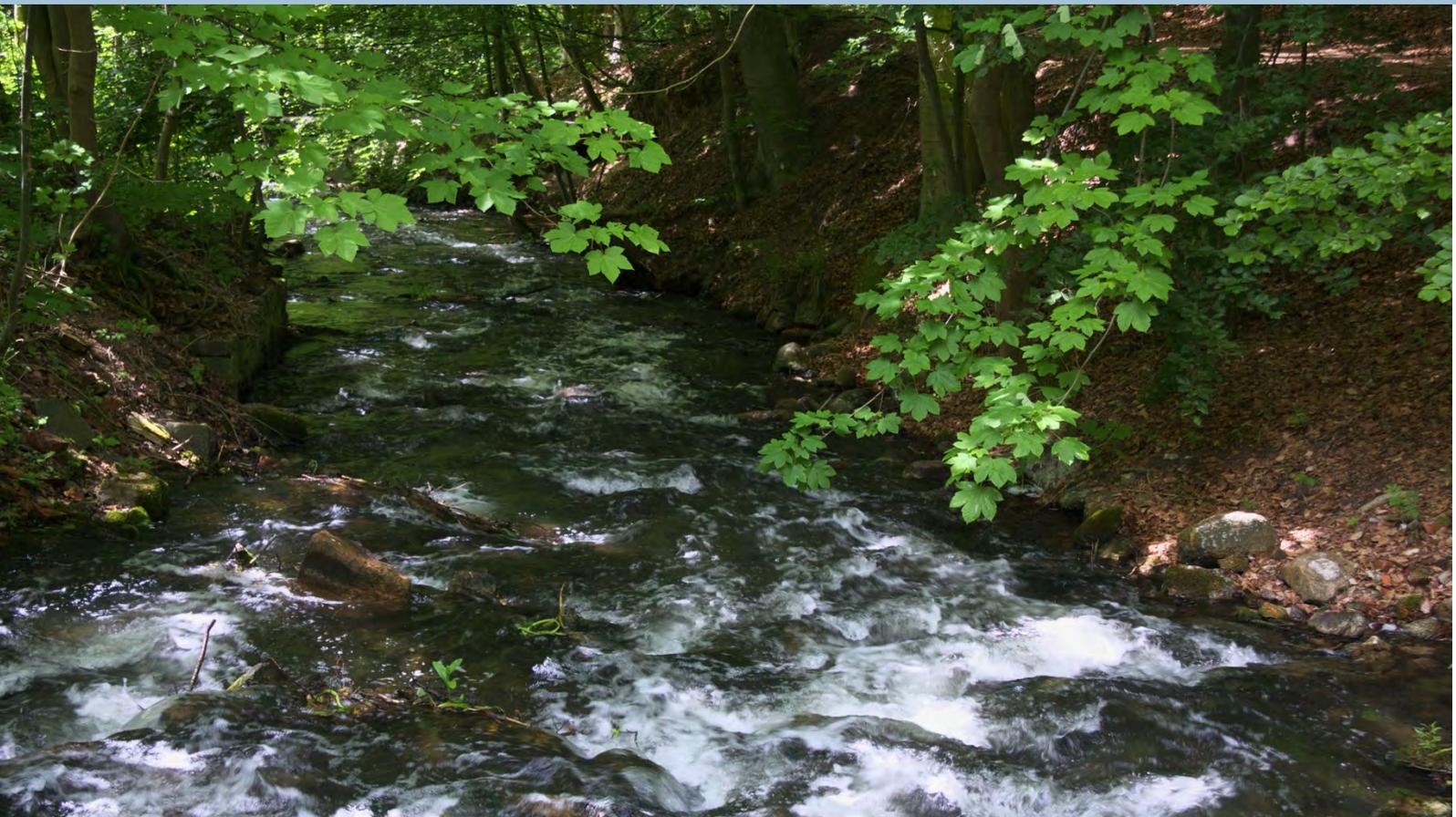


Berichte zur Gewässergüte



Entwicklung der Nährstoffbelastung der Fließgewässer in Mecklenburg- Vorpommern seit 1985 und die Status- Bewertung 2015-2018

**Mecklenburg
Vorpommern** 

Landesamt für Umwelt,
Naturschutz und Geologie

IMPRESSUM

Herausgeber: Landesamt für Umwelt, Naturschutz und Geologie
Mecklenburg-Vorpommern (LUNG M-V)
Goldberger Straße 12b, 18273 Güstrow
Telefon 03843 – 777-0, Fax 03843 – 777-106
www.lung.mv-regierung.de

Bearbeiter: Dr. Clemens Engelke

Basierend auf dem Bericht, der im Auftrag des LUNG M-V erarbeitet wurde von:

Dr. Alexander Bachor
Ratzeburg

Zu zitieren als: LUNG M-V (Hrsg.) (2021): Stand und Entwicklung der Nährstoffbelastung der Fließgewässer Mecklenburg-Vorpommerns. - Landesamt für Umwelt, Naturschutz und Geologie Mecklenburg-Vorpommern (LUNG M-V), Güstrow, Schriftenreihe des Landesamtes für Umwelt, Naturschutz und Geologie Mecklenburg-Vorpommern 2021.

Titelbild: Wallensteingraben bei Moidentin
2013 (© Jürgen Evert)

ISSN: 1439-9083

Einzelpreis: kostenlos zum Download unter
www.lung.mv-regierung.de/insite/cms/umwelt/wasser.htm
(Stichwort: Berichte zur Gewässergüte)

Güstrow, im Dezember 2021

Diese Publikation wird im Rahmen der Öffentlichkeitsarbeit des Landesamtes für Umwelt, Naturschutz und Geologie Mecklenburg-Vorpommern herausgegeben. Sie darf weder von Parteien noch von deren Kandidaten und Helfern während des Wahlkampfes zum Zwecke der Wahlwerbung verwandt werden. Dies gilt für alle Wahlen. Missbräuchlich ist insbesondere die Verteilung auf Wahlveranstaltungen, an Informationsständen der Parteien sowie das Einlegen, Aufdrucken oder Aufkleben parteipolitischer Informationen oder Werbemittel. Untersagt ist auch die Weitergabe an Dritte zur Verwendung bei Wahlwerbung. Auch ohne zeitlichen Bezug zu einer bevorstehenden Wahl darf die vorliegende Druckschrift nicht so verwandt werden, dass dies als Parteinahme des Herausgebers zu Gunsten einzelner politischer Gruppen verstanden werden kann. Diese Beschränkungen gelten unabhängig vom Vertriebsweg, also unabhängig davon, auf welchem Wege und in welcher Anzahl diese Druckschrift dem Empfänger zugegangen ist

0 Zusammenfassung/Summary

Behördliche Untersuchungen der Nährstoffparameter Orthophosphat, Nitrat, Nitrit und Ammonium finden in Mecklenburg-Vorpommern schon seit über vier Jahrzehnten statt. Dieser Bericht betrachtet neben den Voraussetzungen für das Monitoring und den Bewertungsgrundlagen, vor allem die Entwicklung und die Trends in den Nährstoffbelastungen seit 1985 sowie den aktuellen Status auf Basis der Daten von 2015-2018. Für die Trendbetrachtung wurden 38 landesweit verteilte Langzeit-Messstellen ausgewählt, während die Datensätze von insgesamt 548 Messstellen zur Bewertung der aktuellen Nährstoffbelastung ausgewertet wurden.

Die Betrachtung der Langzeitmessstellen (Kapitel 3.1) zeigt, dass die Belastung mit Orthophosphat zum Ende der 1980er ihren Höhepunkt erreichte und bereits in der ersten Hälfte der 1990er eine deutliche Verringerung zu beobachten war, die sich bis zur ersten Hälfte der 2010er Jahren fortsetzte. Seitdem sind jedoch keine weiteren Verbesserungen festzustellen. Während bei den Nährstoffparametern Orthophosphat, wie auch bei Ammonium und Nitrit im Betrachtungszeitraum stark verringerte Belastungen erkennbar sind, ist dies beim Nitrat nicht der Fall.

Für die Trendanalyse (Kapitel 3.2) wurde der Datensatz in zwei gleich lange Zeiträume aufgeteilt (1985-2001 und 2002-2018) um die großen Umwälzungen der 1990er getrennt von den aktuellen Entwicklungen betrachten zu können. Bei Orthophosphat und Gesamt-Phosphor sind im ersten Zeitraum an der Mehrzahl der Messstellen signifikant fallende Trends zu erkennen, während im zweiten Zeitraum kaum signifikante bzw. zum Teil wieder steigende Trends auftreten. Bei Ammonium und Nitrit sind in beiden Zeiträume viele signifikant fallende Trends zu beobachten. Die Nitrat- und Gesamtstickstoffkonzentrationen zeigen in beiden Zeiträumen kaum signifikante Trends.

Die Statusbewertung (Kapitel 3.3) zeigt, dass im Zeitraum 2015-2018 die Orientierungswerte für Orthophosphat an 33 %, für Gesamtphosphor an 48 %, für Ammonium 21 % und für Nitrit an 9 % der Messstellen überschritten wurden. Die Umweltqualitätsnorm für Nitrat wurde an 18 Messstellen (3 %) überschritten. Der Zielwert für Gesamtstickstoff wird an 77 % aller Messstellen nicht erreicht.

Bei den abflussnormierten flusswasserbezogenen Phosphoreinträgen in die Ostsee ist eine starke fallende Frachtentwicklung (Kapitel 3.4) in den 1990er Jahren erkennbar, während danach keine weitere Verringerung der Einträge mehr festzustellen ist und es sogar Hinweise auf wieder steigende Frachten gibt. Bei den Stickstoffeinträgen ist in den 1990er Jahren ebenfalls eine fallende Frachtentwicklung zu erkennen, die im folgenden Zeitraum nur noch sehr schwach ausfällt.

Die Ergebnisse der modellgestützten Bilanzierung der Eintragspfade von Nährstoffen (Kapitel 4.1) zeigen, dass rund 35 % der Phosphoreinträge aus Punktquellen stammen. Ein wichtiger Anteil der diffusen Einträge stammt aus Dränagen (18 %). Von den Stickstoffeinträgen stammen nur 4 % aus Punktquellen und 71 % aus Dränagen. Daraus werden abschließend Maßnahmenoptionen für Punkt- und diffuse Quellen aufgezeigt (Kapitel 4.2).

State Agency for Environment, Nature Conservation and Geology Mecklenburg-Vorpommern (LUNG M-V), 2021.

Development of the nutrient pressures on the riverine waters of Mecklenburg-Vorpommern, Germany, since 1985 and current evaluation of the status (2015-2018).

Regulatory monitoring of the nutrients ortho-phosphate, nitrate, nitrite and ammonia has been carried out in the state of Mecklenburg-Vorpommern, Germany, for over four decades. Additionally to the monitoring requirements and background conditions, this report describes the development and trend analysis of the nutrient concentrations since 1985, as well as the current evaluation of the nutrient status based on data from 2015 to 2018. For the trend analysis, 38 long-term monitoring stations were selected, while the nutrient status was evaluated at 548 monitoring stations.

Assessment of the long-term monitoring stations (Chapter 3.1) shows the concentrations of ortho-phosphate reaching a maximum at the end of the 1980s, followed by a steep decline in the first half of the 1990s that continued into the 2010s. However, no further reductions have been seen since. While the concentrations of ortho-phosphate, as well as ammonia and nitrite, were reduced in the assessment period, no such development could be determined for nitrate.

For the trend analysis (Chapter 3.2) the data set was divided into two equal parts (1985 to 2001, and 2002 to 2018) in order to separate the fundamental changes in Germany of the 1990s from recent developments. In the first period, significant declining trends were detectable for the majority of the monitoring stations for ortho-phosphate and total phosphorous. In the second period, however, hardly any declining trends and even some increasing trend were detected. For ammonia and nitrite, many significant declining trends could be found in both periods, while for nitrate and total nitrogen hardly any trends could be seen in either period.

The evaluation of the nutrient status for the years 2015 to 2018 (Chapter 3.3) shows exceedances of the assessment values for ortho-phosphate at 33 %, for total phosphorous at 48 %, for ammonia at 21 % and for nitrite at 9 % of all monitoring stations. The environmental quality standard for nitrate was exceeded at 18 monitoring stations (3 %). The target value for total nitrogen was not achieved at 77 % of the monitoring stations. The flow-normalised phosphorous load to the Baltic Sea declined strongly in the 1990s, but no further reductions followed and some indications of increasing loads are present (Chapter 3.4). Nitrogen load also declined in the 1990s, with only weak further decline since.

Model-based assessment of the major input pathways of nutrients (Chapter 4.1) reveals that about 35 % of the phosphorous stems from point sources, while 18 % can be assigned to land drainage. In the case of nitrogen, point sources account for only 4 %, while land drainage provides 71 %. Based on this assessment, management options for point and diffuse sources are discussed (Chapter 4.2).

