soil Bureau Network (ESBN, 2007) entnommen.

3.2. Angepasste Daten

In den folgenden Unterkapiteln werden die Daten aufgeführt, welche entsprechend der historischen Bedingungen um das Jahr 1880 angepasst bzw. ausgetauscht wurden. Die Daten zur Gesamtbevölkerung, der Bevölkerung in Städten größer 10.000 Einwohner und der Landnutzung basieren auf amtlichen Statistiken der Länder (Tab. 1) im EZG der Nordsee um 1880 (Abb. 2). Für die Übertragung der historischen statistischen Daten wurde eine digitale Karte von den Regionen Europas um 1900 (MPIDR & CGG, 2013), bereitgestellt vom „Mosaic Project (Historical GIS Data)“, genutzt.

Tabelle 1: Verfügbare statistische Datenquellen um das Bezugsjahr 1880 im EZG der Nordsee.

Flusseinzugsgebiete	Auslassgebiet	Länder (heutige Grenzen)	Statistische Datenquelle
Rhein & Maas	Nordsee	BE, CH, DE, F & NL	AT: K.K. Statistische Central-Commission (1882) BE: Statistique Générale de la Belgique (1872) CH: Statistisches Bureau des eidgenössischen Departments des Innern (1891) CZ: K.K. Statistische Central-Commission (1882) DE: Kaiserlich Statistisches Amt (1879; 1882) F: Ministère du Commerce (1883) NL: Commission Centrale de Staistique (1893) PL: Główny Urząd Statystyczny Rzeczpospolitej Polskiej (1939)
Ems		DE, NL	
Weser		DE	
Elbe		CZ & DE	
Eider		DE	
Oder	Ostsee	DE, PL	
Warnow		DE	
Trave		DE	
Obere Donau	Schwarzes Meer	AT, CZ, DE	

3.2.1. Bevölkerung

Entsprechend der statistischen Datenquellen (Tab. 1) liegen Bevölkerungsinformationen für alle Länder im EZG der Nordsee (Abb. 1) vor. Zu den Informationen gehören die Gesamtbevölkerung unterschiedlicher administrativer Einheiten bzw. Regionen (z. B. Regierungsbezirke & Kantone) und die Bevölkerung von Städten mit mehr als 10.000 Einwohnern. Mithilfe der regionalen Flächeninformationen wurden zunächst Bevölkerungsdichten berechnet, welche nach der Verschneidung mit den AUs eine Berechnung der Gesamtbevölkerung für ebendiese ermöglichte.

Die Städte (> 10.000 EW) wurden mithilfe geographischer Koordinaten georeferenziert und ebenfalls mit den AUs verschnitten.

3.2.2. Kanalisationen und Kläranlagen

Die Informationen zum Anschlussgrad an Kanalisationen und Kläranlagen in Deutschland wurden Gadegast et al. (2014) entnommen. Für insgesamt 1.150 Städte (> 10.000 EW) zwischen 1878 und 1939 konnte der Anteil der Bevölkerung mit Anschluss an Kanalisationen und (frühen) Kläranlagen anhand statistischer Informationen rekonstruiert werden. Insgesamt sind um das Jahr 1880 9 % der Gesamtbevölkerung bzw. 38 % der städtischen Bevölkerung an eine Kanalisation angeschlossen. 33 % der städtischen Bevölkerung lebte in Großstädten > 100.000 EW, für die ein mittlerer Anschlussgrad an die Kanalisation von 79 % rekonstruiert wurde (Gadegast et al. 2014). Entsprechend dieser mittleren rekonstruierten Anteile für die Städte in Deutschland um 1880 wurde die angeschlossene Bevölkerung in den Städten außerhalb dieser Grenzen abgeschätzt. Der Anteil der angeschlossenen Bevölkerung je AU errechnet sich somit aus der Summe der angeschlossenen städtischen Bevölkerung.

Der mittlere tägliche Wasserverbrauch pro EW um 1880 lag bei 47 Liter und überstieg in Großstädten, aufgrund der zentralen Wasserversorgung, auch 100 Liter. Eine Reinigung des Abwassers ist nur für wenige deutsche Großstädte dokumentiert. Nach vorliegenden Quellen beschränkte sich die städtische Abwasserentsorgung zumeist auf eine Verrieselung des Abwassers (z.B. Berlin) auf entsprechenden Flächen. Insgesamt wurde das Abwasser von lediglich 3 % der Gesamtbevölkerung in Deutschland um 1880 darüber gereinigt. Für Städte außerhalb dieser Grenzen sind aktuell keine Informationen zur historischen Abwassereinigung vorhanden. Daher wird dort für die Modellierung vorerst auch keine Reinigung der städtischen Abwässer berücksichtigt.

Für den nicht angeschlossenen Anteil der Bevölkerung wird einer Entsorgung über Klärgruben angenommen. Da diese Systeme sehr selten zum Untergrund hin abgedichtet waren, wird modellseitig für diese Art der Abwasserentsorgung, sowie für die städtische Abwasser-Verrieselung, eine Behandlung bzw. Reinigung über die Bodenpassage in Abhängigkeit von der Geologie angenommen.

3.2.3. Landnutzung

In MONERIS werden 9 Landnutzungsklassen (versiegelte Flächen (Städte), Ackerland, Grünland, natürliche bedeckte Flächen, Feuchtgebiete, offene Flächen, Tagebau, Wasserflächen und sonstige Flächen) voneinander unterschieden. Die aktuelle Klassifikation der Landnutzung in MONERIS und deren räumliche Verteilung basiert auf dem Vektordatensatz (100 m² Auflösung) der Bodenbedeckung des europäischen Projekts CORINE Land Cover (CLC) für das Bezugsjahr 2006 (EEA 2010).

Für eine Anpassung an die historischen Bedingungen werden die Landnutzungsinformationen aus den amtlichen Statistiken verwendet (Tab. 1). Da diese Informationen relativ grob sind, d.h. lediglich für administrative Einheiten der Staaten um 1880 zur Verfügung stehen, wurde eine Korrektur anhand der, auf CLC-Daten basierenden, aktuellen Landnutzungsverteilung in Venohr et al. (2014) durchgeführt:

- Aggregieren der aktuellen Landnutzungsinformationen der AUs entsprechend der historischen administrativen Einheiten.
- Ermitteln der prozentualen Veränderung zwischen historischen und aktuellen Werten
- Übertragung der prozentualen Veränderung auf die aktuellen Landnutzungsinformationen der AUs

Anhand dieser Vorgehensweise konnte eine höhere räumliche Auflösung der historischen Landnutzungsinformationen erzeugt werden.

3.2.4. Dränagen

Der Anteil von Dränagen in der Landwirtschaft um das Jahr 1880 wurde für Preußen in Gadegast et al. (2012) rekonstruiert. Demnach waren ca. 8 % der Ackerflächen bzw. ca. 6 % der landwirtschaftlich genutzten Fläche (LF) dräniert. Die aktuelle Verteilung der dränierten Fläche in Venohr et al. (2014) konnte genutzt werden um diesen historischen Anteil auf die AUs im EZG der Nordsee zu übertragen. Dabei wurde, unter Beibehaltung des Verhältnisses zwischen AU und Gesamtfläche, der aktuelle Anteil der dränierten LF auf den Wert von 6 % um 1880 reduziert. Somit weisen Gebiete mit einem aktuell hohen Anteil an Dränagen um 1880 ebenfalls vergleichsweise hohe Werte auf.

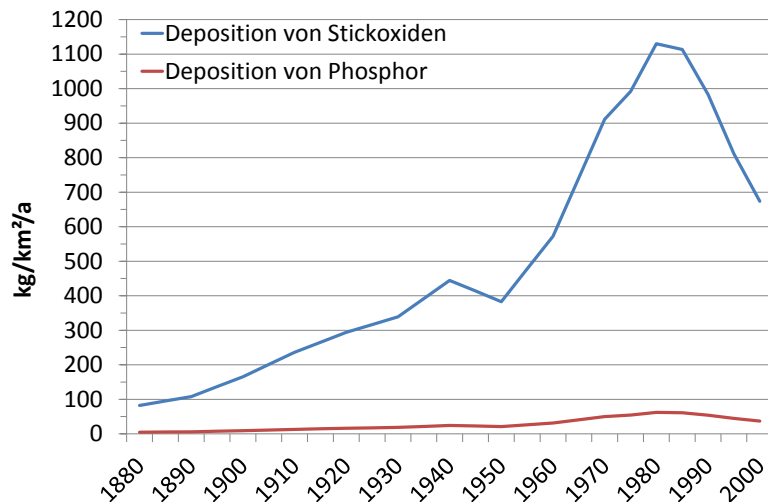
3.2.5. Atmosphärische Deposition

Die atmosphärische Deposition von Stickstoff, speziell von Stickoxiden (NO_x) und reduzierten Stickstoffverbindungen (NH_y) für mitteleuropäische Flusseinzugsgebiete um das Jahr 1880 kann aus einem Datensatz des European Monitoring and Evaluation Programme (EMEP) abgeleitet werden (EMEP 1998; Schöpp et al. 2003).

Der aktuelle Wert für die Deposition von TP variiert zwischen 5 und 40 $\text{kg}/\text{km}^2/\text{a}$ in Nordeuropa (Ruoho-Airola et al. 2012) bzw. zwischen 5 und 50 $\text{kg}/\text{km}^2/\text{a}$ in Gesamteuropa (EEA 2005). Die Deposition von Phosphor ist, ähnlich wie die von Stickoxiden (NO_x), stark durch Verbrennungsprozesse beeinflusst. Von 1880 bis 1980 steigt die NO_x -Deposition im EZG der Nordsee von 85 auf 1130 $\text{kg}/\text{km}^2/\text{a}$ und verringert sich bis zum Jahr 2000 auf 674 $\text{kg}/\text{km}^2/\text{a}$ (Abb. 3).

Überträgt man diese Entwicklung auf den aktuell für Deutschland angenommenen Wert der Phosphordeposition von 37 kg/km²/a (Behrendt et al. 1999), so ergibt sich für 1880 ein Wert von 4,5 kg/km²/a. Dies entspricht annähernd dem aktuellen europäischen Minimalwert und wird für die Berechnung der Nährstoffeinträge um 1880 genutzt.

Abbildung 3: Atmosphärische Deposition von Stickoxiden (NO_x) und TP (abgeleitet) im EZG der Nordsee (1880-2000).



3.2.6. Nährstoffbilanzen landwirtschaftlicher Flächen in Deutschland um 1880

Die Berechnung der Nährstoffbilanzen auf landwirtschaftlichen Flächen in Deutschland um 1880 basiert auf einer Abschätzungsmethode der OECD (1997; 2007; 2008), bei der statistische Eingangsgrößen (z.B. Viehbestand, Düngermanagement, Anbauflächen, Ernteerträge) mit länderspezifischen Koeffizienten multipliziert werden, um die eingetragene und entzogene Nährstoffmenge für Stickstoff und Phosphor zu ermitteln. Die dafür benötigten Eingangsgrößen konnten den historischen landwirtschaftlichen Statistiken (Kaiserlich Statistisches Amt, 1879) entnommen werden, wo sie differenziert für die Provinzen (vergleichbar mit heutigen Bundesländern) innerhalb der Grenzen Deutschlands um 1880 vorliegen. Die länderspezifischen Koeffizienten können den Berechnungstabellen der OECD entnommen werden.

Die eingetragene Nährstoffmenge auf landwirtschaftlichen Flächen ist die Summe aus der Nährstoffmenge, welche im organischen (Wirtschaftsdünger, menschliche Fäkalien) und mineralischen Dünger enthalten ist, durch atmosphärische Deposition auf die Fläche gelangt und durch freilebende oder in Symbiose mit Pflanzen (Leguminosen) vorkommende Mikroorganismen biologisch fixiert (ausschließlich Stickstoff) wird. Der Nährstoffgehalt im Wirtschaftsdünger berechnet sich anhand der Viehzahlen und einem länderspezifischen Koeffizienten, differenziert nach Nutztieren. Die eingetragene Nährstoffmenge durch organischen Dünger aus Klärgruben wurde Gadegast et al. (2014) entnommen. Die Angaben zur Menge und dem Reingehalt angewandter Mineraldünger beruhen auf historischen landwirtschaftlichen Statistiken. Informationen zur atmosphärischen Stickstoffdeposition auf landwirtschaftlichen Flächen konnten mithilfe des Datensatzes des European Monitoring and Evaluation Programme (EMEP) abgeleitet werden (EMEP 1998; Schöpp et al. 2003). Die biologische Stickstofffixierung wurde mithilfe der Anbaufläche

stickstofffixierender Pflanzen (Klee, Luzerne, usw.) sowie der Grünlandfläche, welche mit entsprechenden Koeffizienten multipliziert werden, abgeschätzt.

Die entzogene Nährstoffmenge ist die Summe der Nährstoffe, die über die abgeernteten Pflanzen entzogen werden. Dabei wurden Erntemengen von Getreide (Weizen, Gerste Roggen usw.), Futter- und Handelspflanzen sowie Gemüse berücksichtigt. Aus der Differenz von eingetragener und entzogener Nährstoffmenge errechnet sich ein Überschuss bzw. ein Defizit.

Darüber hinaus wurde der Verlust des im Wirtschaftsdünger (tierischer Mist, Gülle, Dung) enthaltenen Stickstoffs durch Ausgasung (Volatilisierung) von Ammoniak (NH_3), Versickerung und Denitrifikation abgeschätzt. Bei mittleren klimatischen Bedingungen und ohne Einarbeitung des Düngers in den Boden wird der Verlust mit 66 % beziffert (Atia, 2008). In Bouwman et al. (2009) werden, mit Bezug auf Janssen und Oenema (2008), 40 % Verlust angenommen. Das Fehlen von gesetzlichen Regelungen zur Lagerung des Wirtschaftsdüngers sowie zur Einarbeitung nach der Ausbringung in Deutschland um 1880 führte höchstwahrscheinlich zu höheren Verlusten als heutzutage und macht die Annahmen von Atia (2008) für die historischen Bedingungen realistischer. Die im Wirtschaftsdünger enthaltene Menge an Phosphor wird als komplett verfügbar angenommen.

Die berechneten mittleren deutschlandweiten Werte zum Nährstoffüberschuss um 1880 wurden letztlich auf die übrigen Länder im EZG der Nordsee übertragen.

Frühere Abschätzungen der Nährstoffbilanzen auf landwirtschaftlichen Flächen in Deutschland um 1880 (Gadegast et al. 2012; Hirt et al. 2014) berücksichtigen keine biologische Stickstofffixierung von Pflanzen (z.B. Klee, Luzerne). Da die Nährstoffbilanzüberschüsse einen signifikanten Einfluss auf die Berechnung von Nährstoffeinträgen haben und ein Vergleich früherer mit den aktuellen historischen Berechnungen innerhalb dieses Projektes angestrebt wird, wurde zusätzlich und auf Basis der o.g. Methode eine Nährstoffbilanzierung ohne biologische Stickstoffbilanzierung durchgeführt.