INHALT

0 Zusammenfassung/Summary II

1 Vorbemerkungen	1
2 Monitoring und Bewertungsmethoden	3
3 Entwicklung und Stand der Nährstoffbelastung	7
3.1 Wie hat sich die Nährstoffbelastung verändert und was waren die Ursachen?.....	7
3.2 Gibt es Trends?	27
3.3 Wie ist der aktuelle Stand der Nährstoffbelastung?	33
3.4 Haben sich auch die Nährstofffrachten verändert?	48
4 Aktuelle Quellenanalyse und Handlungsbedarf	53
4.1 Welche sind die gegenwärtigen Hauptbelastungsquellen?.....	53
4.2 Wie kann die Nährstoffbelastung weiter verringert werden?	56
5 Danksagung	59
6 Quellen	61

ABBILDUNGEN

Abbildung 1: Messstellen zur Erfassung von Langzeitveränderungen der Nährstoffkonzentrationen in Fließgewässern M-Vs (Trendmessstellen)	3
Abbildung 2: Orthophosphat-P-Konzentrationen (90-Perzentile) und Güteklassen (Farbzuordnung gemäß LAWA 1998) an der Trendmessstelle Tollense-Demmin.	8
Abbildung 3: Orthophosphat-P-Konzentrationen (90-Perzentile) und Güteklassen (Farbzuordnung gemäß LAWA 1998) an der Trendmessstelle Wallensteingraben-Steffin.	10
Abbildung 4: Verteilung der LAWA-Güteklassen für Orthophosphat-P für die Jahre 1979-2018 an den Trendmessstellen der Fließgewässer Mecklenburg-Vorpommerns.	11
Abbildung 5: Ammonium-N-Konzentrationen (90-Perzentile) und LAWA-Güteklassen an der Trendmessstelle Nebel-Wolken.....	13
Abbildung 6: Ammonium-N-Konzentrationen (90-Perzentile) und LAWA-Güteklassen an der Trendmessstelle Barthe-Redebas.	14
Abbildung 7: Verteilung der LAWA-Güteklassen für Ammonium-N für die Jahre 1979-2018 an den Trendmessstellen der Fließgewässer Mecklenburg-Vorpommerns.	16
Abbildung 8: Verteilung der LAWA-Güteklassen für Nitrit-N für die Jahre 1979-2018 an den Trendmessstellen der Fließgewässer Mecklenburg-Vorpommerns.	17
Abbildung 9: Nitrat-N-Konzentrationen (90-Perzentile) und LAWA-Güteklassen an der Trendmessstelle Trebel-Tribsees.....	19
Abbildung 10: Zusammenhang zwischen Nitrat-N-Konzentration (90-Perzentile) an Trendmessstellen und Ackerflächenanteil im Einzugsgebiet in einem niederschlagsarmen Jahr (2003, links) und einem niederschlagsreichen Jahr (2007, rechts).	21
Abbildung 11: Verteilung der LAWA-Güteklassen für Nitrat-N für die Jahre 1979-2018 an den Trendmessstellen der Fließgewässer Mecklenburg-Vorpommerns.	22
Abbildung 12: Mittlere DIN-Konzentrationen an der Trendmessstelle Nebel-Wolken.....	23
Abbildung 13: Mittlere DIN-Konzentrationen an der Trendmessstelle Schmaar-Redefin.	24
Abbildung 14: Verteilung der LAWA-Güteklassen für Orthophosphat-P (links) und Ammonium-N (rechts) für 5-Jahreszeiträume an den Trendmessstellen der Fließgewässer Mecklenburg-Vorpommerns.....	26
Abbildung 15: Verteilung der LAWA-Güteklassen für Nitrit-N (links) und Nitrat-N (rechts) für 5-Jahreszeiträume an den Trendmessstellen der Fließgewässer Mecklenburg-Vorpommerns.....	26
Abbildung 16: Trends für Orthophosphat-P (Mittelwerte) für die Zeitreihen 1985-2001 und 2002-2018 an der Messstelle Stepenitz-Rodenberg.	28
Abbildung 17: Trends für Orthophosphat-P (Mittelwerte) für die Zeitreihen 1985-2001 und 2002-2018 an der Messstelle Peene-Jarmen.....	28
Abbildung 18: Trends für Ammonium-N (Mittelwerte) für die Zeitreihen 1985-2001 und 2002-2018 an der Messstelle Linde-u. Burg Stargard.....	30
Abbildung 19: Trends für Nitrit-N (Mittelwerte) für die Zeitreihen 1985-2001 und 2002-2018 an der Messstelle Recknitz – Ribnitz-Damgarten.	31
Abbildung 20: Trends für Nitrat-N (Mittelwerte) für die Zeitreihen 1985-2001 und 2002-2018 an der Messstelle Elbe-Boizenburg.....	31
Abbildung 21: Ergebnisse der Überprüfung auf Einhaltung oder Überschreitung der Orientierungswerte für Orthophosphat-P, Zeitraum 2015-2018.....	38
Abbildung 22: Ergebnisse der Überprüfung auf Einhaltung oder Überschreitung der Orientierungswerte für Gesamt-P, Zeitraum 2015-2018.....	38
Abbildung 23: Korrelation der höchsten Nitrat-N- und Gesamt-N-Jahresmittelwerte im Zeitraum 2015-2018 (Basis 548 Messstellen).....	41
Abbildung 24: Korrelation zwischen Nitrat-N-Konzentration (Mittelwerte) und Anteil landwirtschaftlicher Nutzfläche (LNF) im Einzugsgebiet in einem niederschlagsreichen Jahr (2017, links) und einem niederschlagsarmen Jahr (2018, rechts)	41

Abbildung 25: Bewertung der Nitrat-N-Belastung im niederschlagsreichen Jahr 2017 (links) und im niederschlagsarmen Jahr 2018 (rechts).	42
Abbildung 26: Bewertung der Nitrat-Belastung in Analogie zur Gesamt-N-Belastung, 2015-2018.	45
Abbildung 27: Bewertung der Gesamt-N-Belastung anhand der Bewirtschaftungszielwerte, 2015-2018.	45
Abbildung 28: Regionen in M-V mit sehr hohen (UTOL=untere Tollense, MTOL=mittlere Tollense) und sehr niedrigen Nitratbelastungen (HVMV=Havel)	46
Abbildung 29: Flussbürtige Phosphor-Einträge in die Küstengewässer M-Vs sowie jährliche Abflussmengen für den Zeitraum 1986-2018.	50
Abbildung 30: Abflussnormierte flussbürtige Phosphor-Einträge in die Küstengewässer M-Vs für den Zeitraum 1986-2018.	50
Abbildung 31: Flussbürtige Stickstoff-Einträge in die Küstengewässer M-Vs sowie jährliche Abflussmengen für den Zeitraum 1986-2018.	51
Abbildung 32: Abflussnormierte flussbürtige Stickstoff-Einträge in die Küstengewässer M-Vs für den Zeitraum 1986-2018.	51
Abbildung 33: Prozentuale Verteilung der P-Einträge in die Oberflächengewässer M-Vs (nach Wendland et al. 2015).	54
Abbildung 34: Prozentuale Verteilung der N-Einträge in die Oberflächengewässer Mecklenburg-Vorpommerns (M-V, links) (nach Wendland et al. 2015) und Schleswig-Holsteins (SH, rechts) (nach Tetzlaff et al. 2017).	54

TABELLEN

Tabelle 1: Güteklassifikation der Nährstoffe (LAWA 1998); Prüfwert ist das 90-Perzentil	4
Tabelle 2: Anforderungen an den guten und sehr guten ökologischen Zustand nach Anlage 7 OGewV 2016, Prüfwert ist der Mittelwert in mg/l.....	5
Tabelle 3: Trendmessstellen mit einer Abnahme der Orthophosphatkonzentrationen um mehr als 75 % im Vergleich der Zeitreihen 1995-1999 und 1985-1989, 90-Perzentile in mg/l PO ₄ -P.....	10
Tabelle 4: Trendmessstellen mit einem Rückgang der Ammoniumkonzentrationen um mehr als 75 % im Vergleich der Zeitreihen 1985-1999 und 1995-1999, 90-Perzentile in mg/l NH ₄ -N.....	15
Tabelle 5: Trendmessstellen mit einem Rückgang der Ammoniumkonzentrationen um mehr als 75 % im Vergleich der Zeitreihen 1995-1999 und 2005-2009, 90-Perzentile in mg/l NH ₄ -N.....	15
Tabelle 6: Trendmessstellen mit einem Rückgang der Nitritkonzentrationen um mehr als 75 % im Vergleich der Zeitreihen 1985-1999 und 1995-1999, 90-Perzentile in mg/l NO ₂ -N.....	18
Tabelle 7: Trendmessstellen mit hohen bis sehr hohen Nitratkonzentrationen, 90-Perzentile in mg/l NO ₃ - N.....	20
Tabelle 8: Trendmessstellen mit einem Rückgang der DIN-Konzentrationen um mehr als 50 % im Vergleich der Zeitreihen 1985-1999 und 2005-2009, Pentadenmittel in mg/l N.	24
Tabelle 9: Trendmessstellen mit einem Rückgang der DIN-Konzentrationen um mehr als 25 % im Vergleich der Zeitreihen 1985-1999 und 2005-2009, Pentadenmittel in mg/l N.	25
Tabelle 10: Mann-Kendall-Trendtest für Orthophosphat-P (Mittelwerte) an ausgewählten Fließgewässer- Messstellen M-Vs für die Zeiträume 1985-2001 und 2002-2018.....	27
Tabelle 11: Mann-Kendall-Trendtest für Gesamt-P an ausgewählten Fließgewässer-Messstellen M-Vs für die Zeiträume 1986-2001 und 2002-2018.....	28
Tabelle 12: Entwicklung der Ablaufwerte der KA Trinwillershagen nach Einführung einer chemischen P- Elimination und der Jahresmittelwerte (JMW) für Nährstoffe im Saaler Bach, alle Angaben in mg/l.	29
Tabelle 13: Mann-Kendall-Trendtest für Ammonium-N an ausgewählten Fließgewässer-Messstellen M-Vs für die Zeiträume 1985-2001 und 2002-2018.....	30
Tabelle 14: Mann-Kendall-Trendtest für Nitrit-N an ausgewählten Fließgewässer-Messstellen M-Vs für die Zeiträume 1985-2001 und 2002-2018.....	30
Tabelle 15: Mann-Kendall-Trendtest für Nitrat-N an ausgewählten Fließgewässer-Messstellen M-Vs für die Zeiträume 1986-2001 und 2002-2018.....	31
Tabelle 16: Mann-Kendall-Trendtest für Gesamt-N an ausgewählten Fließgewässer-Messstellen M-Vs für die Zeiträume 1986-2001 und 2002-2018.....	31
Tabelle 17: Veränderungen der Stickstoffbelastung des Peezer Baches bei Stuthof im Zeitraum 1985-2018, alle Angaben in mg/l.	33
Tabelle 18: Bewertung der Orthophosphat-P-Belastung der Fließgewässer M-Vs für die Jahre 2015-2018.....	34
Tabelle 19: Bewertung der Gesamt-P-Belastung der Fließgewässer M-Vs für die Jahre 2015-2018.....	34
Tabelle 20: Bewertung der Ammonium-N- und Nitrit-N-Belastung der Fließgewässer M-Vs für die Jahre 2015-2018.....	39
Tabelle 21: Bewertung der Nitrat-N-Belastung der Fließgewässer M-Vs für die Jahre 2015-2018 anhand der Umweltqualitätsnorm (UQN) nach OGewV (2016).....	40
Tabelle 22: Mittlere Nitrat-N-Konzentrationen in niederschlagsarmen und niederschlagsreichen Jahren großer Fließgewässer M-Vs, alle Angaben in mg/l NO ₃ -N.	42
Tabelle 23: Mittlere Nitrat-N-Konzentrationen in niederschlagsarmen und niederschlagsreichen Jahren kleiner Fließgewässer M-Vs, alle Angaben in mg/l NO ₃ -N.	43
Tabelle 24: Flussgebietseinheit-bezogene Bewertung der Gesamt-N-Belastung der Fließgewässer M-Vs für die Jahre 2015-2018 anhand der Bewirtschaftungsziele (BWZ) nach OGewV (2016).....	43
Tabelle 25: Vergleich der Jahresdurchschnittswerte (MW) mit dem Bewirtschaftungszielwert (BWZ) nach OGewV für Gesamt-N in Ostseezuflüssen M-Vs im Zeitraum 2015-2018, geordnet nach Größe des Einzugsgebietes (EZG), alle Angaben in mg/l Gesamt-N.	47

Tabelle 26: Vergleich der Jahresdurchschnittswerte (MW) mit dem Bewirtschaftungszielwert (BWZ) nach OGewV für Gesamt-N in Elbezuflüssen M-Vs im Zeitraum 2015-2018, geordnet nach Größe des Einzugsgebietes (EZG), alle Angaben in mg/l Gesamt-N.	48
Tabelle 27: Mittlere Jahresabflüsse und mittlere flussbürtige Phosphor- und Stickstoff-Einträge in die Küstengewässer M-Vs für die Zeiträume 1986-1996, 1997-2007 und 2008-2018.....	52

1 Vorbemerkungen

Behördliche Untersuchungen zur Wasserbeschaffenheit der Fließgewässer Mecklenburg-Vorpommerns finden seit den 1960er Jahren statt. Für die Nährstoffparameter Orthophosphat, Nitrat, Nitrit und Ammonium liegen vergleichbare Untersuchungsergebnisse seit Mitte der 1970er Jahre im Landesamt für Umwelt, Naturschutz und Geologie (LUNG) vor.

Von den Phosphorverbindungen ist nur das gelöste Orthophosphat unmittelbar für Pflanzen verfügbar. Bei den Stickstoffverbindungen sind es Ammonium, Nitrat und Harnstoff. Erhöhte Konzentrationen von gelösten Nährstoffen führen in Oberflächengewässern zu einer Reihe von negativen Folgeerscheinungen, die in der Fachliteratur unter dem Begriff Eutrophierung Eingang gefunden haben. Unter Eutrophierung ist die unerwünschte Zunahme der Nährstoffkonzentrationen und das damit verbundene übermäßige Algen- und Pflanzenwachstum in einem Gewässer zu verstehen. Im Binnenland sind hiervon insbesondere Seen und im Meeresbereich die Küstengewässer und Binnenmeere, wie beispielsweise die Ostsee, betroffen. Aber auch in langsam fließenden bzw. (rück-)gestauten Fließgewässern kann es aufgrund einer erhöhten Nährstoffbelastung zu einem übermäßigen Pflanzenwachstum kommen.

Mit der in den 1960er und 1970er Jahren einsetzenden Intensivierung und Industrialisierung der Landwirtschaft war eine deutliche Zunahme der Nährstoffeinträge in die Gewässer verbunden. Die daraus resultierende fortschreitende Eutrophierung der Binnen- und Küstengewässer wurde bereits frühzeitig erkannt (**EUTROSYM 1976**), jedoch hatte die Produktion von Nahrungsmitteln seinerzeit Priorität vor den Belangen des Umweltschutzes (**Schumann et al. 2007**).

Aufgrund der fortgeschrittenen Eutrophierung der Ostsee kamen die Ostseeanrainerstaaten Mitte der 1980er Jahre überein, die Nährstoffeinträge in die Ostsee bis 1995 zu halbieren (**HELCOM 1987**). Dies hatte zur Folge, dass die Kläranlagenkapazitäten wie auch die Lagerkapazitäten für Gülle deutlich erhöht wurden. Nach der Wiedervereinigung der beiden deutschen Staaten wurden die größeren Kläranlagen in Mecklenburg-Vorpommern in den 1990er Jahren mit Behandlungsstufen zur Eliminierung von Phosphaten und Stickstoff ausgerüstet und damit die Nährstoffeinträge in die Oberflächengewässer stark reduziert. Dies hat zu deutlich abnehmenden Nährstoffkonzentrationen in den Fließgewässern (u.a. **LUNG 2001, LUNG 2004, LUNG 2008**) und Küstengewässern (**LUNG 2014**) geführt. Das Ziel der Helsinki-Kommission (HELCOM), die Halbierung der Nährstoffeinträge in die Ostsee, wurde jedoch nur für Phosphor, nicht aber für Stickstoff erreicht (**Nausch et al. 2011**). Die Nährstoffreduktionsziele der HELCOM wurden durch die Ministerdeklaration 2013 (**HELCOM 2013**) aktualisiert. Nach der aktuellen Bewertung der HELCOM überschreitet Deutschland das Stickstoffziel für das Ostseehauptbecken und für den Golf von Finnland um 39 % bzw. 18%, sowie das Phosphorziel für das Ostseehauptbecken um 186 % (**Svendsen et al. 2018**).

Mit dem vorliegenden Bericht wird ein Überblick über die Entwicklung der Nährstoffkonzentrationen über einen Zeitraum von mehr als vier Jahrzehnten, sowie Auskunft über den aktuell erreichten Stand der Nährstoffbelastung gegeben. Darüber hinaus wird die Entwicklung der flussbürtigen, also der über die Flüsse transportierten, Nährstoffeinträge in

die Ostseeküstengewässer Mecklenburg-Vorpommerns und der Handlungsbedarf für die Erreichung der durch internationale Verpflichtungen und nationale Gesetze vorgegebenen Ziele aufgezeigt. Damit erfüllt dieser Bericht auch die Rolle eines ergänzenden Hintergrunddokuments für die Bewirtschaftungs- und Maßnahmenplanung der EU Wasserrahmenrichtlinie. Dies bedingt auch den für den Status zu betrachtenden Zeitraum (2015-2018). Alle relevanten Dokumente zur Bewirtschaftungs- und Maßnahmenplanung in Mecklenburg-Vorpommern sind auf der Internetseite <https://www.wrrl-mv.de/> zu finden.

2 Monitoring und Bewertungsmethoden

Als Startpunkt für die behördliche Gewässerüberwachung in Mecklenburg-Vorpommern (M-V) ist das Jahr 1959 anzusehen. In diesem Jahr wurde mit dem Aufbau einer Wasserwirtschaftsverwaltung und der Errichtung von Laboratorien zur Untersuchung physikalisch-chemischer Güteparameter begonnen. Erste Nährstoffuntersuchungen setzten Ende der 1960er Jahre ein. Mitte der 1970er Jahre fanden jährlich an über 100 Fließgewässer-Messstellen regelmäßige Nährstoffuntersuchen statt. Einige dieser Messstellen fanden als Trendmessstellen Eingang in die laufenden Programme zur Überwachung der Fließgewässer. Nach Inkrafttreten der Europäischen Wasserrahmenrichtlinie (WRRL) setzte eine deutliche Verdichtung des Messnetzes ein und aktuell erfolgt die Gewässerüberwachung in M-V an jährlich knapp 300 Fließgewässer-Messstellen, die mindestens 12-mal im Jahr beprobt werden (**LUNG 2016**).

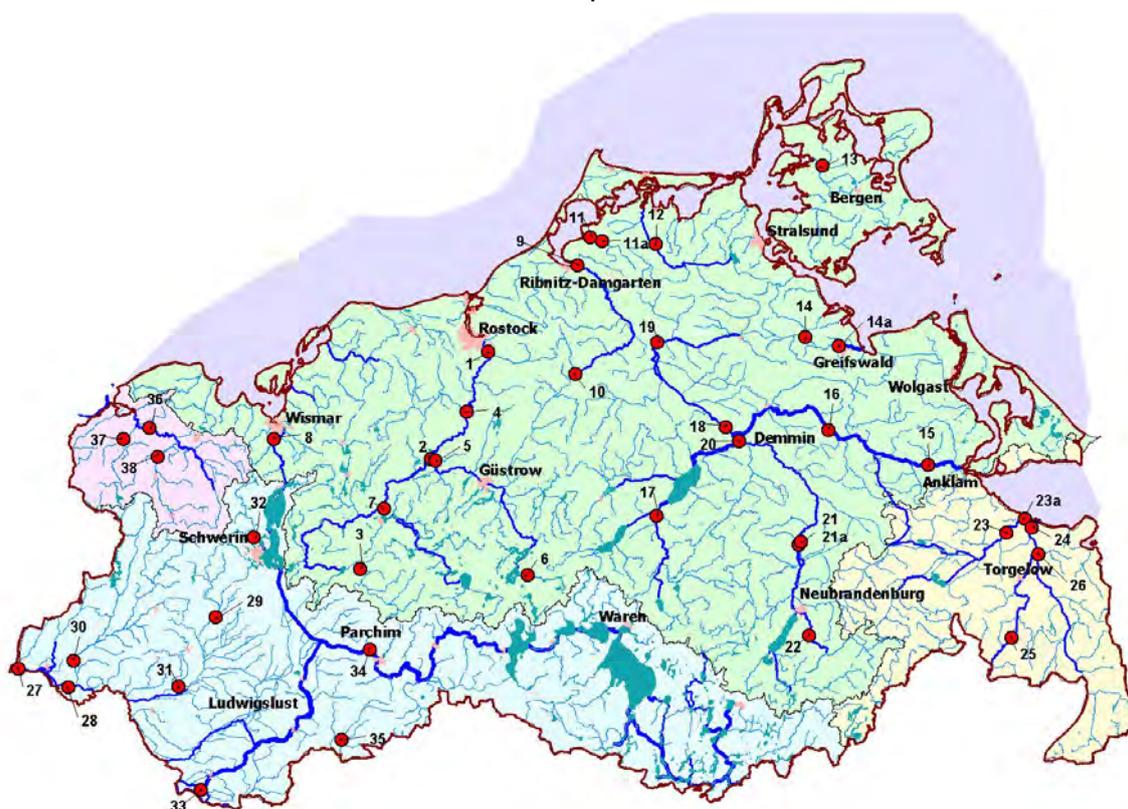


Abbildung 1: Messstellen zur Erfassung von Langzeitveränderungen der Nährstoffkonzentrationen in Fließgewässern M-Vs (Trendmessstellen)

Bereits Mitte der 1970er Jahre wurden die gewonnenen Analysedaten in einer zentralen Datenbank elektronisch gespeichert. Alle für diesen Bericht verwendeten Nährstoffdaten stammen aus diesem weiterentwickelten Datenspeicher. Für die Trendbetrachtungen wurden aus der Vielzahl der untersuchten Messstellen nur solche ausgewählt, für die möglichst lückenlose und äquidistante Messreihen im Datenspeicher vorlagen. Zudem sollten die Messstellen einen landesweiten Überblick über die Nährstoffbelastung der Fließgewässer geben. Insgesamt wurden 38 landesweit verteilte Messstellen ausgewählt, von denen sich 22 in der Flussgebietseinheit (FGE) Warnow/Peene befinden (grün hinterlegt

in Abbildung 1). Diese FGE nimmt rund 60 % der Landesfläche ein und liegt in Gänze in M-V. Im mecklenburgischen Teil der FGE Elbe (blau) konnten langjährige Datenreihen von 9 Messstellen ausgewertet werden. Für das zur FGE Oder zugehörige Bearbeitungsgebiet Uecker/Zarow (gelb) waren es 5 und für das zur FGE Schlei/Trave zugehörige Bearbeitungsgebiet Stepenitz (rot) 3 Messstellen (Abbildung 1).

Die Trendmessstellen repräsentieren kleine, mittelgroße und große Fließgewässer und mit der Elbemesstelle Boizenburg wird eine Messstelle an einem Strom berücksichtigt (**ANLAGE 1**).

Zwar hat sich die Struktur der für die Gewässerüberwachung zuständigen Behörden im Laufe der Jahre immer wieder geändert (**LUNG 2002**), jedoch wurden maßgebliche Prinzipien für ein Monitoring, wie die Anwendung standardisierter Analysemethoden, die analytische Qualitätssicherung (z.B. durch die Teilnahme an nationalen und internationalen Ringversuchen) sowie die kontinuierliche und äquidistante Datengewinnung, beibehalten (z.B. **LUNG 2016**).

Als Bewertungsmethode für die Nährstoffe und zur Dokumentation der Entwicklung der Nährstoffbelastung wurde zuerst die von der Länderarbeitsgemeinschaft Wasser (LAWA) entwickelte Richtlinie zur chemischen Güteklassifikation genutzt (**LAWA 1998**). Diese Richtlinie sieht eine Einstufung der 90-Perzentilwerte eines Kalenderjahres in 4 Haupt- und 3 Nebenklassen vor (Tabelle 1).

Tabelle 1: Güteklassifikation der Nährstoffe (LAWA 1998); Prüfwert ist das 90-Perzentil

Stoffname	Einheit	Stoffbezogene chemische Güteklasse						
		I	I-II	II	II-III	III	III-IV	IV
Orthophosphat-P	mg/l	≤ 0,02	≤ 0,04	≤ 0,1	≤ 0,2	≤ 0,4	≤ 0,8	0,8
Ammonium-N	mg/l	≤ 0,04	≤ 0,10	≤ 0,3	≤ 0,6	≤ 1,2	≤ 2,4	2,4
Nitrit-N	mg/l	≤ 0,01	≤ 0,05	≤ 0,1	≤ 0,2	≤ 0,4	≤ 0,8	0,8
Nitrat-N	mg/l	≤ 0,1	≤ 1,5	≤ 2,5	≤ 5	≤ 10	≤ 20	20

Die chemischen Güteklassen entsprechen folgendem Sprachgebrauch (LAWA 1998):

Güteklasse I	geogener Hintergrundwert (unbelastet)
Güteklasse I-II	sehr geringe Belastung
Güteklasse II	mäßige Belastung (Einhaltung der Zielvorgabe)
Güteklasse II-III	deutliche Belastung
Güteklasse III	erhöhte Belastung
Güteklasse III-IV	hohe Belastung
Güteklasse IV	sehr hohe Belastung

Diese Methode findet nach wie vor für die Bewertung der Nährstoffbelastung der Fließgewässer in der Bundesrepublik Deutschland Anwendung (u.a. **UBA 2017**). In M-V wird sie seit Ende der 1990er Jahre angewendet. Im Rahmen dieses Berichtes wurden alle in **ANLAGE 1** aufgeführten Trendmessstellen nach der o.g. LAWA-Methodik klassifiziert.