Die Nutzung von Mineraldünger wurde erst mit den Erkenntnissen von Justus von Liebig's „Die organische Chemie in ihrer Anwendung auf Agricultur und Physiologie“ (1840) für die landwirtschaftliche Anwendung relevant. Ab 1840 wurde verstärkt Guano, als erster Handelsdünger überhaupt, und später Chilesalpeter (1860) nach England und somit ins restliche Europa importiert. Daher, und um Grundwasseraufenthaltszeiten von max. 50 Jahren zu berücksichtigen sowie die Phosphorakkumulation zu berechnen, wurde ein potentieller Nährstoffbilanzüberschuss erst ab 1851 angenommen. Die in den Bilanzierungen errechneten Werte für 1880 wurden dafür bis 1851 linear in die Vergangenheit interpoliert und im Falle des Phosphors ab da wieder (jährlich) aufsummiert. Für die Jahre von 1830 bis 1850 wurde ein ausgeglichener Nährstoffbilanzüberschuss (0 kg/ha/a) angenommen.

4. Ergebnisse

4.1. Eingangsdaten

Mithilfe der Eingangsdaten, welche vorwiegend auf historischen (statistischen) Daten basieren, wird versucht die Gegebenheiten im EZG der Nordsee um 1880 möglichst realistisch abzubilden. Im Folgenden werden die Ergebnisse der im Kapitel 3.2. beschriebenen Datenaufbereitung dargestellt.

4.1.1. Bevölkerungsverteilung und Anschluss an eine Abwasserentsorgung

Die Gesamtbevölkerung im EZG der Nordsee um das Jahr 1880 betrug ca. 45 Mio. EW (2005: 104 Mio.) (Tab. 2) und einer mittleren Einwohnerdichte von 103 EW/km² (2005: 239 EW/km²) (Abb. 4). Insgesamt lebten 22 % in Städten (> 10.000 EW), von den wiederum 29 % an eine Kanalisationen angeschlossen waren (7 % der Gesamtbevölkerung) (Abb. 5). Eine dokumentierte Abwasserreinigung erfolgte lediglich in und um Berlin mithilfe von Berieselung (Gadegast et al. 2014). Der weitaus größte Teil der Bevölkerung (93 %) hingegen nutzte Klärgruben für die Entsorgung. In beiden Fällen erfuhr das Abwasser eine Reinigung über die Boden-Grundwasser-Passage.

Tabelle 2: Bevölkerung und Kanalisationsanschluss im EZG der Nordsee um 1880.

Flussgebiet	Bevölkerung		Städtische Bevölkerung	
	gesamt	pro km ²	gesamt	an Kanalisation angeschlossen [%]
Rhein	17.814.438	109	3.450.692	31
Maas	3.497.062	107	668.562	24
Ijsselmeer	2.882.578	116	868.806	54
Ems	563.199	49	94.388	20
Küstengebiet Ems	369.358	78	50.567	14
Weser	2.896.093	75	536.602	21
Küstengebiet Weser	575.263	65	148.031	19
Elbe	15.492.201	111	4.087.626	25
Küstengebiet Elbe	625.082	78	132.301	52
Eider	106.688	52	21.401	0
Küstengebiet Eider	146.416	38	8.788	0
Nordsee	44.968.377	103	10.067.763	29

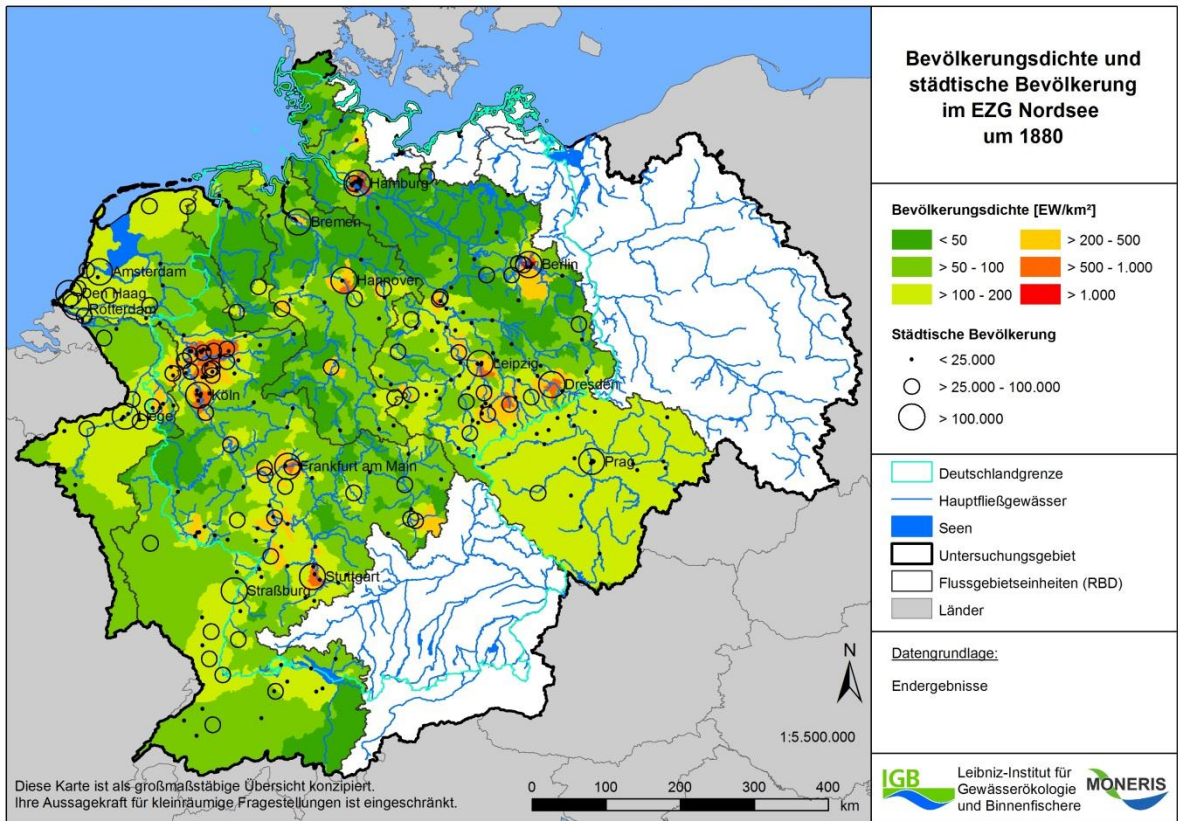


Abbildung 4: Bevölkerungsdichte und städtische Bevölkerung im EZG Nordsee um 1880.

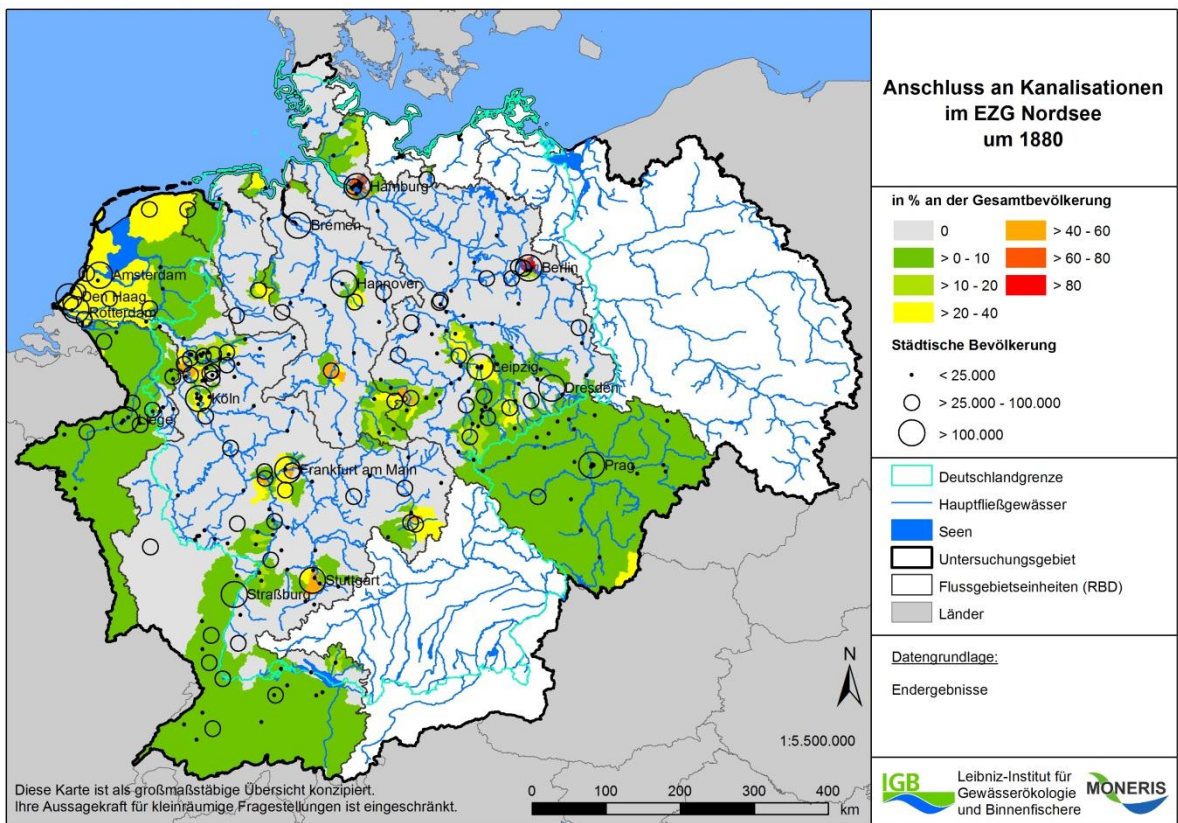


Abbildung 5: Angeschlossene Bevölkerung im EZG Nordsee um 1880.

4.1.2. Landnutzung und Dränagen

Von der Gesamtfläche des EZG Nordsee (437.434 km²) wurden um 1880 65 % landwirtschaftlich genutzt, waren 26 % mit Wald bedeckt und lediglich 3 % hatten eine urbane Prägung (Tab. 3). Bis zum Jahr 2005 hat sich speziell der Anteil der urbanen Flächen nahezu verdreifacht (8 %) und der Anteil der landwirtschaftlich genutzten Flächen reduziert (57 %). Der Anteil der drainierten LF betrug im Mittel 6 % und war im Vergleich zum Jahr 2005 (13 %) somit um die Hälfte geringer. Die Abbildungen 6-8 zeigen den jeweiligen prozentualen Anteil der Ackerfläche, des Grünlandes und der gesamten LF an der Gesamtfläche der AUs im EZG der Nordsee um 1880. Abbildung 9 zeigt den Anteil der drainierten LF.

Tabelle 3: Prozentualer Anteil der MONERIS Landnutzungsklassen an der Gesamtfläche und der Anteil der drainierten LF der Flussgebiete im EZG Nordsee um 1880 & 2005.

1880	Rhein	Maas	Ems	Weser	Elbe	Eider	Nordsee
<i>Gesamtfläche [km²]</i>	187.754	32.561	16.349	47.215	147.693	5.862	437.434
Ackerland [%]	39	47	45	41	52	54	45
Grünland [%]	20	16	30	27	16	36	20
Natürlich bedeckte Fläche [%]	27	22	13	26	26	4	26
Wasserfläche [%]	4	1	2	3	3	3	3
Städte [%]	2	7	2	2	3	1	3
Tagebau [%]	1	3	2	0	0	0	1
Offene Flächen [%]	0	0	0	0	0	0	0
Feuchtgebiete [%]	2	3	6	1	0	1	1
Sonstige Flächen [%]	4	0	0	0	0	0	2
Dränage [% an LF]	4	0	5	5	9	24	6
2005	Rhein	Maas	Ems	Weser	Elbe	Eider	Nordsee
Ackerland [%]	35	38	65	48	51	44	43
Grünland [%]	16	18	15	14	9	40	14
Natürlich bedeckte Fläche [%]	31	29	9	28	29	4	29
Wasserfläche [%]	3	1	0	0	1	1	2
Städte [%]	9	11	7	7	7	4	8
Tagebau [%]	0	0	0	0	1	0	0
Offene Flächen [%]	6	2	1	1	2	3	4
Feuchtgebiete [%]	0	0	2	1	0	4	0
Sonstige Flächen [%]	0	0	0	0	0	0	0
Dränage [% an LF]	9	1	9	10	19	50	13

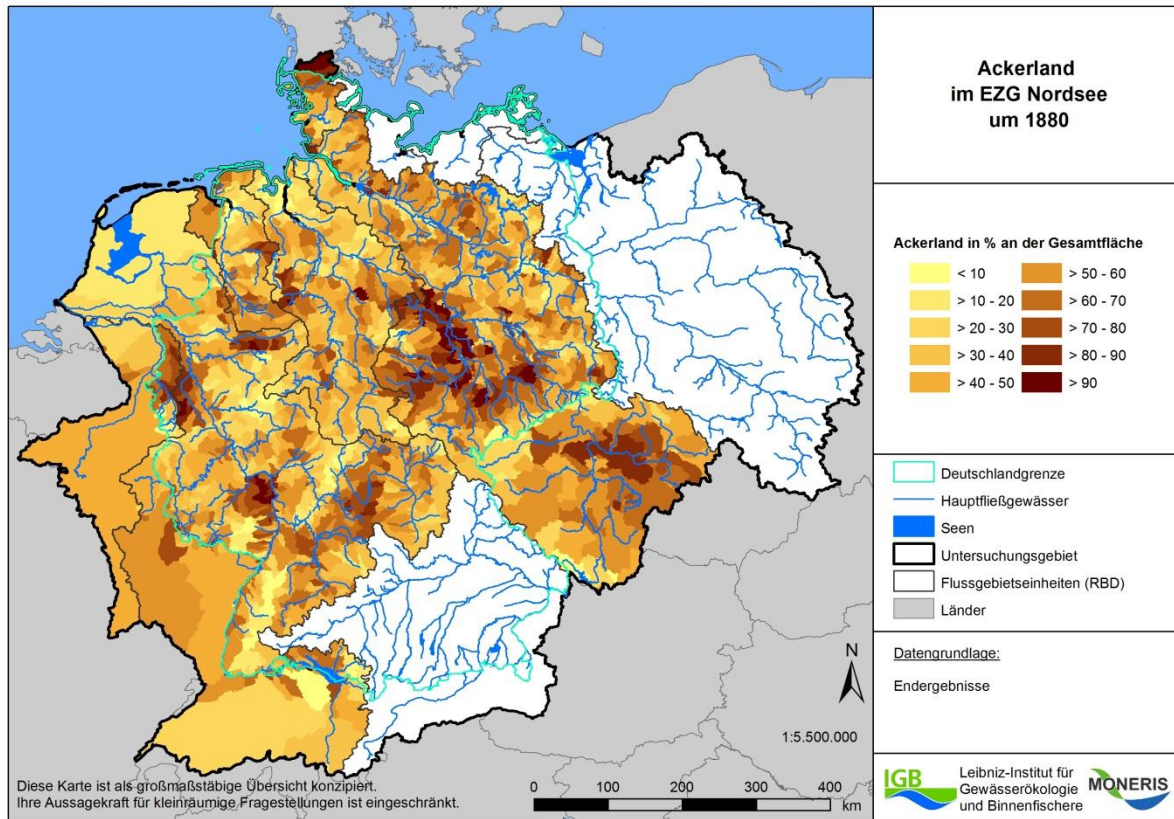


Abbildung 6: Anteil des Ackerlandes im EZG der Nordsee um 1880.