Nach Inkraftsetzung der Europäischen Wasserrahmenrichtlinie (WRRL) wurden von der LAWA neue gewässertypspezifische Orientierungswerte zur Erreichung des guten ökologischen Zustandes in Fließgewässern für die Nährstoffe Orthophosphat-Phosphor, Gesamt-Phosphor, Ammonium-Stickstoff und Nitrit-Stickstoff abgeleitet (**LAWA 2007**). Mit

der Herausgabe der Oberflächengewässerverordnung (OGewV) haben diese Orientierungswerte rechtsverbindlichen Charakter erhalten (**OGewV 2011, 2016**, zuletzt geändert 2020). Die Prüfung auf Einhaltung der Orientierungswerte erfolgt gemäß den Vorgaben dieser Verordnung anhand von Jahresmittelwerten (Tabelle 2).

Tabelle 2: Anforderungen an den guten und sehr guten ökologischen Zustand nach Anlage 7 OGewV 2016, Prüfwert ist der Mittelwert in mg/l

Typen nach Anlage 1	Anforderungen an den sehr guten ökologischen Zustand (= Hintergrundwert)			
	PO ₄ -P	Gesamt-P	NH ₄ -N	NO ₂ -N
11, 12, 19, 21N, 23	≤ 0,02	≤ 0,05	≤ 0,04	≤ 0,01
	Anforderungen an den guten ökologischen Zustand (= Orientierungswert)			
11, 12	≤ 0,10	≤ 0,15	≤ 0,1	≤ 0,05
23	≤ 0,10	≤ 0,15	≤ 0,2	≤ 0,05
14, 15, 16, 17, 20, 21N	≤ 0,07	≤ 0,10	≤ 0,2	≤ 0,05

Für Nitrat-Stickstoff sieht die OGewV zwar keine Orientierungswerte für den guten ökologischen Zustand vor, jedoch eine Umweltqualitätsnorm für den guten chemischen Zustand. Dieser entstammt aus der Trinkwasserverordnung und beträgt 50 mg/l NO₃⁻, dies entspricht rund 11,3 mg/l NO₃-N.

Darüber hinaus werden in § 14 der OGewV Bewirtschaftungsziele (BWZ) für Gesamtstickstoff für in die Nordsee und Ostsee mündende Flüsse angegeben. Dabei richten sich die BWZ und Maßnahmenprogramme in den Flusseinzugsgebieten zum Schutz der Meeresumwelt an dem Ziel aus, dass folgende Jahresmittelwerte für Gesamtstickstoff nicht überschritten werden:

1. bei in die Nordsee mündenden Flüssen 2,8 mg/l
2. bei in die Ostsee mündenden Flüssen 2,6 mg/l

Die Konzentrationsmessungen sind an Süßwassermessstellen im Grenzbereich limnisch/marin durchzuführen. Die Zielwerte werden in M-V direkt in das Binnenland übertragen, da aufgrund der relativ kurzen Fließwege eine mögliche Nährstoffretention nicht wissenschaftlich robust berücksichtigt werden kann.

Zur Ermittlung von Trends wurde für die in **ANLAGE 1** aufgeführten Messstellen als Prüfverfahren der MANN-KENDALL-Trendtest durchgeführt (**Mann 1945, Kendall 1975, Gilbert 1987**). Das vorliegende Datenkollektiv von 1985 bis 2018 wurde in zwei, gleich große Teilzeiträume aufgeteilt (1985-2001 und 2002-2018). Es wurden diese Zeiträume betrachtet, da von größeren Entwicklungen in den 1990er Jahren ausgegangen wurde.

Um die Nährstoffbelastung der Ostsee und der deutschen Küstengewässer einschätzen zu können, beteiligt sich M-V seit Ende der 1980er Jahre an dem PLC-Programm (Pollution Load Compilation – PLC) der Helsinki-Kommission (HELCOM). Im Rahmen dieses Programmes werden für 12 aus M-V in die Ostsee mündende Fließgewässer, sowie von 20 in die Ostsee einleitenden Kläranlagen, jährlich Nährstofffrachten aus den Ergebnissen der Gewässergüte- und Abwasseruntersuchungen und denen der Abflussmessungen ermittelt. Zur Berechnung der Nährstofffrachten werden an mündungsnahen Frachtmessstellen jährlich äquidistante Probenahmen durchgeführt. An den größeren Ostseezuflüssen finden

diese 14-tägig und an kleineren monatlich statt. Mit den monatlichen Abflüssen werden damit die monatlichen Frachten berechnet, aus denen sich durch Summieren dann die messstellenbezogenen jährlichen Frachten ergeben (**HELCOM 2019**).

3 Entwicklung und Stand der Nährstoffbelastung

3.1 Wie hat sich die Nährstoffbelastung verändert und was waren die Ursachen?

Nachdem Ende der 1990er eine Methodik zur chemischen Güteklassifikation der Fließgewässer vorlag, erfolgte die Bewertung der Nährstoffkonzentrationen in M-V nach diesem Verfahren. Die 7-stufige Gewässergüteklassifikation nach LAWA 1998 bildete eine gute Grundlage für eine differenzierte Dokumentation von Veränderungen in der Nährstoffbelastung von Fließgewässern und fand auch in den Güteberichten anderer Bundesländer breite Anwendung.

In den 2000er Jahren wurde damit begonnen, die Nährstoffdaten nach der LAWA-Methodik für die Trendmessstellen rückwirkend ab Mitte der 1970er Jahre auszuwerten. Die sich zeigenden deutlichen Veränderungen in der Nährstoffbelastung waren Anlass für die Erstellung eines Berichtes über die Ergebnisse der Güteüberwachung an Trendmessstellen für den Zeitraum 1975-2009 (**LUNG 2012a**, unveröffentlicht). Aus diesem unveröffentlichten Bericht wurden die Klassifizierungsergebnisse nach LAWA (1998) entnommen und als Anlagen diesem Bericht beigefügt. Sie können gesondert heruntergeladen werden (siehe **ANLAGE 2a**: Orthophosphat, **ANLAGE 3a**: Ammonium, **ANLAGE 4a**: Nitrit und **ANLAGE 5a**: Nitrat).

Neben der Darstellung der Klassifizierungsergebnisse wurde in Zusammenarbeit mit dem Fachkollegium der Staatlichen Ämter für Landwirtschaft und Umwelt (StÄLU) eine umfangreiche Ursachenermittlung durchgeführt. Die nachfolgenden Ausführungen basieren im Wesentlichen auf diesem Bericht.

Orthophosphat-Phosphor

Der sehr starke Rückgang der Phosphatbelastung der Fließgewässer M-Vs lässt sich im Wesentlichen auf die verringerten P-Einträge aus Punktquellen zurückführen. In den 1990er Jahren wurden vor allem Kläranlagen über 10.000 Einwohnerwerten (EW) mit Behandlungsstufen zur Phosphateliminierung ausgestattet (**LUNG 2003**). Am Beispiel der Tollense sollen die Auswirkungen dieser Maßnahmen exemplarisch gezeigt werden (Abbildung 2).

Die Tollense mündet in Demmin in die Peene. Sie nimmt die gereinigten Abwässer der großen Kläranlagen (KA) Stavenhagen (200.000 EW) und Neubrandenburg (90.000 EW) auf. Mit der Verfügbarkeit phosphatfreier Waschmittel und dem Ausbau bzw. Neubau der beiden Kläranlagen sank die hohe Phosphatbelastung dieses Gewässers und seit 1994 wurde die Güteklasse II und damit die LAWA-Zielvorgabe überwiegend eingehalten.

In vielen anderen mittelgroßen und großen Fließgewässern, wie Nebel, Recknitz, Trebel, Uecker, Peene und Elde waren ähnlich starke Belastungsabnahmen festzustellen (**ANLAGE 2a** Nr. 5, 10, 15/16, 18/19, 24/25 und 34).

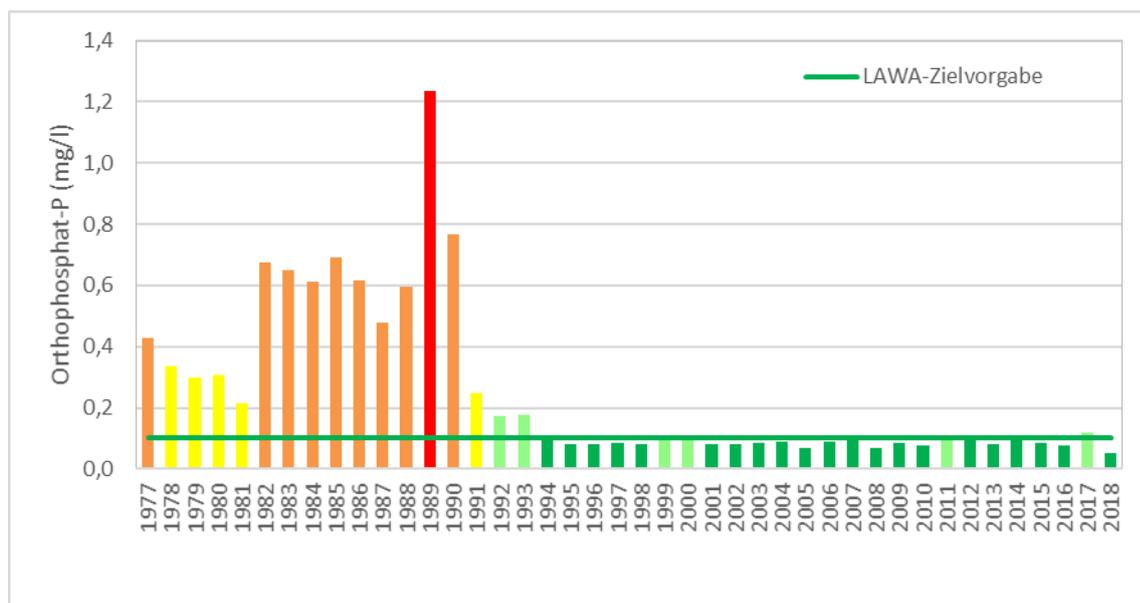


Abbildung 2: Orthophosphat-P-Konzentrationen (90-Perzentile) und Güteklassen (Farbzuordnung gemäß LAWA 1998) an der Trendmessstelle Tollense-Demmin.

Nachfolgend sollen einige der wichtigsten abwassertechnischen Maßnahmen in den Einzugsgebieten dieser Fließgewässer aufgeführt werden:

- Erhöhung/Neubau der KA Stavenhagen (200.000 EW, mit hohem Anteil industrieller Abwässer), Neubrandenburg (120.000 EW, seit 2018 90.000), Dargun (90.000 EW), Anklam (50.000 EW), Demmin (30.000 EW) und Grimmen (26.000 EW) im Einzugsgebiet der Peene mit den Nebenflüssen Trebel und Tollense
- Erhöhung/Neubau der KA Güstrow-Parum (60.000 EW) und Bützow (25.000 EW) im Einzugsgebiet der Warnow (Teileinzugsgebiet Nebel)
- Erhöhung/Neubau der KA Hoppenwalde (40.000 EW), Pasewalk (15.000 EW) und Torgelow (15.000 EW) im Einzugsgebiet der Uecker
- Erhöhung/Neubau der KA Hagenow (Kapazitätserhöhung von 23.000 EW 1995 auf 46.000 EW 2008, hoher Anteil industrieller Abwässer) und Dodow (30.000 EW, Industrieanlage) im Einzugsgebiet der Sude
- Erhöhung/Neubau der KA Fahlenkamp (40.000 EW), Parchim (37.000 EW), Lütz (36.500 EW), Plau (15.000 EW) und Neustadt-Glewe (10.000 EW) im Einzugsgebiet der Elde

Aber auch in kleineren Fließgewässern, wie Duvenbäk und Schmaar (**ANLAGE 2a** Nr. 13 und 31), kam es zu einem enormen Rückgang der Belastungen aus dem kommunalen Bereich. Die Schmaar - auch Kleine Sude genannt - nimmt die Abwässer aus Hagenow auf und gehörte bis zur Inbetriebnahme der neuen Kläranlage (23.000 EW) im Jahre 1995 zu den am stärksten mit Phosphaten belasteten Fließgewässern in M-V. Seit Inbetriebnahme der neuen Kläranlage mit einer Behandlungsstufe zur Phosphateliminierung trat eine sehr starke Belastungsabnahme in diesem Gewässer ein und die LAWA-Zielvorgabe für Orthophosphat wurde seitdem überwiegend eingehalten bzw. nur geringfügig überschritten.

Die Duvenbäk auf Rügen wurde bis 1995 extrem stark durch Abwassereinleitungen aus einem Schlachthof und einer Molkerei belastet. Erst mit dem Anschluss der Gewerbebetriebe an die neue Kläranlage der Stadt Bergen (92.000 EW), die ihre gereinigten Abwässer in den Kleinen Jasmunder Bodden einleitet, gingen die Phosphatbelastungen dieses kleinen Baches merklich zurück. Die LAWA-Zielvorgabe für Orthophosphat wurde

aber noch Ende der 1990er Jahre deutlich überschritten (**ANLAGE 2a** Nr. 13). Wie Sonderuntersuchungen des Staatlichen Amtes für Umwelt und Natur Vorpommern gezeigt haben, waren hierfür Phosphateinträge aus der Teichkläranlage Patzig (2.275 EW) in den Pansevitzer Graben, einem Zufluss zur Duvenbäk, verantwortlich (**IUL 2005**). Außerdem kam es zu Phosphateinträgen in Folge von Rücklösungsprozessen aus dem Nonnensee, aus dem die Duvenbäk gespeist wird. Die Belastung mit Orthophosphat besteht auch weiterhin. Neben den hohen Phosphatbelastungen aus dem kommunalen und gewerblichen Bereich wurde die Gewässergüte in der Vergangenheit auch durch Einträge aus dem landwirtschaftlichen Bereich beeinträchtigt. Vor allem in kleineren Gewässern, in deren Einzugsgebieten Großviehanlagen errichtet wurden, kam es in den 1970er und 1980er Jahren zu extrem hohen Nährstoffbelastungen.

Im Saaler Bach, einem kleinen Zufluss zur Darß-Zingster Boddenkette, traten in den 1970er und 1980er Jahren neben Einträgen aus der relativ kleinen Kläranlage Trinwillershagen (1.100 EW) starke Belastungen aus einem landwirtschaftlichen Betrieb auf. Bis 1990 wurde in der Ortslage Trinwillershagen eine Schweinemastanlage betrieben, deren Aufstallkapazität an Mastschweinen sich auf 16.000 belaufen haben soll. Um die anfallende Gülle zwischenzulagern wurden in unmittelbarer Nähe des Saaler Baches Erdbecken angelegt. Bei Damnbrüchen in Folge anhaltend starker Niederschläge wurde Gülle nahezu unverdünnt bis in den Saaler Bodden transportiert (pers. Mitt. Zielinski 1995). Bei den anfallenden sehr großen Güllemengen war eine gewässerschonende Ausbringung auf den angrenzenden Ackerflächen auch bei normalen meteorologischen Bedingungen kaum möglich. Nach Schließung der Mastanlage setzte eine sehr starke Abnahme der Orthophosphatkonzentrationen ein. Die LAWA-Zielvorgabe wurde im Saaler Bach aber noch bis Ende der ersten Dekade der 2000er Jahre überschritten (**ANLAGE 2a** Nr. 11). 2014 musste sogar wieder eine hohe Belastung (GK III-IV) festgestellt werden, ehe 2017 und 2018 erstmals in zwei aufeinander folgenden Jahren die LAWA-Zielvorgabe eingehalten wurde. Auch im Wallensteingraben, einem kleinen Gewässer, welches den Schweriner See mit der Ostsee verbindet, werden neben Einträgen aus kleineren Kommunen (Dorf Mecklenburg, Groß Stieten) Nährstoffeinträge aus der Anwendung von Gülle aus der Schweinehaltung am Standort Losten im Einzugsgebiet für die hohe Phosphatbelastung verantwortlich gemacht. An der Trendmessstelle Steffin, unweit von Losten, wurde bis 1994 nahezu durchgängig eine hohe Phosphatbelastung festgestellt. Erst ab 1995 ist eine Belastungsabnahme zu konstatieren und seit 2004 wurde durchgängig die Güteklasse II-III erreicht (Abbildung 3). Auch im vom Wallensteingraben durchflossenen Lostener See war zwischen 1996 und 2007 ein deutlicher Rückgang der Phosphor-Konzentrationen festzustellen. So sanken die Mittelwerte beider Phosphor-Parameter von 0,29 mg/l PO₄-P und 0,49 mg/l Ges P im Jahre 1996 auf 0,09 mg/l PO₄-P und 0,16 mg/l Ges P im Jahre 2007.

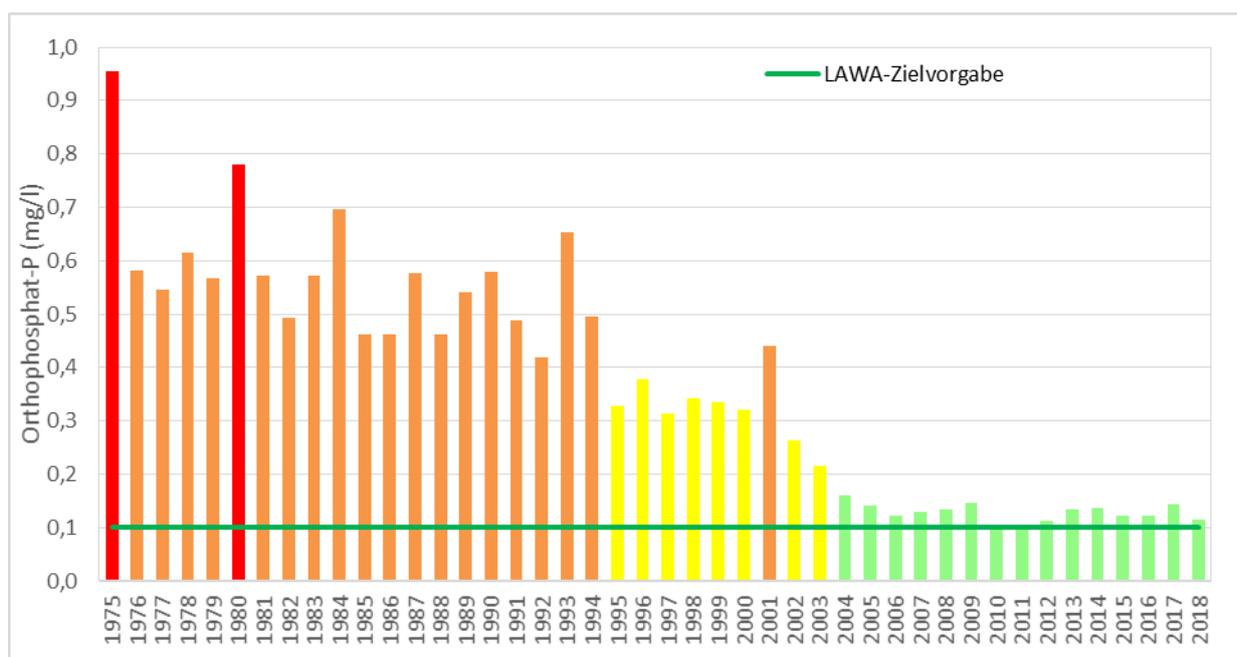


Abbildung 3: Orthophosphat-P-Konzentrationen (90-Perzentile) und Güteklassen (Farbzuordnung gemäß LAWA 1998) an der Trendmessstelle Wallensteingraben-Steffin.

Um das Ausmaß der Veränderungen besser aufzeigen zu können wurde eine weitere Aggregation der Daten vorgenommen und 90-Perzentilwerte für Fünfjahreszeiträume berechnet (**ANLAGE 2b**). Zudem hat eine solche Datenaggregation den Vorteil, dass sich der Einfluss

Tabelle 3: Trendmessstellen mit einer Abnahme der Orthophosphatkonzentrationen um mehr als 75 % im Vergleich der Zeitreihen 1995-1999 und 1985-1989, 90-Perzentile in mg/l PO₄-P.

Gewässer	Messstelle (Nr.)	90-P 1985-1989	90-P 1995-1999	Veränderung in % 1995-99/1985- 89
Schmaar	Redefin (31)	2,14	0,10	-96
Trebel	Tribsees (19)	1,14	0,09	-92
Recknitz	Tessin (10)	0,51	0,04	-92
Tollense	Demmin (20)	0,89	0,09	-90
Duvenbäk	Kluis (13)	3,82	0,49	-87
Tollense	o. Altentreptow (21)	0,79	0,10	-87
Trebel	u. Wotenick (18)	0,66	0,10	-85
Nebel	Wolken (5)	0,49	0,10	-79
Saaler Bach	Hessenburg (11)	1,99	0,43	-78
Uecker	Ueckermünde (24)	0,45	0,10	-78
Peene	Anklam Hafen (15)	0,52	0,13	-76
Uecker	o. Pasewalk (25)	0,47	0,12	-75

stark schwankender meteorologischer und hydrologischer Bedingungen weniger auswirkt. Auf Grundlage der 90-Perzentilwerte für Fünfjahreszeiträume wurden die Trendmessstellen mit den größten Belastungsabnahmen zusammengestellt (Tabelle 3).

Im Vergleich der Zeiträume 1985-1989 und 1995-1999 nahmen die 90-Perzentile an fast einem Drittel aller Trendmessstellen um mehr als 75 % ab. An 13 weiteren Trendmessstellen betrug diese Abnahme zwischen 50 % und 74 %.

Geringe Veränderungen zeigten sich an Messstellen, die bereits vor 1990 ein niedriges Konzentrationsniveau aufwiesen. Dies waren Messstellen mit recht kleinen Einzugsgebieten in den Oberläufen von Warnow (Demen, Nr. 3), Nebel (Dobbin, Nr. 6) und Sude (Radelübbe, Nr. 29) sowie in der Löcknitz (Balow, Nr. 35) (**ANLAGE 2a**).

In den Jahren nach 1999 wurden nur noch an 4 Trendmessstellen deutlich rückläufige Entwicklungen registriert. Dies war an Messstellen der Nebel (Wolken: -51 %), des Wallensteingrabens (Steffin: -61 %), des Saaler Bachs (Hessenburg: -66 %) und der Mildnitz (Sternberger Burg: -78 %) der Fall. Der Rückgang der Phosphatbelastung an der Messstelle Sternberger Burg hängt ursächlich mit dem Neubau der Kläranlage am gleichnamigen Standort (7.500 EW) zusammen, die 1999 in Betrieb genommen wurde.

Von wenigen Ausnahmen abgesehen liegen für alle Trendmessstellen seit 1979 durchgehend genügend Messwerte für Orthophosphat-P vor, um eine Güteklassifizierung vornehmen zu können. Die Verteilung der Güteklassen an diesen Messstellen gestattet fundierte Aussagen zur Entwicklung der Orthophosphat-Belastung der Fließgewässer M-Vs, die in drei Zeitperioden unterteilt werden kann (Abbildung 4).

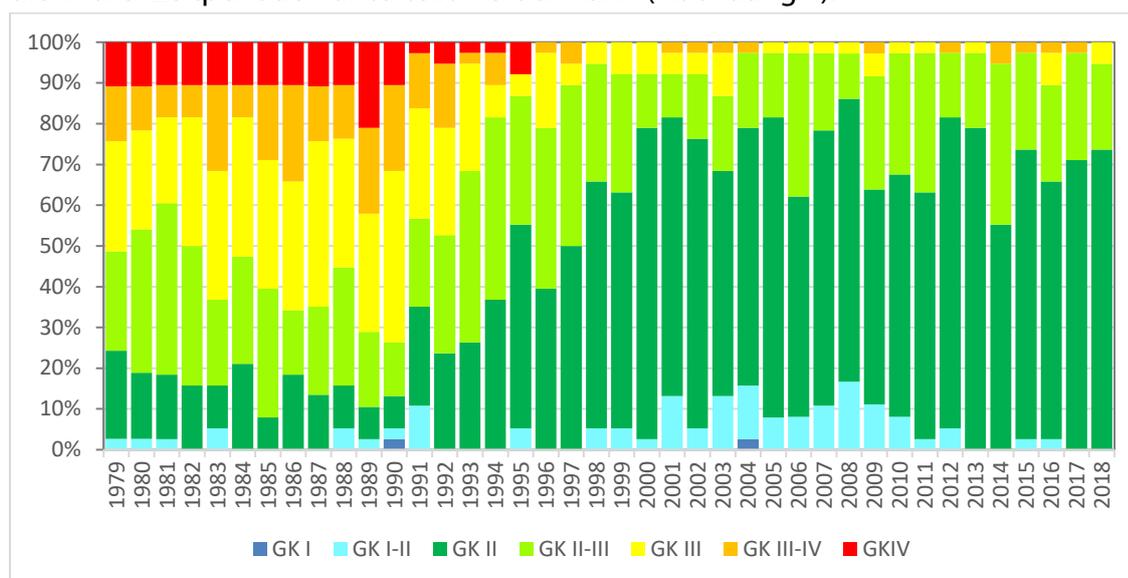


Abbildung 4: Verteilung der LAWA-Güteklassen für Orthophosphat-P für die Jahre 1979-2018 an den Trendmessstellen der Fließgewässer Mecklenburg-Vorpommerns.