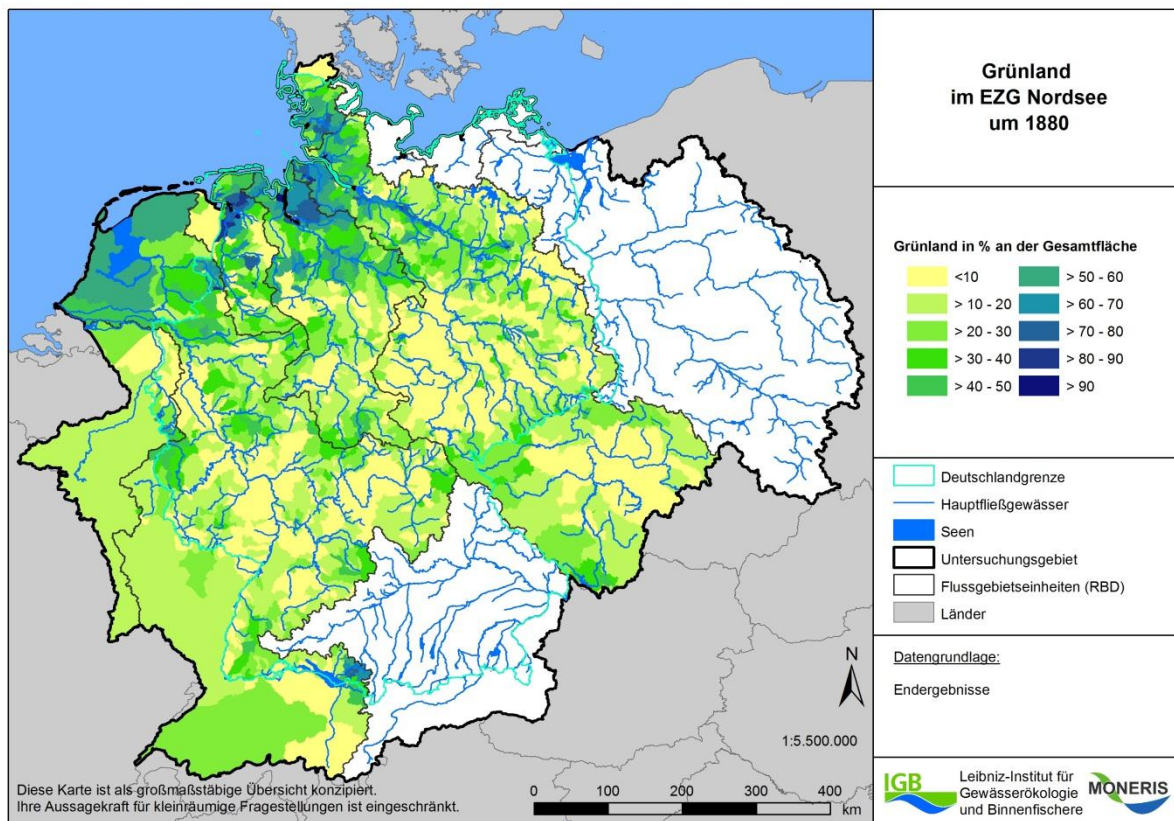


Abbildung 7: Anteil des Grünlandes im EZG der Nordsee um 1880.

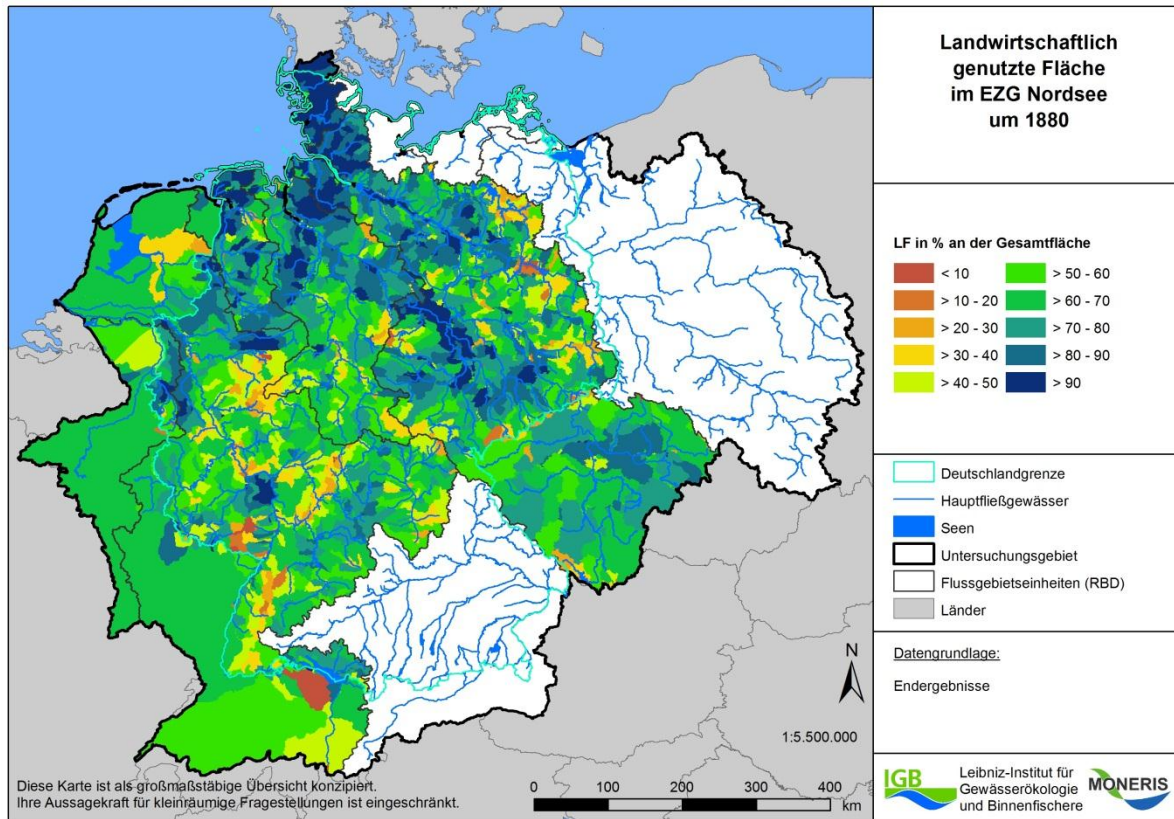


Abbildung 8: Anteil der landwirtschaftlich genutzten Fläche (LF) im EZG der Nordsee um 1880.

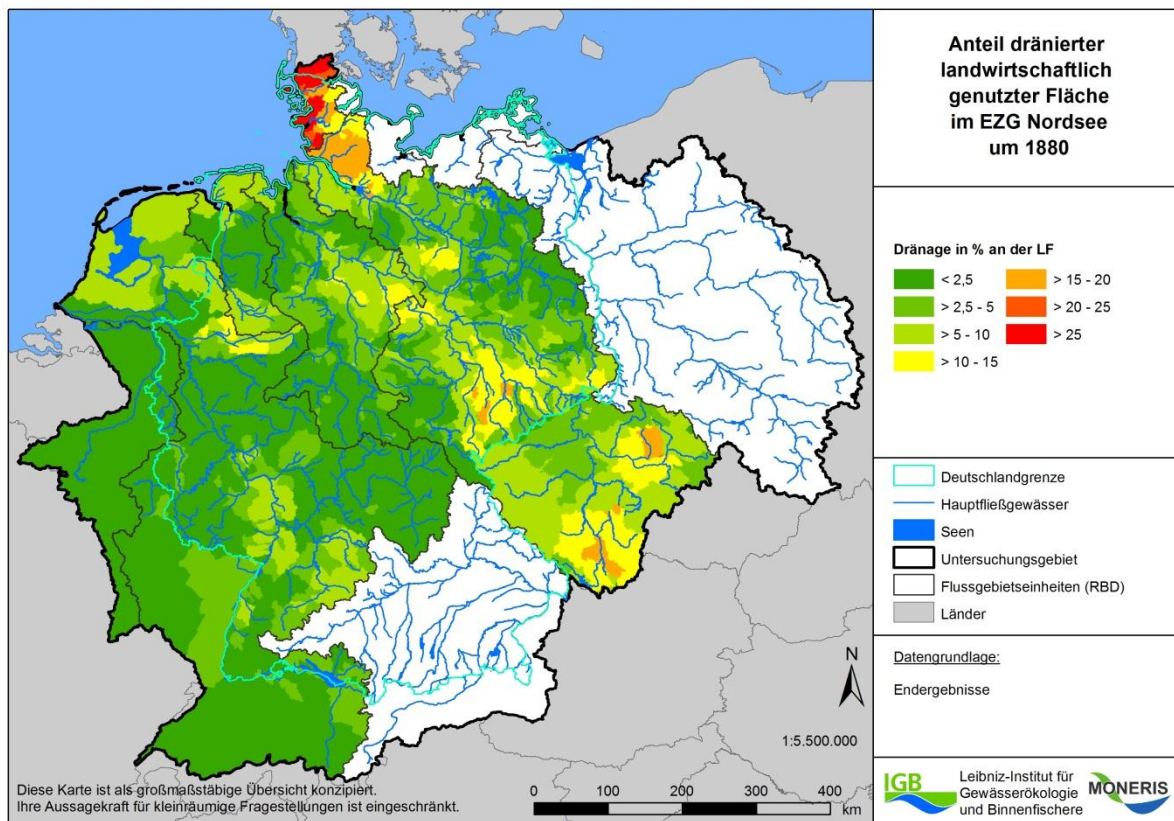


Abbildung 9: Anteil der drainierten LF im EZG der Nordsee um 1880.

4.1.3. Atmosphärische Deposition

Die mittlere atmosphärische Deposition von Stickstoff im EZG der Nordsee um 1880 liegt bei 6 (NH_y) bzw. 0,9 (NO_x) kg/ha/a (Abb. 10, 11), wobei der Anteil der NH_y -Deposition mit 87 % an der Gesamtd deposition überwiegt. Somit ist der größte Teil der Stickstoffdeposition auf eine landwirtschaftliche Nutzung, speziell auf die Wirtschaftsdüngeranwendung, zurückzuführen. Im Jahr 2005 liegt die Deposition von NH_y (10,3 kg/ha/a) und NO_x (7,6 kg/ha/a) um den Faktor 1,7 bzw. 8,8 höher (Venohr et al. 2014). Das macht deutlich, dass seit 1880 die Verbrennung von fossilen Energieträgern stark zugenommen hat. Die Gesamtd deposition von Stickstoff hat sich somit zwischen 1880 und 2005 um das 2,6fache erhöht.

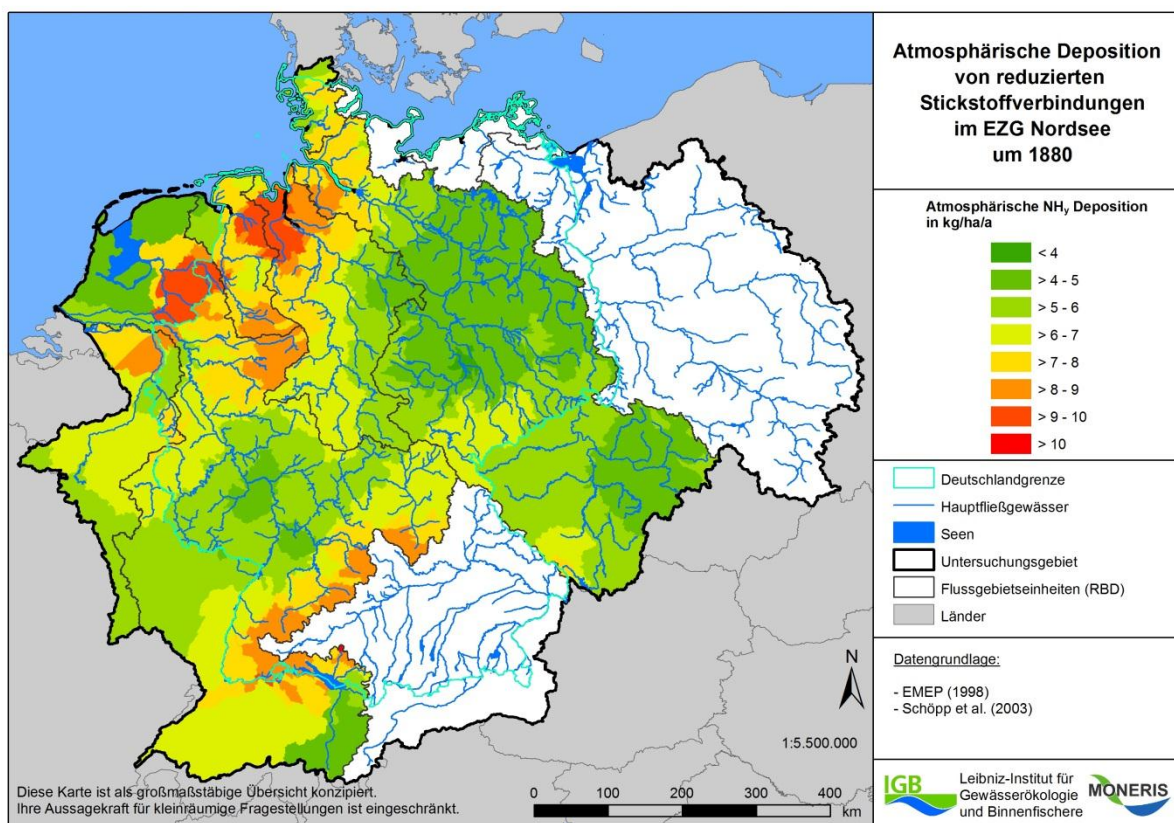


Abbildung 10: Atmosphärische Deposition von NH_y im EZG Nordsee um 1880.

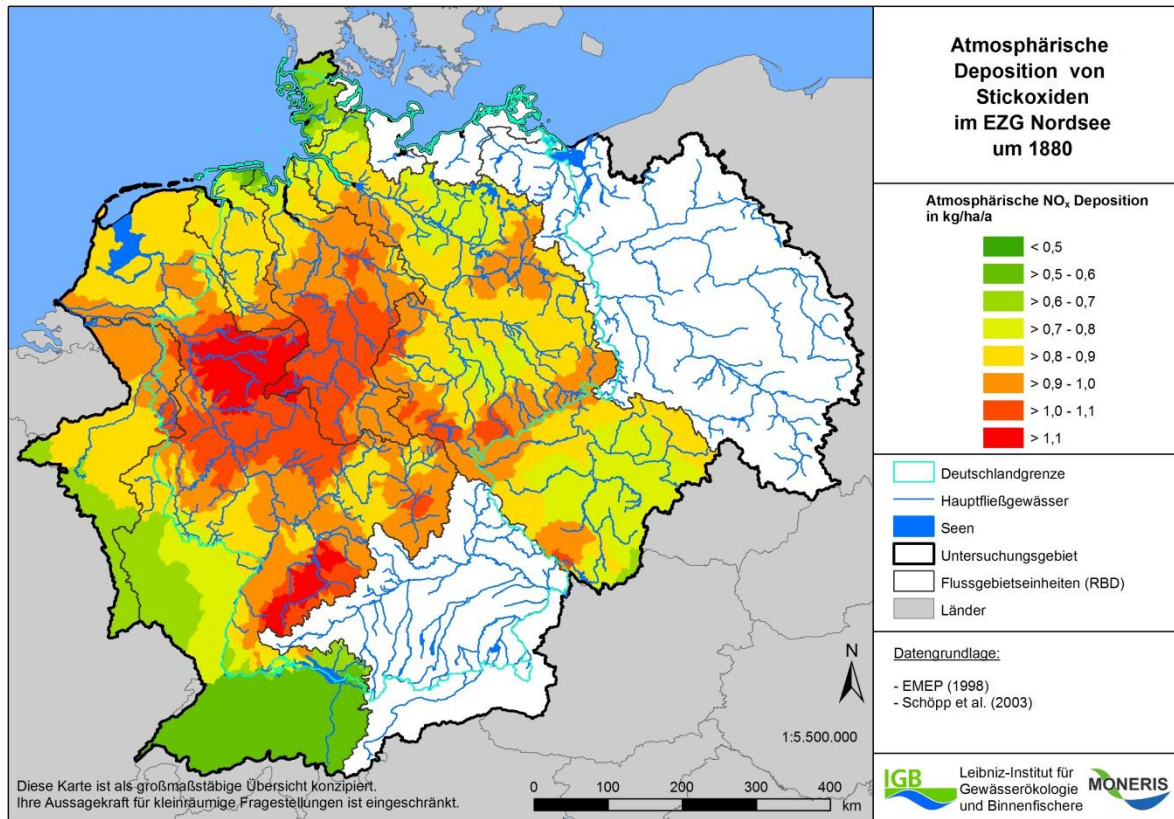


Abbildung 11: Atmosphärische Deposition von NO_x im EZG Nordsee um 1880.

4.1.4. Nährstoffbilanzen landwirtschaftlich genutzter Flächen

Zunächst wurden die Nährstoffbilanzen, wie in 3.2.6 beschrieben, für die Provinzen in Deutschland um 1880 rekonstruiert (Abb. 12). Im Mittel beträgt der errechnete Bilanzüberschuss 23 (TN) bzw. 6 (TP) kg/ha/a, wobei der Wirtschaftsdünger und die biologische Fixierung den größten Anteil am Gesamteintrag auf LF haben (Tab. 4).

Tabelle 4: Nährstoffbilanzierung auf LF in Deutschland um 1880.

	Wirtschafts- dünger	Biologische Fixierung	Atmosphärische Deposition	Mineraldünger + org. Dünger	Eintrag auf LF	Ernteentzug	Bilanz- überschuss
	kg/ha/a						
Stickstoff	19	22	7	3	51	28	23
Phosphor	10	-	0,045	1	11	5	6

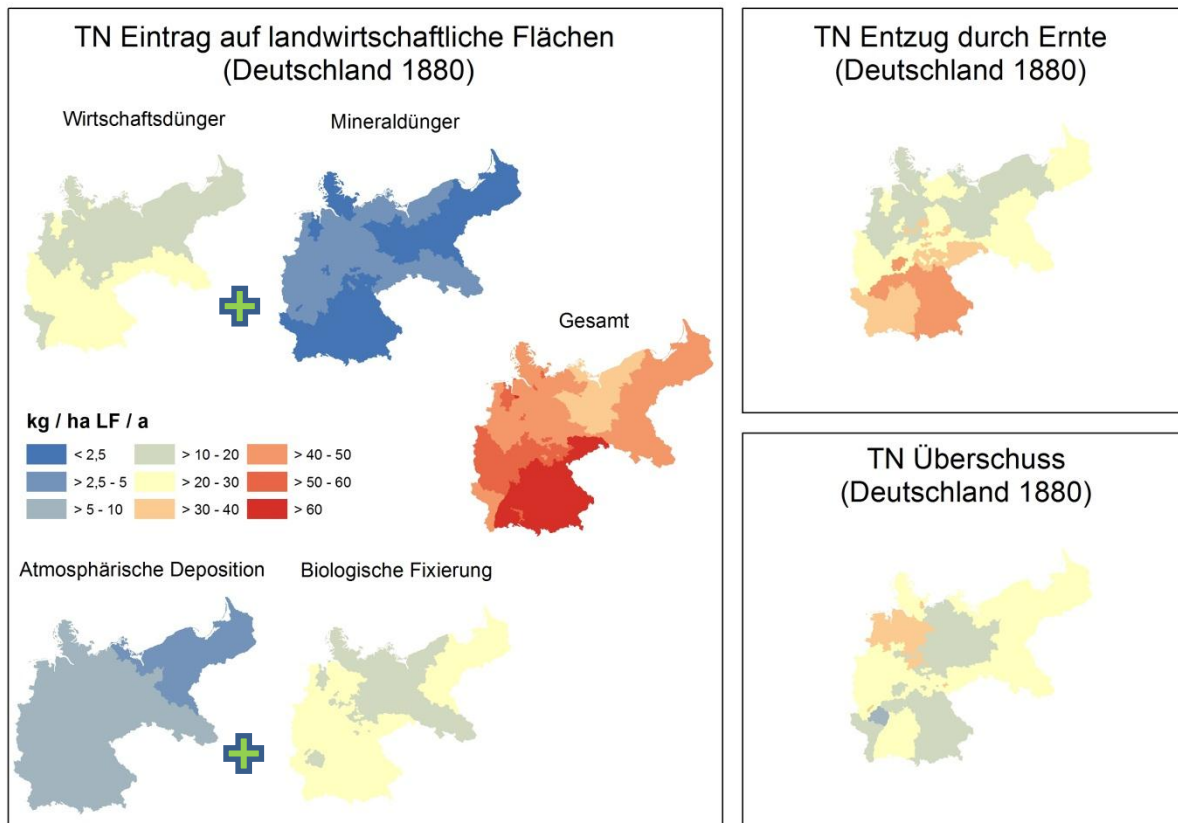


Abbildung 12: Schema zur Abschätzung der Stickstoffbilanzüberschüsse auf landwirtschaftlich genutzten Flächen in den Provinzen Deutschlands um 1880.

In Bouwman et al. (2013) wurde eine globale Abschätzung der Nährstoffkreisläufe in der Landwirtschaft zwischen 1900 und 2050 durchgeführt. Die dort ermittelten globalen Werte für den Bilanzüberschuss von Stickstoff und Phosphor um 1900 liegen bei 20 (TN) bzw. 0 (TP) kg/ha/a. Die Autoren weisen ebenso darauf hin, dass es besonders im Nordwesten Europas zu höheren Bilanzüberschüssen zwischen 1900 und 1950 kam. Die rekonstruierten Nährstoffbilanzen auf LF in Deutschland um 1880 scheinen somit plausibel zu sein.

Die Mittelwerte der für Deutschland berechneten Nährstoffbilanzüberschüsse (TN & TP) wurden in einem weiteren Schritt auf die verbleibenden Gebiete im EZG der Nordsee übertragen (Abb. 13, 14). Der somit abgeschätzte Nährstoffbilanzüberschuss auf landwirtschaftlich genutzten Flächen innerhalb des EZG der Nordsee liegt im Mittel bei 23 (TN) bzw. 7 (TP) kg/ha/a (Tab. 5). Lässt man die biologische Stickstofffixierung während der Nährstoffbilanzabschätzung unberücksichtigt (ohne Bio Fix) reduzieren sich die mittleren TN Werte auf 2 kg/ha/a.

Die rekonstruierten Werte zum Phosphorüberschuss (vgl. 3.2.6) wurden, beginnend im Jahr 1851, jährlich aufsummiert, sodass um 1880 die mittlere Phosphorakkumulation im EZG der Nordsee 103 kg/ha/a beträgt.

Die aktuellen mittleren Werte (2005) für Stickstoffbilanzüberschuss (Standard) und Phosphorakkumulation im EZG der Nordsee sind im Vergleich zu 1880 um den Faktor 4,0 (TN) bzw. 8,6 (TP) erhöht.

Tabelle 5: Nährstoffüberschuss (TN und TP) sowie P-Akkumulation auf LF im EZG Nordsee um 1880.

Flussgebiet	TN (Standard)	TN (ohne Bio Fix)	TP	P Akkumulation
kg/ha/a				
Rhein	22	-1	7	101
Maas	24	2	7	103
Ijsselmeer	24	3	6	101
Ems	31	10	7	108
Küstengebiet Ems	28	6	6	97
Weser	26	6	7	105
Küstengebiet Weser	32	11	7	112
Elbe	22	2	7	105
Küstengebiet Elbe	29	9	6	98
Eider	27	9	6	98
Küstengebiet Eider	27	9	6	98
Nordsee	23	2	7	103
<i>Nordsee (2005)</i>	<i>94</i>	<i>-</i>	<i>-</i>	<i>890</i>

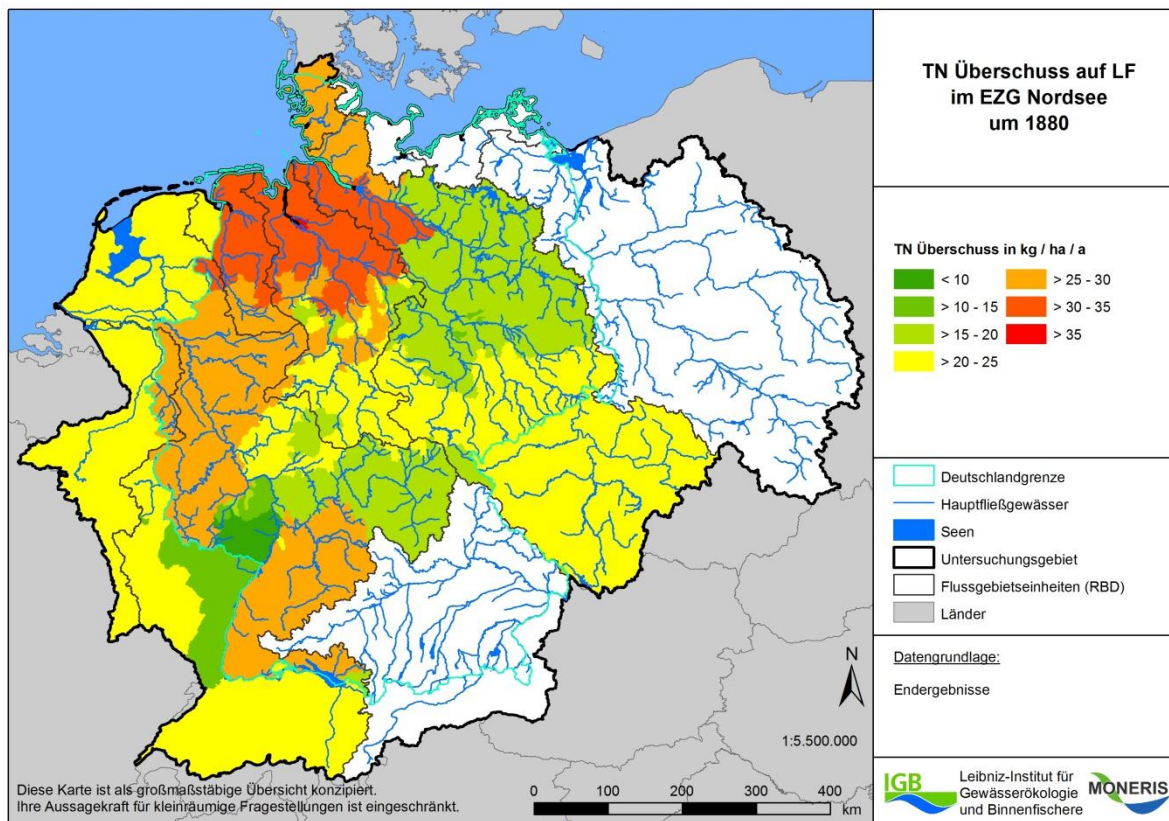


Abbildung 13: TN Überschuss auf LF im EZG der Nordsee um 1880.

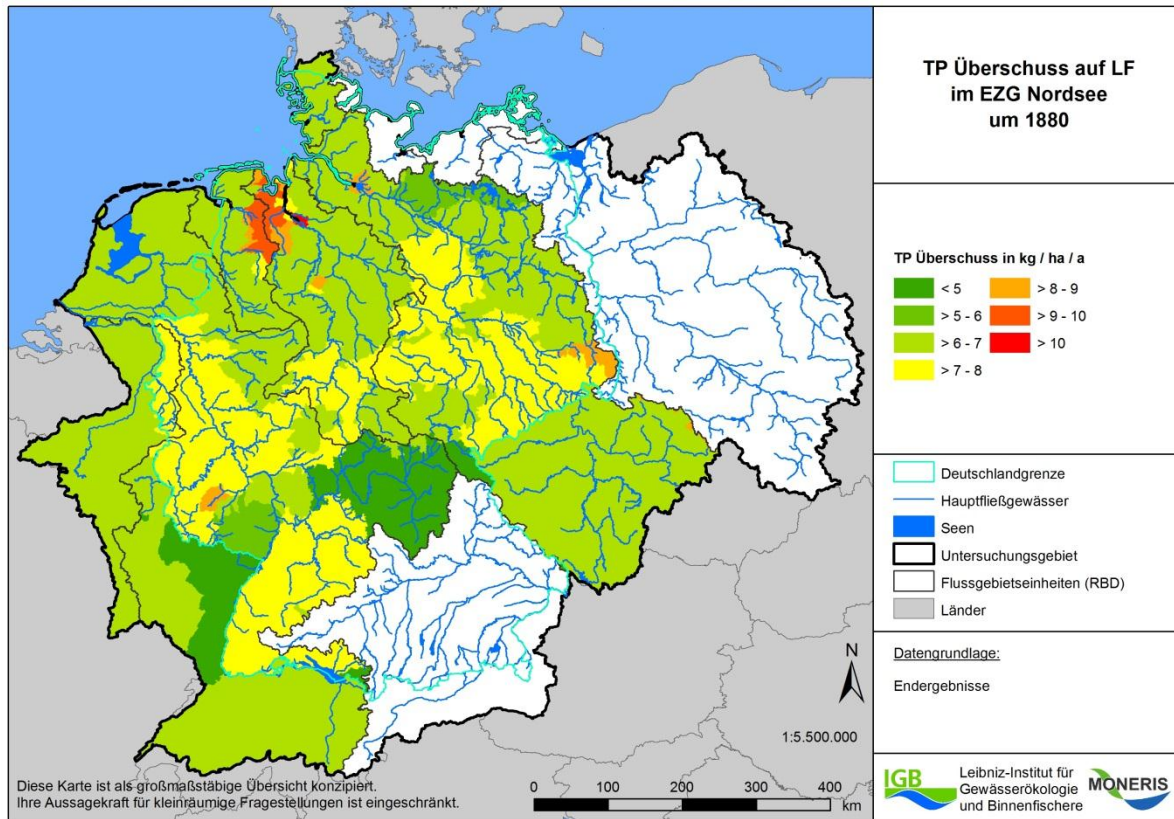


Abbildung 14: TP Überschuss auf LF im EZG der Nordsee um 1880.