In den 1980er Jahren war eine relativ stetige Zunahme der Phosphatbelastungen festzustellen, die im Wesentlichen auf den durch Waschmittel hervorgerufenen Anstieg der Einwohner-spezifischen Phosphorfracht von 2 Gramm je Einwohner auf 4 Gramm je Einwohner zum Ende der 1980er Jahre in der DDR zurückzuführen war (**Behrendt & Mohaupt 1983, Behrendt et al. 1999**). Die wichtigste Eintragsquelle für Orthophosphat waren kommunale Kläranlagen, die in der Regel über keine Phosphatelimination verfügten. Der Anteil der Güteklassen, die eine erhöhte bis sehr hohe Belastung indizieren, nahm in diesem Jahrzehnt von 40-50 % auf rund 70 % zu. Parallel verringerte sich der Anteil der Messstellen, an denen die LAWA-Zielvorgabe eingehalten wurde, von rund 25 % auf rund 15 %. Auffällig war die deutliche Zunahme des Anteils der Güteklassen III-IV und IV im Jahre 1989. In diesem sehr niederschlagsarmen Jahr fielen die Phosphatbelastungen aus

den kommunalen Kläranlagen aufgrund des fehlenden „Verdünnungswassers“ wesentlich stärker aus als in normalen Jahren.

Die Verfügbarkeit phosphatfreier Waschmittel seit der Wiedervereinigung beider deutscher Staaten und der beginnende Ausbau bzw. Neubau von Kläranlagen ging einher mit einem starken Rückgang der Phosphatbelastung der Fließgewässer in den 1990er Jahren (s. auch **LUNG 2019**). Die Güteklasse II und damit die LAWA-Zielvorgabe wurde 1999 bereits an fast 70 % der Trendmessstellen eingehalten.

Mit Beginn der 2000er Jahre waren keine tendenziellen Verbesserungen mehr festzustellen. In einigen Jahren wurde die LAWA-Zielvorgabe an über 80 % der Messstellen eingehalten (2008), in anderen Jahren sank dieser Anteil auf fast 50 % (2014). Die deutlichen zwischenjährlichen Schwankungen, die im Wesentlichen auf stark variierende meteorologische und hydrologische Bedingungen zurückgeführt werden können, sind Indiz für die sich in dieser Periode bereits abzeichnende Dominanz der diffusen Phosphateinträge in die Oberflächengewässer (**UBA 2017**).

Anorganische Stickstoffverbindungen

Von den anorganischen Stickstoffverbindungen Ammonium, Nitrit und Nitrat sind keine schwerlöslichen Verbindungen bekannt, so dass sie nicht wie Orthophosphat auf chemischem Wege aus Abwässern entfernt werden können. In biologischen Kläranlagen ist die Eliminierung dieser Verbindungen durch Nitrifizierung und Denitrifizierung möglich. Bis in die 1990er Jahre verfügten nur wenige Kläranlagen in M-V über Einrichtungen zur gezielten Stickstoffbehandlung. Mittlerweile sind sämtliche Kläranlagen in M-V mit Ausbaugrößen von mehr als 10.000 EW mit Reinigungsstufen zur Stickstoffeliminierung ausgerüstet. Zwar haben derzeit nur 33,1 % aller Kläranlagen M-Vs eine Nitrifizierung, diese stellen jedoch 94,4 % der Reinigungskapazität des Landes dar. Entsprechendes gilt auch für die Denitrifizierung (**LUNG 2019**).

Ammonium-Stickstoff

In natürlichen Gewässern kommt Ammonium nur in geringen Konzentrationen vor. Die natürliche Hintergrundkonzentration wird mit 0,04 mg/l NH₄-N angegeben (**LAWA 1998**) (Tabelle 1 und Tabelle 2). Bei stärkerem Eintrag von z. B. mangelhaft gereinigten Abwässern oder bei landwirtschaftlichen Einträgen wie Gülle oder ungereinigten Hofabwässern können stark erhöhte Ammoniumkonzentrationen auftreten.

Eine deutliche Zunahme von Messstellen, die die LAWA-Zielvorgaben einhielten, setzte erst nach 1998 ein und hing damit zusammen, dass erst Ende der 1990er/Anfang der 2000er Jahre viele der größeren Kläranlagen mit einer Reinigungsstufe zur Stickstoffeliminierung ausgerüstet wurden. So hat sich in der Nebel bei Wolken mit der Inbetriebnahme der neuen Kläranlage Güstrow-Parum im Jahre 2001 die Ammoniumbelastung sprunghaft von Klasse III-IV auf Klasse II-III verbessert (Abbildung 5).

Ähnliche starke Verbesserungen waren in den Flüssen Peene (Nr. 15/16), Trebel (Nr. 18/19), Tollense (Nr. 20/21), Uecker (Nr. 24/25) und Schmaar (Nr. 31) zu verzeichnen, in deren Einzugsgebieten Kläranlagen mit Stickstoffeliminierung in Betrieb genommen wurden (z.B. Grimmen, Neubrandenburg, Stavenhagen, Hoppenwalde, Grabow).

In der Elbe, in deren großem Einzugsgebiet viele Großstädte neue Kläranlagen erhielten (z.B. Dresden, Leipzig, Magdeburg), war ebenfalls ein starker Rückgang der

Ammoniumbelastung zu verzeichnen. An der mecklenburgischen Elbemesstelle Boizenburg wurden bis 1990 überwiegend sehr hohe Belastungen festgestellt. Seit 2002 wird die LAWA-Zielvorgabe hier eingehalten (**ANLAGE 3a** Nr. 27).

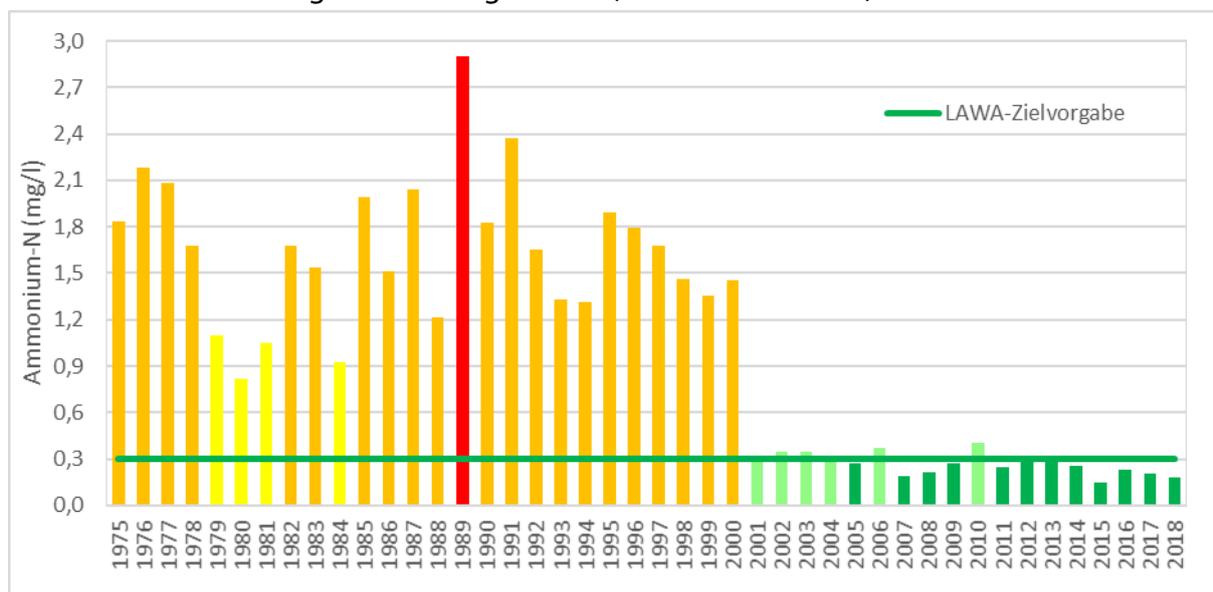


Abbildung 5: Ammonium-N-Konzentrationen (90-Perzentile) und LAWA-Güteklassen an der Trendmessstelle Nebel-Wolken

Bereits Mitte der 1970er Jahre wurden hohe und sehr hohe Ammoniumbelastungen an einigen Messstellen gemessen, die auf die Errichtung industrieller Viehhaltungsanlagen in den Einzugsgebieten dieser Gewässer zurückgeführt werden konnten.

In den dünnbesiedelten Einzugsgebieten kleinerer Fließgewässer, wie Wallensteingraben, Saaler Bach und Barthe spielten Ammoniumbelastungen aus dem kommunalen Bereich eine geringe Rolle. Hier dominierten Belastungen aus großen Viehbetrieben.

So kam es aus einer 1972 im Einzugsgebiet des Wallensteingrabens in Losten errichteten Sauenaufzuchtanlage, die 1978 um eine Schweinemastanlage mit 65.000-70.000 Tieren erweitert wurde (www.bad-kleinen.de), zu hohen bis sehr hohen Ammoniumbelastungen im nahegelegenen Wallensteingraben (**ANLAGE 3.2a**, Nr. 8). Aufgrund der 1984/85 in der Mastanlage auftretenden Schweineseuche musste eine längere Sperrzeit für die Ausbringung der anfallenden Jauche und Gülle ausgesprochen werden. In dieser Zeit wurde eine Gülleaufbereitung in Betrieb genommen und es wurden Güllespeicher errichtet. Der im Jahre 1986 beobachtete deutliche Wiederanstieg der Ammoniumbelastung mag als Indiz für die verstärkte Entleerung der Güllespeicher zu werten sein (pers. Mitt. Fitzer1995). In den Folgejahren wurden noch deutliche bis erhöhte Belastungen registriert, ehe seit 2003 in dem ehemals hoch belasteten Gewässer die LAWA-Zielvorgabe eingehalten wird.

Als hauptverantwortlich für die ehemals extrem hohe Ammoniumbelastung des Saaler Baches kann die bereits genannte Schweinemastanlage Trinwillershagen (s. Abschnitt Orthophosphat) angesehen werden. Da sich die Ausbringung der hier in großen Mengen anfallenden Gülle als Problem erwies, wurden Anstrengungen hinsichtlich einer Gülleaufbereitung unternommen. Nach einer Fest-Flüssig-Trennung wurde der Flüssiganteil in sogenannten Lagunen zwischengelagert. Proben dieser Flüssigkeit wurden im damaligen Institut für Wasserwirtschaft Berlin, Außenstelle Agrowasserwirtschaft Trebbin, im Rahmen eines Forschungsprojektes Mitte der 1970er Jahre hinsichtlich einer

weitergehenden Aufbereitung und Verwendung untersucht (pers. Mitt. Harder 1998). Letztlich konnte das Problem jedoch nicht befriedigend gelöst werden und es kam bei Starkniederschlägen immer wieder zum Austritt großer Mengen dieses hochkonzentrierten „Flüssigdüngers“ aus den Lagunen in den Saaler Bach. Die Ammoniumbelastung des Saaler Baches blieb bis 1987 auf einem extrem hohen Niveau (**ANLAGE 3.2a**, Nr. 11). Erst nach Schließung der Mastanlage nahm die Belastung deutlich ab. In der Folgezeit traten in einigen Jahren (1995-1997, 2008) nochmals sehr hohe Belastungen auf, ohne dass aber die Größenordnung der 1970er und 1980er Jahre wieder erreicht wurde. Im Zeitraum 2009 bis 2018 war eine weitere Abnahme der Ammoniumbelastung auf niedrigem Niveau festzustellen und die LAWA-Zielvorgabe wurde in 8 der 10 Jahre eingehalten. In den letzten 4 Jahren konnte das ehemals extrem hoch belastete Gewässer sogar als gering bis unbelastet (GK I-II und I) eingestuft werden.