4.2. Modellseitige Anpassungen

Neben den bereits beschriebenen Eingangsdaten wurden für die Berechnung der Nährstoffeinträge und -frachten im EZG der Nordsee um 1880, analog zu Hirt et al. (2014), Anpassungen von Modellkonstanten vorgenommen (Tab. 6).

Tabelle 6: Anpassung von Modellkonstanten für die Berechnungen im EZG Nordsee um 1880.

Name	Beschreibung	Standardwert	angepasst, 1880
CGW2	Korrekturfaktor für die TP Konzentration im Grundwasser unter anaeroben Bedingungen	2,5	1,5
CGW4	P Konzentration unter sandigen Böden (aktuelle Bedingungen)	0,1 mg/l	0,02 mg/l
CGW5	P Konzentration unter lehmigen Böden (aktuelle Bedingungen)	0,03 mg/l	0,02 mg/l
CTD3	P Konzentration in sandigen Böden	0,2 mg/l	0,02 mg/l
CTD4	P Konzentration in lehmigen Böden	0,06 mg/l	0,02 mg/l
CUS11	Einwohnerspezifische N Abgabe	12 g/EW/Tag	14,2 g/EW/Tag
CUS13	Spezifischer Stickstoffeintrag von Straßen durch tierische Ausscheidungen und Blätter	4 kg/ha/a	4,6 kg/ha/a
CUS14	Einwohnerspezifischer Wasserverbrauch	130 l/EW/Tag	47 l/EW/Tag
CUS37	TP Rückhalt in Kleinkläranlagen	7%	47,7%
CUS43	TN Rückhalt in Kleinkläranlagen	10%	14,8%

Unter aeroben Bedingungen werden die Phosphorkonzentrationen nach Behrendt et al. (1999) berechnet. Nach Driescher und Gelbrecht (1993) erhöht sich die Löslichkeit von im Boden angereichertem und adsorbiertem Phosphor unter anaeroben Bedingungen und kann zu einer Erhöhung der der gelösten Phosphorfraktion (SRP) um einen Faktor von 2 bis 5 führen. Dieser Anstieg wird in MONERIS über die konstante CGW2 abgebildet und wird über das Verhältnis von Nitratkonzentration im Grundwasser und im Sickerwasser gesteuert. Liegt dieses Verhältnis unter 0,1 (entspricht anaeroben Bedingungen), so wird angenommen, dass die TP Konzentration um den Faktor 2,5 höher ist als die SRP Konzentration (Venohr et al. 2011). Dieser Faktor wurde durch die Analyse von Daten zu 217 deutschen Grundwassermessstellen in Behrendt et al. (1999) ermittelt. Da die Anreicherung von Phosphor in Boden und Grundwasser um 1880 noch deutlich geringer war als unter aktuellen Bedingungen lag das Phosphorlösungspotential folglich deutlich niedriger und führte zu einer Reduktion des Faktor CGW2 auf 1,5.

Eine langjährige Über-Bedarfsdüngung führt in der Regel zu einer Akkumulation von P in Böden und somit zu einer zunehmenden Belegung verfügbarer Sorptionsplätze und somit zu einer steigenden P-Sättigung der Böden. Die P-Konzentrationen aus Dränagen in unterschiedlichen Böden wurden für aktuelle Bedingungen auf Basis mittlerer Düngeverhältnisse und P-Sättigungsgrade der Böden abgeleitet. Bei gleicher Akkumulation von P-Dünger ergeben sich nach Pöthig et al. (2010) in sandigen Böden höhere P-Konzentrationen in der Bodenlösung als z.B. in lehmigen Böden. Die Reduktion der P-Konzentrationen in sandigen und lehmigen Böden (CGW4-5, CTD3-4) auf 0,02 mg/l

repräsentiert weitestgehend ungestörte Bedingungen und entspricht nahezu naturnahen Bedingungen nach Pöthig et al. (2010).

Der spezifische Stickstoffeintrag von Straßen durch tierische Ausscheidungen und Blätter wurde von 4 auf 4,6 kg/ha/a verändert. Dieser Wert ergibt sich aus der Berechnung des N-Anteils im Straßenkehricht von 0,5 % (Weyl 1897), dem einwohnerspezifischen Anteil des Straßenkehrichts von 80 kg/ha/a (Brix et al. 1934a, b) und der Fläche sowie Einwohnerzahl der städtischen Gebiete in Deutschland um 1880. Der im Vergleich zu den aktuellen Bedingungen höhere Wert von 4,6 kg/ha/a lässt sich durch eine vermutlich höhere Dichte an Nutztieren im städtischen Raum um 1880 erklären.

Der Großteil der Bevölkerung um 1880 nutzte Klärgruben zur Entsorgung des Abwassers. Diese Gruben waren jedoch selten zum Untergrund hin abgedichtet, weshalb ein Großteil der flüssigen Bestandteile der menschlichen Exkreme über die Boden-Grundwasser-Passage entsorgt und auch gereinigt wurden. Die festen Bestandteile hingegen wurden zurückgehalten bzw. gesammelt und häufig als organischer Dünger landwirtschaftlich wiederverwendet (Gadegast et al. 2014).

Zur Abbildung der Bedingungen um 1880 wurden in MONERIS die Berechnung der Einträge über dezentral angeschlossene Haushalte modifiziert. Während unter aktuellen Bedingungen die Konstanten CUS37 und CUS43 die Reinigungsleistung einer Kleinkläranlage beschreiben, beziehen sie sich für 1880 auf den Anteil der zurückgehaltenen Feststoffe, von denen im Weiteren davon ausgegangen wird, dass sie als zusätzlicher Dünger auf landwirtschaftlichen Flächen verwendet wurden. Die prozentualen Anteile von 47,7 % (TP, CUS37) und 14,8 % (TN CUS43) beschreiben jeweils den festen Anteil der menschlichen Exkreme. Die entsprechenden einwohnerspezifischen Nährstoffabgaben wurden für N und P auf 14,2 (TN, CUS11) bzw. 1,09 (TP) g/EW/Tag (nach Heiden 1882 in König 1887) geändert, wobei der Wert für TP nicht über eine Konstante abgebildet wird, sondern als länderspezifischer Wert in der MONERIS-Berechnungsdatenbank hinterlegt ist.

Naturnahe Moore stellen langfristige P-Senken dar. Eine Degradierung der Moore (Trockenlegung, Dränierung) hat hingegen eine erhöhte Mineralisierung und somit Freisetzung von P zur Folge. Künstlich entwässerte Moore um 1880 hatten nur einen geringen Effekt auf die Nährstoffeinträge, weshalb der Anteil degradierter Moore auf 10% gesetzt wurde (Hirt et al. 2014).

4.3. Berechnungsergebnisse

4.3.1. Nährstoffeintrag

Der berechnete Nährstoffeintrag in die Oberflächengewässer im EZG der Nordsee um 1880 beträgt 303 (TN) bzw. 7,6 (TP) kt/a. Das Grundwasser ist mit 75 (TN) bzw. 46 (TP) % der dominierende Eintragspfad (Tab. 7, 8) in die Oberflächengewässer. Eine landnutzungsspezifische Betrachtung der TN Einträge über den Grundwasserpfad (Abb. 15) macht deutlich, dass ein Großteil der Grundwassereinträge (57 %) von landwirtschaftlich genutzten Flächen stammt, die ihrerseits vorwiegend durch die Nährstoffbilanzüberschüsse beeinflusst werden. Darüber hinaus entfallen mehr als ein Viertel der Einträge vom Grundwasser auf die urbanen Gebiete (27 %), deren nicht angeschlossenen Einwohner ihr Abwasser über Klärgruben entsorgen. Für TN haben zudem Einträge über Abschwemmung (7 %), und speziell für das Flussgebiet der Eider Dränagen (30 %) sowie für das Flussgebiet der Elbe Dränagen (14 %) und urbane Systeme (8 %), eine größere Bedeutung (Abb. 17). Für TP sind vor allem die Einträge über Erosion (31 %) und urbane Systeme (18 %), und hier vorwiegend in den Flussgebieten der Elbe und des Rheins (mit Maas und Ijsselmeer), von größerer Bedeutung (Abb. 19).

Tabelle 7: TN Eintrag in die Oberflächengewässer im EZG der Nordsee um 1880.

1880	Abschwemmung	Atmosphärische Deposition	Dränagen	Erosion	Grundwasser & Zwischenabfluss	Punktquellen	Urbane Systeme	Total-N	
								kt/a	kg/ha/a
				%					
Rhein	9	2	3	4	78	0	5	145,3	9
Maas	5	0	0	3	86	0	5	21,9	7
Ijsselmeer	5	8	5	0	65	0	16	15,7	6
Ems	9	1	6	0	82	0	2	7,4	6
Küstengebiet Ems	7	1	10	0	80	0	2	2,7	6
Weser	8	1	7	4	77	0	3	24,5	6
Küstengebiet Weser	9	1	4	0	82	0	4	5,4	6
Elbe	5	2	14	4	67	0	8	70,6	5
Küstengebiet Elbe	9	1	22	0	59	0	9	4,5	6
Eider	11	2	19	0	67	0	0	1,6	8
Küstengebiet Eider	8	1	36	0	55	0	0	3,3	9
Nordsee gesamt	7	2	6	4	75	0	6	303	7
<i>Nordsee (2005)</i>	6	2	15	2	51	18	6	690	16

Tabelle 8: TP Eintrag in die Oberflächengewässer im EZG der Nordsee um 1880.

1880	Abschwemmung	Atmosphärische Deposition	Dränagen	Erosion	Grundwasser & Zwischenabfluss	Punktquellen	Urbane Systeme	Total-P	
								t/a	kg/ha/a
				%					
Rhein	4	0	1	33	48	0	14	3.774	0,23
Maas	2	0	0	41	42	0	15	555	0,17
Ijsselmeer	2	3	4	1	37	0	53	378	0,15
Ems	4	0	3	6	78	0	8	129	0,11
Küstengebiet Ems	3	0	6	0	85	0	6	67	0,14
Weser	3	0	1	34	50	0	11	537	0,14
Küstengebiet Weser	4	0	4	3	74	0	15	92	0,10
Elbe	2	1	2	35	37	0	24	1.930	0,14
Küstengebiet Elbe	4	0	8	3	53	0	32	92	0,12
Eider	7	1	9	3	79	0	1	24	0,12
Küstengebiet Eider	7	1	12	4	75	0	1	32	0,08
Nordsee gesamt	3	1	1	31	46	0	18	7.609	0,17
<i>Nordsee (2005)</i>	<i>4</i>	<i>1</i>	<i>3</i>	<i>16</i>	<i>15</i>	<i>40</i>	<i>21</i>	<i>28.663</i>	<i>0,66</i>

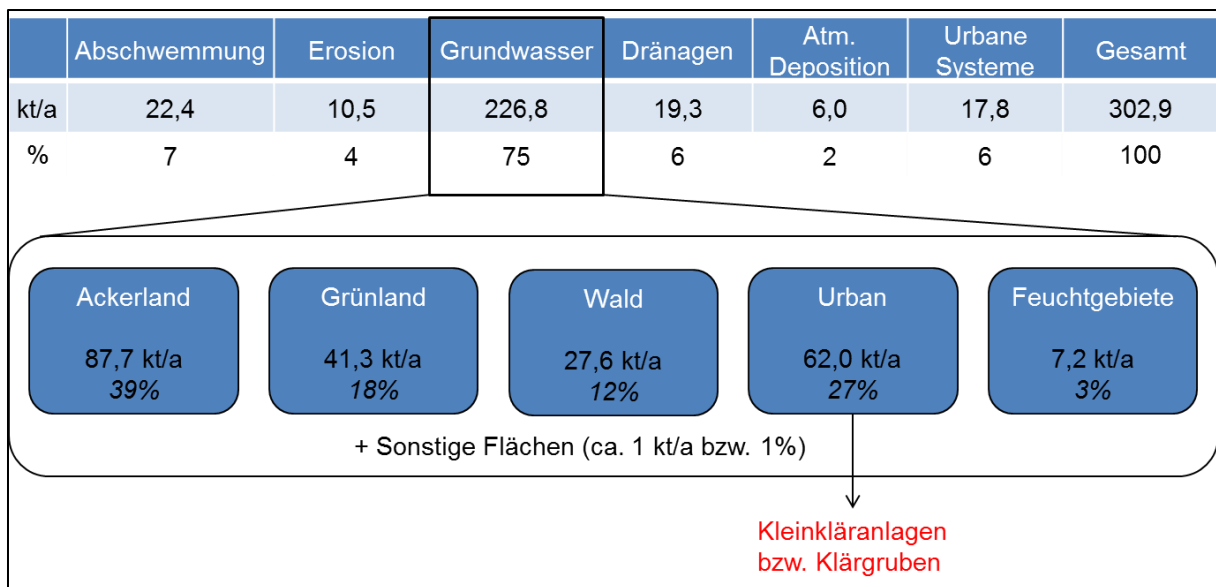


Abbildung 15: TN Eintrag über den Grundwasserpfad landnutzungsspezifisch differenziert (1880).

Einträge über Punktquellen konnten in den Berechnungen nicht berücksichtigt werden, da einerseits um 1880 keine Kläranlagen existierten und andererseits keine Informationen über industrielle Einleitungen zur Verfügung standen. Das Fehlen der Angaben zu Einleitungen aus der Industrie kann möglicherweise zu einer Unterschätzung der Konzentrationen und Frachten führen. Unter aktuellen Bedingungen (2005) tragen industrielle Direkteinleitungen etwa 3 (TN) bzw. 4 (TP) % der Gesamteinträge für Stickstoff bzw. Phosphor (Venohr et al. 2014).

Der mittlere spezifische Nährstoffeintrag im EZG der Nordsee um 1880 liegt bei 7 (TN) bzw. 0,17 (TP) kg/ha/a. Hinsichtlich der räumlichen Verteilung werden im Mittel für das nordöstliche Tiefland die geringsten (<0,1 (TN) / 0,01 (TP) kg/ha/a) und für Agglomerationen (>100 (TN) / 5 (TP) kg/ha/a) sowie weiträumig am Oberlauf des Rheins die höchsten (>10 (TN) / 0,25 (TP) kg/ha/a) Einträge berechnet (Abb. 16, 18). Bezogen auf Flussgebiete sind die Belastungen im EZG der Elbe und der Eider mit 5 (TN) bzw. 0,10 (TP) kg/ha/a am geringsten. Regional hohe Eintragswerte von > 10 kg TN/ha/a bzw. > 0,5 kg TP/ha/a entsprechen häufig Gebieten mit einer vergleichsweise hohen Bevölkerungsdichte (Abb. 4) und Anschlüssen an Kanalisationen (Abb. 5), beispielsweise in den Regionen um Hamburg, Leipzig, Rhein-Ruhr und Stuttgart. Eine Ausnahme davon bildet die Region um Berlin, da das Abwasser der an Kanalisationen angeschlossenen Einwohner nicht direkt in die Oberflächengewässer geleitet wurde, sondern im Anschluss an dessen Verrieselung eine Reinigung über die Boden-Grundwasser-Passage erfahren hat. Daneben kommt es zu Überlagerungen von Eingangsdaten (Nährstoffbilanzüberschüssen, dränierten landwirtschaftlich genutzten Flächen, atmosphärischen Deposition) und Gebietscharakteristika. Im Flussgebiet der Eider führen die gleichzeitig hohen Anteile an Ackerland (54 %), Grünland (36 %) und dräniertes landwirtschaftlich genutzter Fläche (24 %) sowie die vergleichsweise hohen Stickstoffbilanzüberschüsse (>25 (TN) kg/ha/a) zu den höchsten spezifischen Stickstoffeinträgen (9 (TN) kg/ha/a) im EZG der Nordsee.

Die berechneten Nährstoffeinträge für das Jahr 2005 in Venohr et al. (2014) sind im Vergleich zu den Ergebnissen für 1880 um den Faktor 2,3 (TN) bzw. 3,8 (TP) höher. Pfadbezogene Änderungen beziehen sich hauptsächlich auf den in 2005 höheren Anteil der Einträge über Dränagen und Punktquellen.

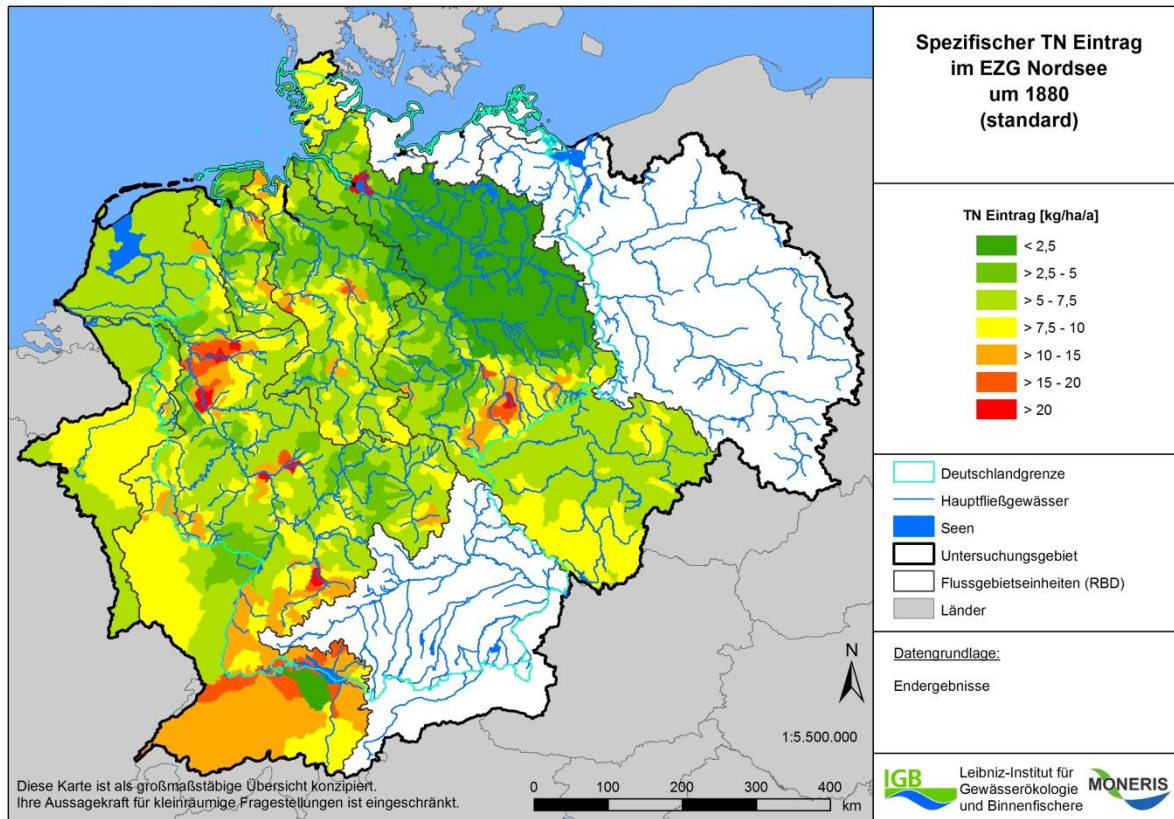


Abbildung 16: Spezifischer TN Eintrag im EZG der Nordsee um 1880.

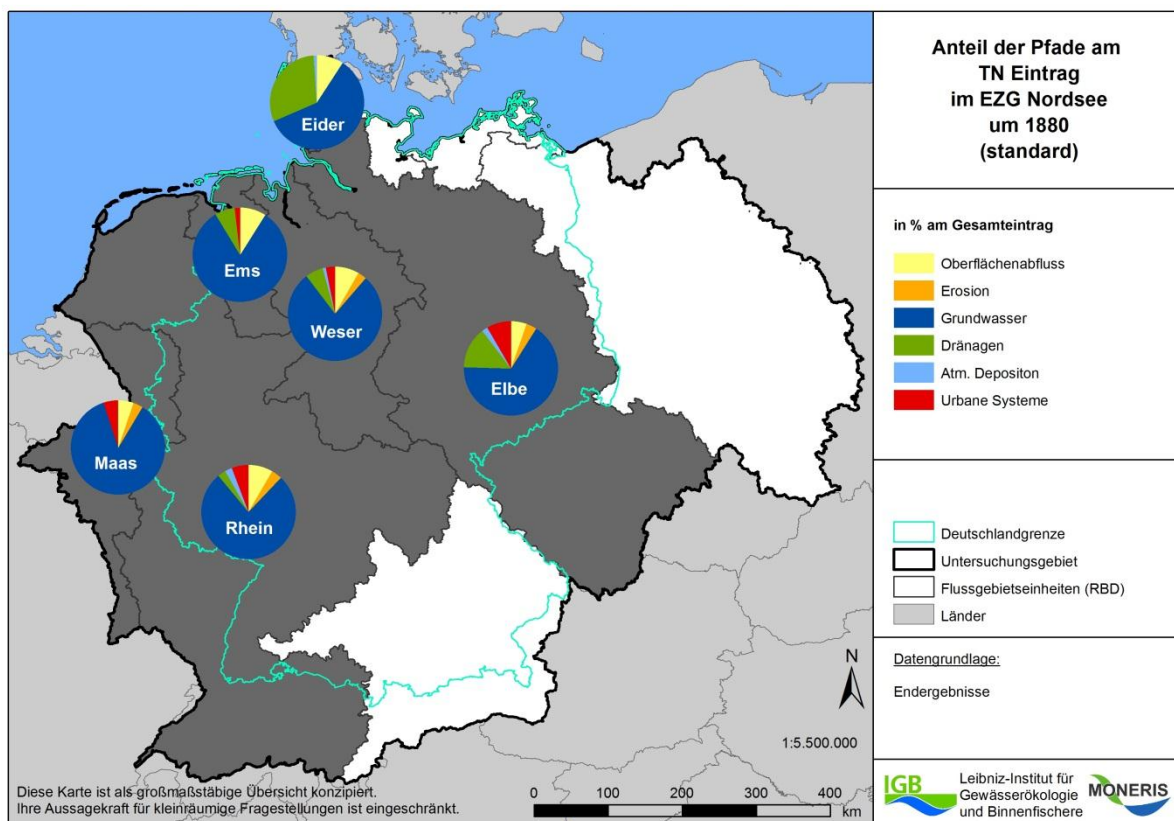


Abbildung 17: Anteil der pfadspezifischen Einträge am TN Eintrag im EZG der Nordsee um 1880.

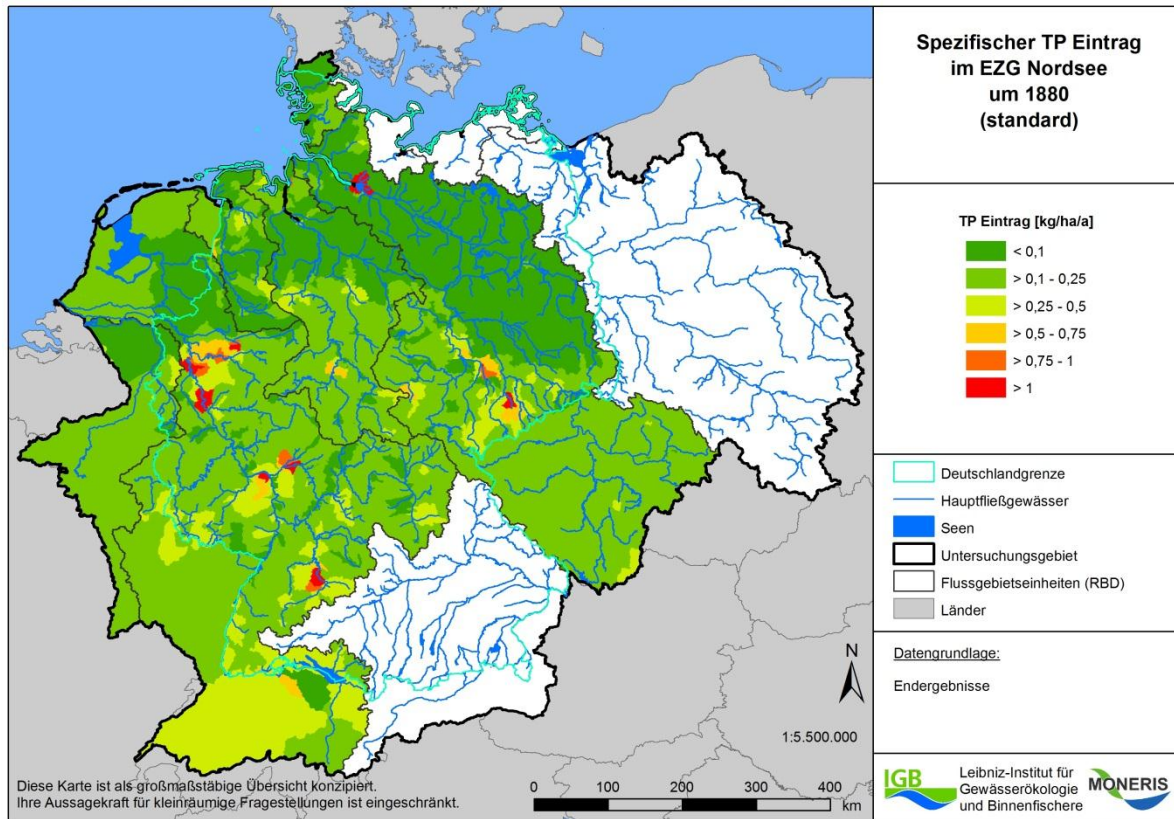


Abbildung 18: Spezifischer TP Eintrag im EZG der Nordsee um 1880.

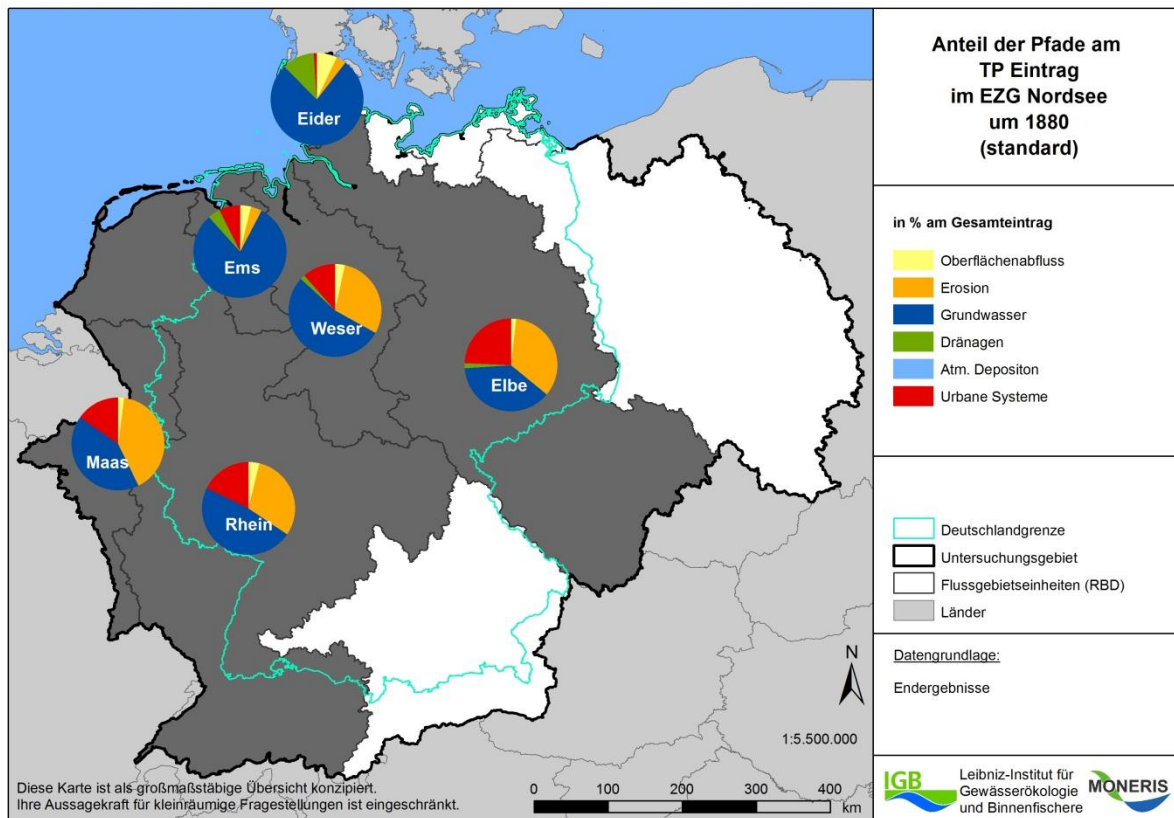


Abbildung 19: Anteil der pfadspezifischen Einträge am TP Eintrag im EZG der Nordsee um 1880.

4.3.2. Nährstofffrachten und -konzentrationen

Die berechneten flussgebundenen Nährstofffrachten und -konzentrationen im EZG der Nordsee um 1880 sind in der Tabelle 9 für die Mündungen der Flussgebiete sowie deren Küstengebiete aufgeführt.

Tabelle 9: Nährstofffrachten und -konzentrationen im EZG der Nordsee um 1880.