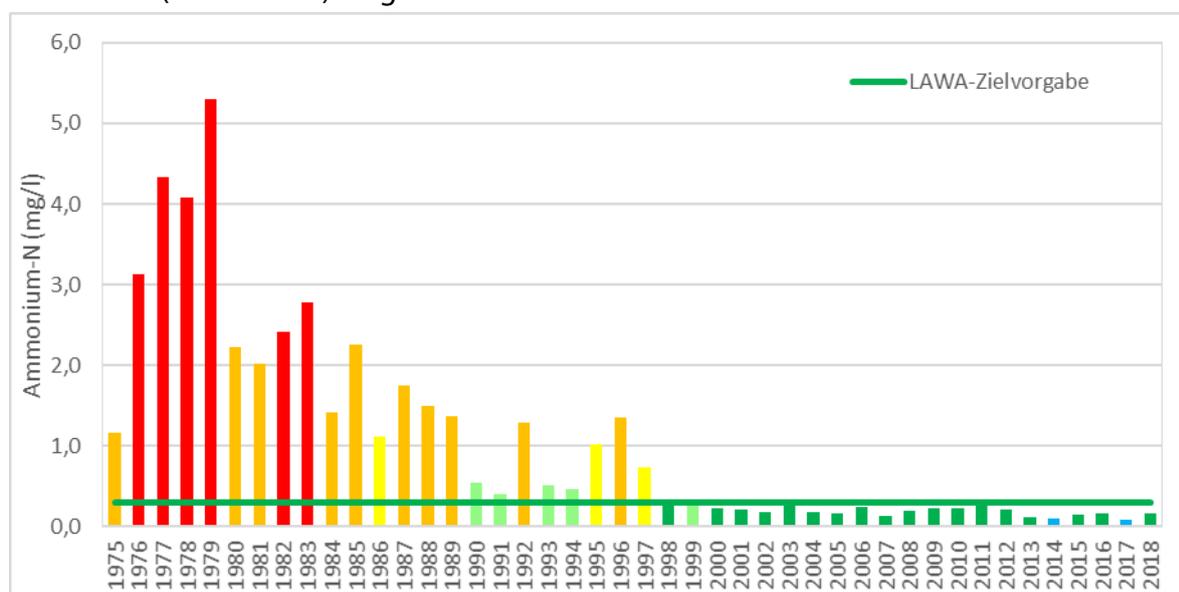


Abbildung 6: Ammonium-N-Konzentrationen (90-Perzentile) und LAWA-Güteklassen an der Trendmessstelle Barthe-Redebas.

Für die einst hohe Ammoniumbelastung der Barthe, die in unmittelbarer Nachbarschaft zum Saaler Bach in den Barther Bodden mündet, wird die große Rindermastanlage in Velgast als Hauptbelastungsquelle in Betracht gezogen. An der Trendmessstelle Redebas wurden die höchsten Belastungen Ende der 1970er Jahre registriert (Abbildung 6). Vom Beginn der 1980er bis zum Ende der 1990er Jahre war eine relativ stetige Belastungsabnahme zu verzeichnen und seit 2000 kann der kleine Fluss stabil in die Güteklasse II eingestuft werden. Auch wurde in den letzten 5 Jahren erstmals seit Untersuchungsbeginn zweimal die Güteklasse I-II erreicht.

Neben diesen Beispielen für durch kommunale Kläranlagen und/oder landwirtschaftliche Großviehanlagen hoch und sehr hoch belastete Gewässer, wiesen eine Reihe von Trendmessstellen geringe Ammoniumbelastungen auf. Dies traf vor allem auf die Messtellen Nebel bei Dobbin (Nr. 6), Mildnitz bei Sternberger Burg (Nr. 7), Schaale bei Zahrendorf (Nr. 30) und Aubach bei Medewege (Nr. 32) zu. Alle diese Gewässer durchfließen Standgewässer (Seen) oder werden von solchen gespeist. Hier kommt die Funktion von Seen als Nährstoffsенke zum Tragen. Jedoch waren auch an diesen Messtellen abnehmende Ammoniumbelastungen zu verzeichnen.

In den letzten Jahren des über 40jährigen Betrachtungszeitraumes wurden mit Ausnahme der Schmaar keine erhöhten, hohen oder sehr hohen Ammoniumbelastungen an den Trendmessstellen mehr registriert.

Bei Gegenüberstellung der Zeitreihen 1985-1989 und 1995-1999 wiesen 3 der 38 Messstellen einen Rückgang um mehr als 75 % auf (Tabelle 4). An weiteren 17 Messstellen lag der Konzentrationsrückgang im Bereich von 50 bis 75 %.

Tabelle 4: Trendmessstellen mit einem Rückgang der Ammoniumkonzentrationen um mehr als 75 % im Vergleich der Zeitreihen 1985-1999 und 1995-1999, 90-Perzentile in mg/l NH₄-N.

Gewässer	Messstelle	90-P 1985-1989	90-P 1995-1999	Veränderung in % 1995-99/1985- 89
Duvenbäk	Kluis (13)	16,92	1,4	-92
Elde	Dömitz (33)	2,26	0,43	-81
Elbe	Boizenburg (27)	2,82	0,55	-80

Ein Vergleich der Zeitreihen 1995-1999 und 2005-2009 zeigte für 10 Messstellen einen weiteren Rückgang um mehr als 75 % (Tabelle 5).

Tabelle 5: Trendmessstellen mit einem Rückgang der Ammoniumkonzentrationen um mehr als 75 % im Vergleich der Zeitreihen 1995-1999 und 2005-2009, 90-Perzentile in mg/l NH₄-N.

Gewässer	Messstelle	90-P 1995-1999	90-P 2005-2009	Veränderung in % 2005-09/1995- 99
Saaler Bach	Hessenburg (11)	2,88	0,29	-90
Barthe	Redebas (12)	1,46	0,21	-86
Nebel	Wolken (5)	1,67	0,29	-83
Maurine	u. Schönberg (37)	0,84	0,16	-81
Trebel	Tribsees (19)	0,96	0,19	-80
Tollense	Demmin (20)	1,54	0,31	-80
Ryck	Groß Petershagen (14)	1,56	0,33	-79
Wallensteingraben	Steffin (8)	0,53	0,12	-77
Tollense	o. Altentreptow (21)	1,36	0,32	-76
Peene	Anklam Hafen (15)	0,83	0,20	-76

Während der Belastungsrückgang beim Orthophosphat bereits zum Ende der 1990er Jahre in vielen Gewässern weitgehend abgeschlossen war, setzte sich dieser beim Ammonium nach 1999 in einer ganzen Reihe von Fließgewässern fort.

Anders als beim Orthophosphat war bereits ab Mitte der 1980er Jahre eine kontinuierliche Abnahme der eine hohe und sehr hohe Belastung indizierenden Güteklassen III-IV und IV festzustellen (Abbildung 7).

Für diese Entwicklung können in erster Linie verringerte Belastungen aus dem landwirtschaftlichen Bereich geltend gemacht werden. Wie bereits eingangs erwähnt, hatten sich die Ostseeanrainerstaaten Mitte der 1980er Jahre dazu verpflichtet, Maßnahmen zur Reduzierung der Nährstoffeinträge in die Ostsee umzusetzen, u.a. die Lagerkapazitäten

für Gülle zu erhöhen. So sollte vermieden werden, dass Gülle bereits im Winter ausgebracht werden musste, was generell mit erhöhten Stickstoffemissionen verbunden ist, da es nicht zu einer unmittelbaren Aufnahme durch Vegetation kommen kann, die ggf. gefrorenen Böden die Gülle nicht aufnehmen können und die Gefahr von Abschwemmung erhöht ist. Dazu kam 1991 die Verabschiedung der Nitratrichtlinie, die eine Verunreinigung von Grund- und Oberflächenwasser durch landwirtschaftliche Düngung verhindern soll. Bis zum 20. Dezember 1993 sollte die Richtlinie in nationales Recht umgesetzt werden. In Deutschland erfolgte diese Umsetzung erst zum 26. Januar 1996 durch die Düngeverordnung (**DüV 1996**). Damit wurden erste landwirtschaftliche Maßnahmen in nationales Recht überführt. Die hier aufgeführten Regeln zum Umgang mit Gülle sollten zu einer merklichen Abnahme der Gewässerbelastungen beitragen.

Des Weiteren führte der Anfang der 1990er Jahre einsetzende drastische Rückgang der Viehbestände in den neuen Bundesländern zu einer deutlichen Verringerung der Ammoniumbelastung der Oberflächengewässer. Ab 1998 musste keine der Trendmessstellen mehr als sehr hoch belastet eingestuft werden. Zeitgleich nahm der Anteil der Güteklasse II-III von rund 10 % im Jahre 1987 auf fast 80 % im Jahre 1998 zu. Diese relativ kontinuierliche Zunahme wurde in den Jahren 1995-1997 unterbrochen, was in erster Linie auf meteorologische Besonderheiten zurückgeführt werden konnte. Eine langanhaltende Frostperiode im strengen Winter 1995/1996 führte dazu, dass seitens des Umweltministeriums eine Sondergenehmigung zum Ausbringen von Gülle auf tiefgefrorene Böden ausgesprochen werden musste, da die Lagerkapazitäten in den landwirtschaftlichen Betrieben ausgeschöpft waren. Zudem führte die außergewöhnlich lange Frostperiode auch zu einem Anstieg der Gewässerbelastungen aus kommunalen Kläranlagen in Folge stark gesunkener Nitrifikationsleistungen. Dieser Prozess kommt bei niedrigen Temperaturen zum Erliegen.

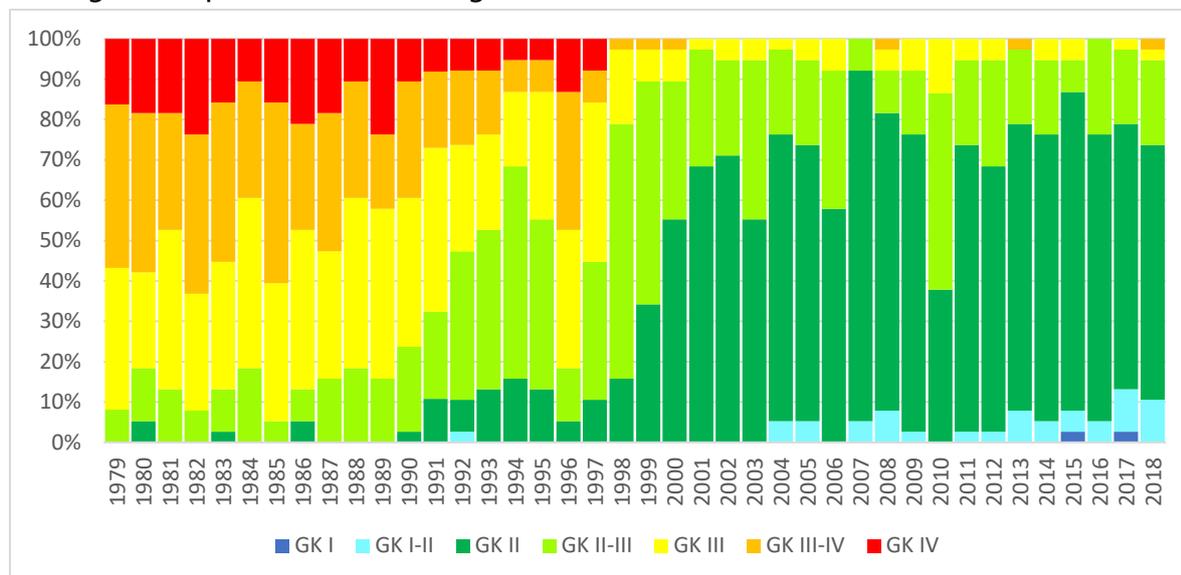


Abbildung 7: Verteilung der LAWA-Güteklassen für Ammonium-N für die Jahre 1979-2018 an den Trendmessstellen der Fließgewässer Mecklenburg-Vorpommerns.

Von 1998 an erhöhte sich der Anteil der Trendmessstellen, an denen die Zielvorgabe eingehalten wurde, von etwa 10 % auf über 65 % in den Jahren 2002, 2004 und 2005. Nach einem Rückgang auf 53 % in 2006 stieg dieser Anteil 2007 auf über 90 %. Die starken zwischenjährlichen Schwankungen der Ammoniumbelastungen sind Folge des stark

temperaturabhängigen Nitrifizierungsprozesses. Besonders auffällig ist dabei das Jahr 2010. Wenn auch im Winter 2009/2010 nicht die Kältesumme (Summe aller negativen Tagesmitteltemperaturen) des Winters 1995/1996 erreicht wurde, ist er als kalter Winter zu klassifizieren (Wetterstatistik Warnemünde 2020).

Nitrit-Stickstoff

Ähnlich wie beim Ammonium sind erhöhte Nitritkonzentrationen in Gewässern ein Indiz für eine Belastung durch kommunale Abwässer oder durch landwirtschaftliche Praktiken. Nitrit kommt in natürlichen, d.h. vom Menschen weitgehend unbeeinflussten Gewässern, nur in Spuren vor. Die natürliche Hintergrundkonzentration wird mit 0,01 mg/l NO₂-N angegeben (**LAWA 1998**) (Tabelle 1 und Tabelle 2). Hinsichtlich der Eutrophierungswirkung besitzt Nitrit so gut wie keine Relevanz, wirkt jedoch in höheren Konzentrationen direkt toxisch. Daher wird auf eine Betrachtung der Entwicklung der Nitritbelastung an einzelnen Trendmessstellen hier verzichtet; sie kann aber der ANLAGE 4a entnommen werden.

Die Güteklassenverteilung für alle Trendmessstellen zeigt beim Nitrit-Stickstoff ebenso wie beim Orthophosphat-Phosphor und beim Ammonium-Stickstoff eine stark abnehmende Belastung. Der Höhepunkt der Nitritbelastung wurde Mitte der 1980er Jahre registriert. Zu diesem Zeitpunkt wurde die LAWA-Zielvorgabe nur an rund einem Viertel aller Messstellen eingehalten (Abbildung 8).