	Abfluss (1983 - 2005)	Nährstofffracht			Nährstoffkonzentration		
		TN	DIN	TP	TN	DIN	TP
	m ³ /s	kt/a		t/a	mg/l		
Mündung Rhein	2.345	104,0	84,1	2.545	1,41	1,14	0,03
Mündung Maas	239	18,8	16,0	403	2,50	2,13	0,05
Mündung Ijsselmeer (nach)	170	7,9	3,9	198	1,48	0,74	0,04
Mündung Ems	106	6,2	4,8	90	1,85	1,45	0,03
Küstengebiet Ems	37	2,2	1,4	40	1,86	1,22	0,03
Mündung Weser	335	18,9	15,7	360	1,79	1,49	0,03
Küstengebiet Weser	74	4,4	3,2	58	1,92	1,38	0,03
Mündung Elbe	704	43,2	32,4	1.062	1,95	1,46	0,05
Küstengebiet Elbe	63	3,4	3,0	56	1,72	1,49	0,03
Mündung Eider	26	1,2	0,9	15	1,42	1,12	0,02
Küstengebiet Eider	41	2,9	2,6	22	2,23	2,00	0,02
Nordsee gesamt	4.140	213	168	4.850	1,63	1,29	0,04
<i>Nordsee (2005)</i>	<i>4.140</i>	<i>528</i>	<i>437</i>	<i>18.600</i>	<i>4,04</i>	<i>3,35</i>	<i>0,14</i>

Die Nährstofffrachten um 1880 entsprechen nur einem Bruchteil der berechneten Werte für 2005 in Venohr et al. (2014). Somit ergeben sich unter Berücksichtigung des mittleren Abflusses (1983-2005) für 1880 entsprechend geringere Nährstoffkonzentrationen an den Mündungen der Nordseezuflüsse. Im Vergleich zu den in Topcu et al. (2010) zusammengestellten Nährstoffkonzentrationen der Zuflüsse in die Deutsche Bucht bei ungestörten bzw. ursprünglichen Bedingungen liegen die berechneten Werte um 1880 jedoch um ein vielfaches höher. Das unterstützt die Annahme, dass die Ergebnisse der Nährstoffberechnungen für das EZG der Nordsee um 1880 nicht den (nahezu) ungestörten Bedingungen eines Fließgewässers entsprechen, sondern aufgrund der anthropogenen Beeinflussungen einen frühindustriellen Zustand beschreiben.

5. Vergleiche

Nachfolgend werden Vergleiche zwischen den historischen Berechnungen und den Ergebnissen aus Venohr et al (2014) sowie den Berechnungen für die deutsche Ostseeküste nach Hirt et al. (2014) dargestellt.

5.1. Vergleich der MONERIS Berechnungen 1880 und 2020 (Sz.1b) für das EZG Nordsee

Die Berechnungen für das Szenario 1b (Venohr et al. 2014) für das Jahr 2020 basieren auf der Datengrundlage Stand 2005 bei Annahme einer gleichbleibenden Bevölkerung und der Abschaltung aller anthropogen verursachten diffusen Nährstoffeinträge und der Einträge von urbanen Gebieten und Punktquellen. Ziel hierbei war es, das Leerlaufen der Nährstoffspeicher zu simulieren. Demgegenüber stellen die Berechnungen für das Jahr 1880 kein Szenario dar, sondern versuchen eine möglichst realistische Beschreibung der damaligen Gegebenheiten anhand historischer (statistischer) Daten.

Im Vergleich 2020 (Sz.1b) zu 1880 ist

- die Bevölkerung mehr als doppelt so hoch, verursacht aber keine Einträge,
- die atmosphärische TN Deposition von 5 kg/ha/a im Mittel geringer (1880: 7 kg/ha/a) und die atmosphärische TP Deposition von 0,05 kg/ha/a nahezu gleich (1880: 0,045 kg/ha/a),
- der Stickstoffüberschuss ausgeglichen (0 kg/ha) anstatt im Mittel bei 23 kg/ha/a (1880)
- die P-Akkumulation auf landwirtschaftlichen Flächen ist bei ca. 1.100 kg/ha/a (1880: 103 kg/ha/a)
- der Anteil der dränierten landwirtschaftlichen Fläche 0 % anstatt im Mittel 6 % (1880).

Ausgehend vom Jahr 2005 und bei Abschaltung anthropogener Quellen führt das Leerlaufen der Nährstoffspeicher bis zum Jahr 2020 zu ähnlichen Gesamteinträgen wie 1880 (siehe Tab. 10 & 11).

Das Abschalten der anthropogenen Quellen während der 2020-Berechnung hat zur Folge, dass keine Einträge über die Pfade Dränage, urbane Systeme und Punktquellen erfolgen. Der überwiegende Teil der Einträge (TN: 91 %; TP: 52 %) gelangt über den Grundwasserpfad in die Oberflächengewässer. Die Reduktion der Einträge über das Grundwasser wird durch die Grundwasseraufenthaltszeit verzögert und ist 2020 nicht vollständig erreicht.

Das Fehlen von Kläranlagen und industriellen Direkteinleitern um 1880 führt dazu, dass keine Einträge über Punktquellen berechnet werden. Die TN Einträge über Erosion und Abschwemmung um 1880 sind aufgrund der Stickstoffüberschüsse auf landwirtschaftlich genutzten Flächen höher; geringere TP Einträge über Erosion erklären sich durch die P-Akkumulation auf LF. Einträge über den Grundwasserpfad für 1880 setzen sich aus diffusen Einträgen von LF und Einträgen über Klärgruben zusammen (Abb. 15).

Tabelle 10: TN Eintrag im Vergleich 1880 und 2020 (Sz. 1b) im EZG der Nordsee.

1880	Abschwermmung	Atmo. Deposition	Dränagen	Erosion	Grundwasser	Punktquellen	Urbane Systeme	Total-N
t/a								
Rhein	12.605	2.693	3.729	6.063	113.435	0	6.772	145.296
Maas	1.134	107	74	728	18.706	0	1.116	21.867
Ijsselmeer	807	1.263	780	11	10.257	0	2.576	15.694
Ems	694	65	416	35	6.084	0	132	7.426
Küstengebiet Ems	201	31	268	0	2.158	0	53	2.711
Weser	1.982	259	1.642	906	18.957	0	734	24.481
Küstengebiet Weser	499	65	197	12	4.393	0	188	5.352
Elbe	3.632	1.404	9.729	2.692	47.258	0	5.879	70.594
Küstengebiet Elbe	414	66	968	12	2.648	0	383	4.491
Eider	177	30	316	3	1.092	0	4	1.621
Küstengebiet Eider	279	26	1.187	6	1.841	0	4	3.343
Nordsee gesamt	22.424	6.009	19.305	10.468	226.830	0	17.840	302.876
2020 (Sz. 1b)	Abschwermmung	Atmo. Deposition	Dränagen	Erosion	Grundwasser	Punktquellen	Urbane Systeme	Total-N
t/a								
Rhein	8.214	1.863	0	2.799	129.284	0	0	142.160
Maas	769	71	0	213	18.548	0	0	19.601
Ijsselmeer	562	1.156	0	13	14.284	0	0	16.014
Ems	453	37	0	54	11.891	0	0	12.435
Küstengebiet Ems	148	22	0	0	1.918	0	0	2.088
Weser	1.351	171	0	605	26.123	0	0	28.250
Küstengebiet Weser	281	35	0	18	5.628	0	0	5.962
Elbe	2.847	1.186	0	1.518	53.452	0	0	59.003
Küstengebiet Elbe	246	40	0	11	3.725	0	0	4.023
Eider	114	20	0	1	2.340	0	0	2.476
Küstengebiet Eider	200	20	0	4	1.843	0	0	2.066
Nordsee gesamt	15.185	4.621	0	5.236	269.036	0	0	294.077

Tabelle 11: TP Eintrag im Vergleich 1880 und 2020 (Sz. 1b) im EZG der Nordsee.

1880	Abschwenmung	Atmo. Deposition	Dränagen	Erosion	Grundwasser	Punktquellen	Urbane Systeme	Total-P
t/a								
Rhein	146	17	19	1.249	1.816	0	527	3.774
Maas	11	1	0	226	233	0	85	555
Ijsselmeer	8	10	16	3	140	0	201	378
Ems	6	0	4	7	101	0	10	129
Küstengebiet Ems	2	0	4	0	57	0	4	67
Weser	18	2	7	183	270	0	57	537
Küstengebiet Weser	4	0	3	2	68	0	14	92
Elbe	33	11	31	683	714	0	458	1.930
Küstengebiet Elbe	3	0	7	3	49	0	30	92
Eider	2	0	2	1	19	0	0	24
Küstengebiet Eider	2	0	4	1	24	0	0	32
Nordsee gesamt	236	42	98	2.357	3.489	0	1.387	7.609
2020 (Sz. 1b)	Abschwenmung	Atmo. Deposition	Dränagen	Erosion	Grundwasser	Punktquellen	Urbane Systeme	Total-P
t/a								
Rhein	144	19	0	2.005	1.752	0	0	3.920
Maas	12	1	0	207	202	0	0	421
Ijsselmeer	8	12	0	16	550	0	0	586
Ems	7	0	0	55	311	0	0	373
Küstengebiet Ems	2	0	0	0	187	0	0	189
Weser	20	2	0	559	385	0	0	966
Küstengebiet Weser	4	0	0	20	240	0	0	263
Elbe	32	12	0	1.260	903	0	0	2.207
Küstengebiet Elbe	3	0	0	13	157	0	0	173
Eider	2	0	0	1	49	0	0	52
Küstengebiet Eider	2	0	0	2	58	0	0	63
Nordsee gesamt	235	46	0	4.139	4.793	0	0	9.213

5.2. Vergleich von Nord- und Ostsee um 1880

Die Tabelle 12 zeigt die zugrunde gelegten Eingangsdaten bzw. Gebietscharakteristika und die Berechnungsergebnisse für die Nord- und Ostsee um 1880. Die höhere Bevölkerungsdichte und stärkere Belastungen durch atmosphärische TN Deposition und Stickstoffüberschüsse führen insgesamt zu größeren spezifischen Nährstoffeinträgen im EZG der Nordsee. Es kann daher angenommen werden, dass um 1880 im EZG der Nordsee eine größere anthropogene Beeinflussung bestand als im EZG der Ostsee.

Tabelle 12: Nord- und Ostsee um 1880 (Gebietscharakteristika und aktuelle Berechnungsergebnisse).

		Nordsee	Ostsee (mit Oder)	Ostsee (ohne Oder)
<i>EZG Fläche</i>	<i>km²</i>	437.434	145.362	29.851
Gesamtbevölkerung	10 ⁶ EW	45,0	10,5	1,7
Bevölkerungsdichte	EW/km ²	103	72	56
Städtische Bevölkerung	%	22	14	19
Angeschlossene Bevölkerung	%	7	2	10
Ackerland	%	45	56	58
Grünland	%	20	13	15
Wald	%	26	24	14
Urbane Gebiete	%	3	2	2
Wasserflächen	%	3	4	7
Sonstige	%	4	1	3
Anteil dräniertes LF	%	6	14	12
Atmosphärische TN Deposition	kg/ha/a	7	5	5
TN Überschuss	kg/ha/a	23	22	21
TP Überschuss	kg/ha/a	7	7	6
TN Eintrag	t/a	302.876	51.388	10.183
TP Eintrag	t/a	7.609	1.411	249
TN Eintrag	kg/ha/a	7	4	3
TP Eintrag	kg/ha/a	0,17	0,10	0,08

5.3. Vergleich der modellierten Konzentrationen um 1880 auf Basis der vorliegenden Berechnungen mit den Ergebnissen nach Hirt et al. (2014) für die Ostsee

Im Vergleich der aktuellen MONERIS Berechnungen für die Nordsee zu den Berechnungen in der Ostsee (Hirt et al. 2014) gibt es Unterschiede insbesondere hinsichtlich der berechneten Nährstoffbilanzüberschüsse. Die Abschätzungen der Nährstoffbilanzen bei Hirt et al. (2014) basieren zwar auf der gleichen Methode (OECD 1997), berücksichtigen jedoch noch keine biologische Stickstofffixierung (z.B. durch Pflanzen wie Klee und Luzerne). Dies führte zu geringeren berechneten Stickstoffüberschüssen und resultiert in niedrigeren Nährstoffeinträgen. Des Weiteren unterscheiden sich Verteilung und mittlerer Anteil der dränierte LF im EZG der Ostsee bei Hirt et al. (2014) (10 %) im Vergleich zu den aktuellen Berechnungen für die Nordsee (siehe Tab. 12).

Tabelle 13: Berechnete TN Konzentrationen [mg/l] an den Mündungen der Flussgebiete im EZG der Nord- und Ostsee um 1880.

Flussgebiete	aktuelles Projekt (Standard)	aktuelles Projekt (ohne Bio Fix)	Hirt et al. (2014)
Mündung Rhein	1,4	1,1	
Mündung Maas	2,5	2,1	
Mündung IJsselmeer (nach)	1,5	1,4	
Mündung Ems	1,9	1,4	
Mündung Weser	1,8	1,3	
Mündung Elbe	1,9	1,5	
Mündung Oder (vor Haff)	1,6	1,1	
Mündung Peene	1,0	0,5	0,5
Mündung Eider	1,4	1,0	
Mündung Stepenitz	1,4	0,7	0,7
Mündung Trave	1,6	1,2	1,1
Mündung Uecker	1,0	0,7	0,5
Mündung Zarow	0,6	0,3	0,4
Mündung Warnow	0,7	0,5	0,4
Mündung Schwentine	0,7	0,5	0,6
Nordsee gesamt	1,6	1,2	
Ostsee gesamt (Oder vor Haff)	1,6	1,0	
Deutsche Ostsee	1,2	0,8	0,7

Um einen Vergleich mit den Ergebnissen für die Ostsee nach Hirt et al. (2014) zu ermöglichen, wurde die aktuelle Berechnung (Standard) für die Nordsee nochmals durchgeführt, jedoch ohne die biologische Stickstofffixierung in der Nährstoffbilanzberechnung zu berücksichtigen (ohne Bio Fix) (vgl. 3.2.6). Darüber hinaus wurde, basierend auf den abgeleiteten Eingangsdaten (vgl. 3.), die Berechnung für das EZG der Ostsee wiederholt. Die so berechnete mittlere TN Konzentration (Tab. 13) für die Deutsche Ostsee von 0,8 mg/l (aktuelles Projekt (ohne Bio Fix)) weicht nur sehr geringfügig von der in Hirt et al. (2014) berechneten Konzentration von 0,7 mg/l ab. Unterschiede lassen sich durch die Differenz im Anteil der dränierten LF erklären. Demgegenüber ist die berechnete mittlere TN Konzentration im EZG der Nordsee mit 1,2 mg/l weitaus höher. Ursache dafür ist die höhere anthropogene Beeinflussung (vgl. 5.2).

Eine Berücksichtigung der biologischen Stickstofffixierung in der Stickstoffbilanzberechnung ist jedoch zwingend notwendig (vgl. 3.2.6). Die so rekonstruierten mittleren TN Überschüsse sind folgerichtig um ein Vielfaches höher (Tab. 12) als ohne Bio Fix, decken sich aber mit den Ergebnissen von Bouwman et al. (2013) (vgl. 4.1.4). Somit ergeben sich höhere berechnete TN Konzentrationen an den Mündungen aller Flussgebiete (Tab. 13; aktuelles Projekt (Standard)). Das führt auch zu der Annahme, dass die TN Konzentrationen in Hirt et al. (2014) unterschätzt wurden.

6. Unsicherheiten

In den letzten 130 Jahren wurde im EZG der Nordsee eine Vielzahl an wasserbaulichen Maßnahmen durchgeführt, die zu Veränderungen der Abflussverhältnisse sowie der Nährstoffretentionsleistung von Flüssen, Ästuar- und Wattflächen führten. Dazu gehörten vorwiegend Regulierungen der Fließgewässer (z.B. Begradigungen & Vertiefungen), Kanalisierungen und/oder Trockenlegungen von Ästuaren sowie die Schaffung neuer Gewässerflächen (z.B. IJsselmeer). Aufgrund der begrenzten Projektdauer konnte keine Rekonstruktion des Gewässernetzes, der Verteilung von Gewässerflächen und der Küstenmorphologie um 1880 erfolgen. Es ist jedoch davon auszugehen, dass die gewässerbaulichen Maßnahmen, die sich in den entsprechenden Modell-Eingangsdaten aus dem Zeitraum 1983-2008 bereits widerspiegeln, zu einer generellen Verringerung der Nährstoffretentionsleistung führten und somit die in diesem Projekt berechneten Nährstofffrachten in die Nordsee überschätzt werden. Darüber hinaus konnten aufgrund fehlender Informationen keine Nährstoffeinträge über industrielle Direkteinleiter berücksichtigt werden (vgl. 4.3.1), was wiederum eine leichte Unterschätzung der berechneten Nährstofffrachten zur Folge hat.

7. Schlussfolgerungen und Empfehlungen

Die Rekonstruktion der Bedingungen um 1880 zeigte, dass

- a) die Bevölkerungsdichte im Mittel geringer war als unter aktuellen Bedingungen. Insgesamt ergaben sich für ländliche Räume vergleichbare oder geringere Einträge, in Agglomeration hingegen, aufgrund der fast nicht vorhandenen Abwasserreinigung, teilweise deutlich höhere Einträge und Konzentrationen in Oberflächengewässern und Grundwasser.
- b) der Anteil der landwirtschaftlich genutzten Fläche höher lag als 2005, diese jedoch aufgrund geringerer TN Überschüsse, Anreicherungen von Phosphor und Dränflächenanteile deutlich geringere Nährstoffeinträge verursachte.
- c) aufgrund der räumlichen Verteilung von im Wesentlichen Bevölkerung, Anschlussverhältnissen, Landnutzung, Überschüssen und Dränagen, deutliche räumliche Unterschiede in den berechneten Einträgen und Frachten sowohl zwischen Nord- und Ostsee-Einzugsgebieten als auch zwischen den einzelnen Flussgebieten der Nordsee abgeleitet werden können.
- d) um 1880 für TN Grundwasser der wichtigste Eintragspfad und Überschüsse auf landwirtschaftlich genutzten Flächen eine dominante Quelle für Einträge waren.
- e) die mittlere berechnete TN Konzentration der Zuflüsse im EZG der Nordsee (Rhein, Ems, Weser, Elbe und Eider) am Übergabepunkt limnisch-marin bei 1,63 mg/l lag und somit unter der aktuellen Zielkonzentration von 2,8 mg/l (BMLP 2011).
- f) die berechneten Nährstoffkonzentrationen um 1880 deutlich über denen in Topcu et al. (2011) ermittelten Werte für einen ungestörten (ursprünglichen) Zustand vergleichbarer Fließgewässers liegen.
- g) die bereits relativ hohen anthropogenen Beeinflussungen im EZG der Nordsee einen frühindustriellen Zustand beschreiben und die daraus resultierenden Nährstoffkonzentrationen zur Ableitung von Orientierungswerten herangezogen werden können.
- h) diese in etwa den Szenario-Ergebnissen für das Jahr 2020 (Venohr et al. 2014), unter Annahme einer gleichbleibenden Bevölkerungszahl und einer vollständigen Abschaltung aller anthropogener Quellen ab 2005, entsprechen.

8. Referenzen

Atia (2008) Ammonia Volatilization from Manure Application. Agri-Facts. Practical Information for Alberta's Agriculture Industry.

Behrendt, H., Huber, P., Kornmilch, M., Ley, M., Opitz, D., Schmoll, O., Scholz G. & Uebe, R. (1999) Nährstoffbilanzierung der Flussgebiete Deutschlands. In UBA-Texte. UBA.

Behrendt, H., Bach, M., Opitz, D., Pagenkopf, W.-G., Scholz, G. & Wendland, F. (2003) Nutrient emissions into river basins of Germany on the basis of a harmonized procedure. In: UBA-Texte, 191. Umweltbundesamt (UBA).

BGR - Bundesanstalt für Geowissenschaften und Rohstoffe (1993) Geologische Karte der Bundesrepublik Deutschland - GK 1000, Maßstab 1:1.000.000.

BGR - Bundesanstalt für Geowissenschaften und Rohstoffe (1998) Bodenübersichtskarte der Bundesrepublik Deutschland 1:1.000.000 (BÜK 1000).

BLMP - Bund-Länder Meßprogramm (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.

BMU (2012) Anfangsbewertung der deutschen Nordsee nach Artikel 8 Meeresstrategie-Rahmenrichtlinie (2008/56/EG). Stand: 13. Juli 2012. Verabschiedet vom Bund/Länder-Ausschuss Nord- und Ostsee (BLANO) in seiner 2. Sitzung am 30. Mai 2012. 95 S.

Bouwman, A.F., Beusen, A.H.W. & Billen, G. (2009) Human alteration of the global nitrogen and phosphorus soil balances for the period 1970–2050. *Global Biogeochemical Cycles*, 23, GB0A04.

Bouwman, L., Goldewijk, K. K.; Van Der Hoek, K. W., Beusen, A. H. W., Van Vuuren, D. P., Willems, J., Rufino M. C., & Stehfest, E. (2013) Exploring global changes in nitrogen and phosphorus cycles in agriculture induced by livestock production over the 1900–2050 period. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 110, 20882-20887.

Brix, J., Imhoff, K., Weldert, R. (1934a) Die Stadtentwässerung in Deutschland, Bd. 1. Gustav Fischer Verlag, Jena.

Brix, J., Imhoff, K., Weldert, R. (1934b) Die Stadtentwässerung in Deutschland, Bd. 2. Gustav Fischer Verlag, Jena.

Commission Centrale de Statistique (1893) *Annuaire Statistique des Pays-Bas*.

Driescher, E. & Gelbrecht, J. (1993) Assessing the diffuse phosphorus input from subsurface to surface waters in the catchment area of the lower river Spree (Germany) - Olem H (ed.): *Diffuse Pollution - Proceedings of the IAWQ 1st International Conference on Diffuse (Nonpoint) Pollution*, Chicago, USA.

EEA - European Environment Agency (2005) EEA Report Nr 7/2005. Source apportionment of nitrogen and phosphorus inputs into the aquatic environment. Copenhagen.

EEA - European Environment Agency (2010) *Corine Land Cover, CLC2006*. The European Topic Centre on land use and spatial information. Date of delivery: February 2010.

EMEP (1998) Transboundary acidifying air pollution in Europe. EMEP/MS-CW Report 1/98. Norwegian Meteorological Institute, Oslo, Norway, 150 pp.

ESBN - European Soil Bureau Network (2007) Europäische Bodenkarte
http://eusoiils.jrc.it/esbn/Esb_n_overview.html (Stand: 25.01.2008)

Fuchs, S., U. Scherer, R. Wander, H. Behrendt, M. Venohr, D. Opitz, T. Hillenbrand, F. Marscheider-Weidemann & T. Götz. (2010) Berechnung von Stoffeinträgen in die Fließgewässer Deutschlands mit dem Modell MONERIS - Nährstoffe, Schwermetalle und Polyzyklische aromatische Kohlenwasserstoffe. In UBA-Texte, 207. Dessau: Umweltbundesamt (UBA).

Gadegast, M., U. Hirt, D. Opitz & M. Venohr (2012) Modelling changes in nitrogen emissions into the Oder River System 1875–1944. *Regional Environmental Change*, 12, 571-580.

Gadegast, M., U. Hirt & M. Venohr (2014) Changes in Waste Water Disposal for Central European River Catchments and Its Nutrient Impacts on Surface Waters for the Period 1878–1939. *Water, Air, & Soil Pollution*, 225, 1-17.

Główny Urząd Statystyczny Rzeczypospolitej Polskiej (1937 & 1939) Mały Rocznik Statystyczny. Warszawa: Nakładem Głównego Urzędu Statystycznego.

GPCC (The Global Precipitation Climatology Centre) (2006): GPCCFull Data Reanalysis Version 5, ftp://anon.dwd.de/pub/data/gpcc/html/fulldata_download.html, Assessed 20 Aug 2011

Heiden, E. (1882) Die menschlichen Excremente in nationalöconomischer, hygienischer, finanzieller und landwirthschaftlicher Beziehung. Hannover

Hirt, U., Mahnkopf, J., Gadegast, M., Czudowski, L., Mischke, U., Heidecke, C., Schernewski, G. & Venohr, M. (2014). Reference conditions for rivers of the German Baltic Sea catchment: reconstructing nutrient regimes using the model MONERIS. *Regional Environmental Change*, 1-16, doi:10.1007/s10113-013-0559-7.

Janssen, B.H. & Oenema, O. (2006) Global Economics of Nutrient Cycling - In: Papers presented at the IFA Agriculture Conference, Optimizing Resource Use Efficiency for Sustainable Intensification of Agriculture, Kunming, China, 27 February - 2 March 2006, ed. B. H. Janssen, 14. Kunming, China.

K.K. Statistische Central-Commision (1882) Statistisches Jahrbuch für das Jahr 1881. Wien.

Kaiserlich Statistisches Amt (1879; 1828) Statistisches Jahrbuch für das Deutsche Reich. Berlin: Verlag von Puttkammer & Mühlbrecht.

König, J. (1887) Die Verunreinigung der Gewässer, deren schädliche Folgen: nebst Mitteln zur Reinigung der Schmutzwässer. Springer, Berlin.

Kunkel, R., Montzka, C. & Wendland, F. (2007) Anwendung des im Forschungszentrum Jülich entwickelten Modells WEKU zur Ableitung flussgebietsbezogener Aufenthaltszeiten des Grundwassers in Deutschland - Endbericht zum Auftrag im Rahmen des UFOPLAN – Projektes 205 24 204: Entwicklung eines szenariofähigen Managementtools für Stoffeinträge in Oberflächengewässer im Rahmen internationaler Berichtspflichten“, Jülich, 88 S.

Liebig, J. (1840) Die organische Chemie in ihrer Anwendung auf Agricultur und Physiologie. Braunschweig.

Ministère du Commerce - Service de la Statistique Générale de France (1883) Annuaire Statistique de la France 1883. Paris.

Ministère de l'Intérieur (1872) Annuaire Statistique de la Belgique 1872. Bruxelles.

MSRL - Meeresstrategie-Rahmenrichtlinie (2008) Richtlinie 2008/56/EG des Europäischen Parlaments und des Rates vom 17. Juni 2008 zur Schaffung eines Ordnungsrahmens für Maßnahmen der Gemeinschaft im Bereich der Meeresumwelt.

MPIDR (Max Planck Institute for Demographic Research) and CGG (Chair for Geodesy and Geoinformatics, University of Rostock) (2013) MPIDR Population History GIS Collection Europe (partly based on © EuroGeographics for the administrative boundaries). Rostock.
Download: 10/2014 <http://censusmosaic.org/>

NASA - National Aeronautics and Space Administration, US-Bundesbehörde für Luft- und Raumfahrt: monatliche Evapotransdaten (MODIS16), 2006-2008, Download: 06/2012
<http://modis.gsfc.nasa.gov/news/group.php?classification=terra>

OECD (1997) Environmental Indicators for Agriculture. Paris.

OECD and EUROSTAT (2007) Nitrogen Balance Handbook. Paris.

OECD and EUROSTAT (2008) Phosphorus Balance Handbook. Paris.

Pöthig, R., Behrendt, H., Opitz, D. & Furrer, G. (2010) A universal method to assess the potential of phosphorus loss from soil to aquatic ecosystems. Environmental Science and Pollution Research, 17, 497-504.

Ruoho-Airola, T., Eilola, K., Savchuk, O. P., Parviainen, M. & Tarvainen, V. (2012) Atmospheric Nutrient Input to the Baltic Sea from 1850 to 2006: A Reconstruction from Modeling Results and Historical Data. Ambio, 41, 549-557.

RIVM - National Institute of Public Health and the Environment (2007) Hydro-geological map of Europe 1:10.000.000, modified. National Institute of Public Health and the Environment (RIVM, NL).

Schöpp W., Posch M., Mylona S., Johansson M. (2003) Long-term development of acid deposition (1880–2030) in sensitive freshwater regions in Europe. Hydrol Earth Syst Sci 7:436–446

Statistisches Bureau des eidgenössischen Departments des Innern (1891) Statistisches Jahrbuch der Schweiz. Erster Jahrgang 1891. Bern

Topcu, D., Behrendt, H., Brockmann, U. & Claussen, U. (2011) Natural background concentrations of nutrients in the German Bight area (North Sea). Environmental Monitoring and Assessment, 174, 361-388.

USGS - United States Geological Survey, US-amerikanischer geologischer Dienst (1996) Globales Digitales Geländemodell (DHM) GTOPO30

Venohr, M., U. Hirt, J. Hofmann, D. Opitz, A. Gericke, A. Wetzig, S. Natho, F. Neumann, J. Hürdler, M. Matranga, J. Mahnkopf, M. Gadegast & H. Behrendt (2011) Modelling of Nutrient Emissions in River Systems – MONERIS – Methods and Background. International Review of Hydrobiology, 96, 435-483.

Venohr, M., Mahnkopf, J., Gadegast, M. und Kulb, I.(2014): Modellierung von Nährstoffflüssen für die deutschen Flusseinzugsgebiete mit MONERIS auf Basis aktualisierter Daten für den Zeitraum 2006-2008 und Berechnung von Szenarien, im Rahmen des Vorhabens (FKZ: 3709 25 221): Eu-trophierungsbewertung von Ökosystemen in Nord- und Ostsee im Rahmen von Oslo-Paris-Konvention, Helsinki-Konvention, EG-Wasserrahmenrichtlinie und Meeresstrategie-Rahmenrichtlinie, Abschlussbericht, eingereicht, 130 S.

Weyl, T. (1897) Handbuch der Hygiene. Gustav Fischer Verlag, Jena.

WRRL - Europäische Wasserrahmenrichtlinie (2000) Richtlinie 2000/60/EG des Europäischen Parlamentes und des Rates vom 23. Oktober 2000 zur Schaffung eines Ordnungsrahmens für Maßnahmen der Gemeinschaft im Bereich der Wasserpolitik i.d.F. vom 23.Oktober 2000, ABl. EG Nr. L 327/1, 22.12.2000.