Ab 1987 war ein deutlicher Anstieg der Güteklassen II und I-II zu verzeichnen, bei allerdings starken zwischenjährlichen Schwankungen. Als Zwischenprodukt der Nitrifizierung sind die Nitritkonzentrationen stark vom Verlauf dieses Prozesses abhängig.

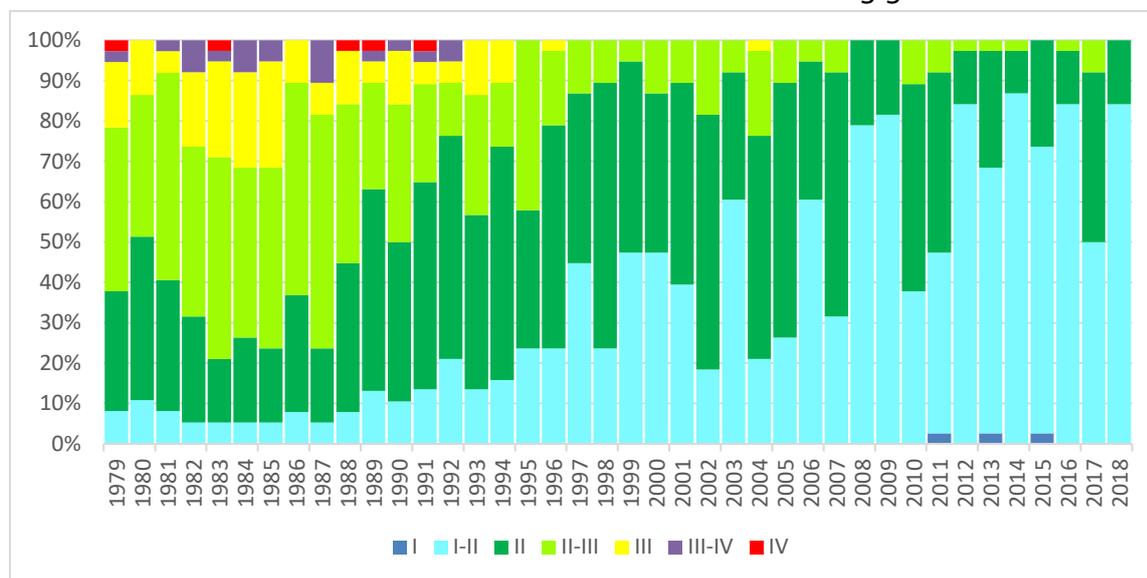


Abbildung 8: Verteilung der LAWA-Güteklassen für Nitrit-N für die Jahre 1979-2018 an den Trendmessstellen der Fließgewässer Mecklenburg-Vorpommerns.

Ende der 1990er Jahre wurde bereits an rund 90 % der Trendmessstellen die LAWA-Zielvorgabe eingehalten. In den Folgejahren wurde mit Ausnahme der Jahre 2002 und 2005 ein ähnlich hoher Prozentsatz erreicht. Der Anteil der Güteklasse I-II nahm parallel dazu zu. In den Jahren 2008 und 2009 wurde die LAWA-Zielvorgabe für Nitrit an allen Trendmessstellen eingehalten und die Güteklasse I-II erreichte dabei mit rund 80 % den höchsten Anteil seit Untersuchungsbeginn. Seit den 1980er Jahren hat er sich damit verachtfacht.

Die deutlichsten Konzentrationsabnahmen für Nitrit zeigten sich im Vergleich der Zeiträume 1985-1989 und 1995-1999 an den gleichen Trendmessstellen, an denen auch die deutlichsten Konzentrationsabnahmen für Ammonium zu registrieren waren (Tabelle 4 und Tabelle 6).

Tabelle 6: Trendmessstellen mit einem Rückgang der Nitritkonzentrationen um mehr als 75 % im Vergleich der Zeitreihen 1985-1999 und 1995-1999, 90-Perzentile in mg/l NO₂-N.

Gewässer	Messstelle	90-P 1985-1989	90-P 1995-1999	Veränderung in % 1995-99/1985- 89
Elbe	Boizenburg (27)	0,206	0,035	-83
Elde	Dömitz (33)	0,188	0,034	-82
Duvenbäk	Kluis (13)	0,63*	0,145	-80

*aus gemessenen Ammoniumkonzentrationen über eine Korrelation errechneter Wert

In der Elbe bei Boizenburg war 1992 eine sprunghafte Abnahme der 90-Perzentilwerte festzustellen (ANLAGE 4a Nr. 27). Seitdem wurde an dieser Messstelle fast ausnahmslos die Güteklasse I-II erhalten. Für die Elde bei Dömitz wurde diese Güteklasse ab 1994 regulär vergeben (ANLAGE 4a Nr. 33).

Weitere 14 Trendmessstellen wiesen in diesem Betrachtungszeitraum einen Konzentrationsrückgang von 50 bis 75 % auf. Bemerkenswert ist auch, dass die LAWA-Zielvorgabe an den ehemals hoch belasteten Trendmessstellen in der Duvenbäk und im Saaler Bach seitdem überwiegend eingehalten wird.

Nitrat-Stickstoff

Bei den klassifizierten Trendmessstellen waren im Gegensatz zu den vorgenannten Stoffen überwiegend keine tendenziellen zeitlichen Entwicklungen der Nitratbelastung auszumachen (ANLAGE 5a).

Vielmehr fallen die großen räumlichen Unterschiede (Abbildung 26) und die großen zwischenjährlichen Schwankungen ins Auge. Besonders ausgeprägt sind die zwischenjährlichen Schwankungen in kleinen und mittelgroßen Gewässern, in deren Einzugsgebieten der landwirtschaftlich genutzte Flächenanteil sehr groß ist. Beispielhaft soll dies anhand der Trendmessstelle Trebel bei Tribsees gezeigt werden (Abbildung 9).

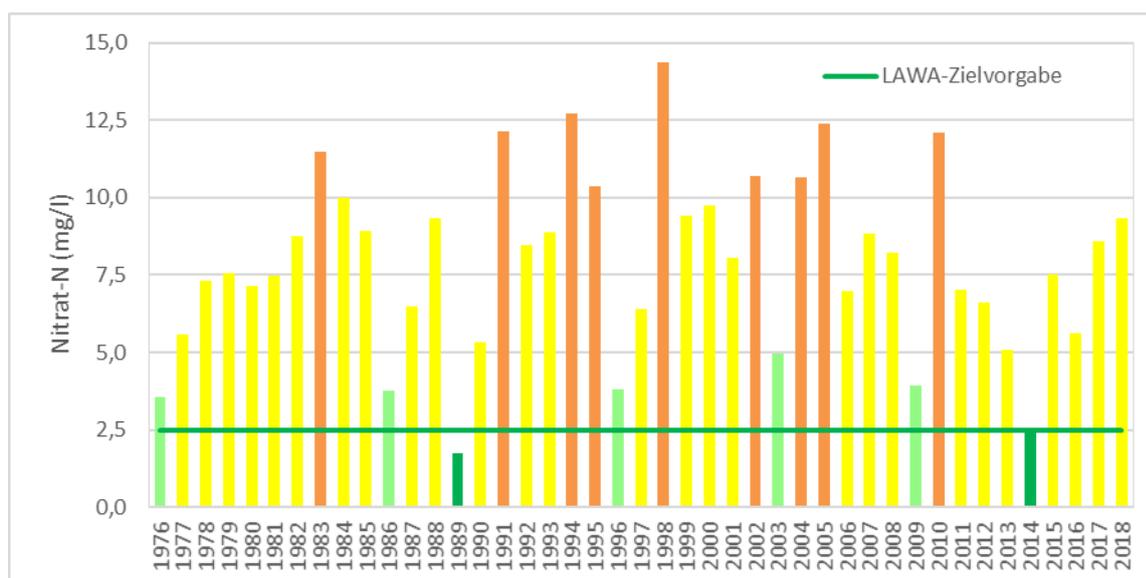


Abbildung 9: Nitrat-N-Konzentrationen (90-Perzentile) und LAWA-Güteklassen an der Trendmessstelle Trebel-Tribsees.

In den 43 Untersuchungsjahren lag die Schwankungsbreite der 90-Perzentilwerte an dieser Messstelle zwischen 1,73 mg/l $\text{NO}_3\text{-N}$ und 14,36 mg/l $\text{NO}_3\text{-N}$ und die der Güteklassen zwischen GK II und GK III-IV. In besonders niederschlagsarmen Jahren wurde die LAWA-Zielvorgabe eingehalten (1989 und 2014), während in besonders niederschlagsreichen Jahren hohe Nitratbelastungen festzustellen waren.

Große Fließgewässer waren bezüglich der Nitratbelastung zumeist in die Güteklassen II-III (mäßig belastet) einzustufen, was einerseits auf die Verdünnung durch den Niederschlag und durch Zuflüsse aus nicht landwirtschaftlich genutzten Flächen zurückgeführt werden kann. Andererseits spielen hier auch Prozesse, die zur Konzentrationsabnahme von Nitrat führen, eine größere Rolle, als in kleinen Gewässern. Solche Prozesse sind die Denitrifizierung und die Nährstoffaufnahme durch Biomasse, die in langsam fließenden und gestauten Gewässern verstärkt auftritt. Durchflossene Seen wirken hierbei als Nährstoffsinken. Deshalb weisen Messstellen unterhalb durchflossener Seen die geringsten Nitratkonzentrationen auf. So wurden an der Trendmessstelle Sternberger Burg (**ANLAGE 5a** Nr. 7) unterhalb des Sternberger Sees in allen 35 klassifizierten Jahren die Güteklasse II und damit die LAWA-Zielvorgabe eingehalten. An der Warnow-Messstelle oberhalb Bützow, die sich wenige Kilometer unterhalb des Zuflusses der Mildnitz befindet, war dies noch an 20 von 30 klassifizierten Jahren der Fall (**ANLAGE 5a** Nr. 2).

Die geringsten Nitratkonzentrationen waren in der Nebel bei Dobbin festzustellen (**ANLAGE 5a** Nr. 6). An dieser Messstelle sind drei unterschiedliche Zeitperioden zu erkennen. Die erste Periode begann im Jahre 1975 und endete etwa 1983. Sie ist gekennzeichnet durch einen Anstieg von Konzentrationen, die im Bereich des Hintergrundwertes liegen, bis zu Konzentrationen, die diesen um rund das Dreifache übersteigen. In der zweiten Periode verharren die Werte auf diesem, eine mäßige Belastung anzeigenden Konzentrationsniveau, ohne dass die Zielvorgabe der LAWA überschritten wurde. Ab Mitte der 1990er Jahre war eine kontinuierliche Konzentrationsabnahme zu verzeichnen und 2006 sanken dann die 90-Perzentilwerte wieder in den Bereich des Hintergrundwertes. Die Ursachen für die sehr niedrigen Nitratkonzentrationen und deren aufgezeigte Entwicklung liegen an zwei Besonderheiten, die dieses hier erfasste kleine Einzugsgebiet aufweist. Zum einen

entspringt die Nebel wenige Kilometer oberhalb des Malkwitzer Sees und durchströmt auf ihrem Wege bis zur Messstelle eine ganze Seenkette mit Kraazer See, Hofsee, Orthsee und Linstower See. Etwa die Hälfte des in Dobbin erfassten kleinen Einzugsgebietes (56,5 km²) wird von den genannten Seen und einem großen Niedermoorgebiet eingenommen. Zum zweiten erfährt der Oberlauf der Nebel einen nicht unerheblichen Grundwasserzustrom. Während erste Gegebenheit die niedrige Nitratgrundbelastung erklärt, sind die aufgezeigten Konzentrationsveränderungen wahrscheinlich auf qualitative Veränderungen im zuströmenden Grundwasser zurückzuführen. Als ein Schwerpunkt der Nährstoffbelastung im Oberlauf der Nebel erwies sich die industrielle Rindermastanlage („IRIMA“) in Hohen Wangelin, nur wenige Kilometer oberhalb der Messstelle gelegen. Diese Anlage existierte von 1972-1991 und hatte eine Kapazität von 16.000 Rindermastplätzen (**BArch 1973-1976**). Um den anfallenden großen Güllemengen Herr zu werden, wurden bis 1995 sogenannte Gülleverregnungsflächen genutzt. In Grundwassermessstellen unter diesen Flächen wurden extrem hohe Nitratwerte gemessen, die den zulässigen Trinkwassergrenzwert weit überstiegen. Mittlerweile ist eine deutliche Abnahme der Nitratkonzentrationen im Grundwasser dieser Region festzustellen (**Bachor et al. 2014**). Neben der Entwicklung der Nitratkonzentrationen an der Messstelle Dobbin ist auf die abnehmenden Nitratkonzentrationen an der Elbe-Messstelle Boizenburg hinzuweisen. Von 1980 bis 1997 wurde hier eine hohe Nitratbelastung (Güteklasse III) registriert. Von 1998 bis 2009 wurde ständig Güteklasse II-III erhalten bei kontinuierlich abnehmender Tendenz (**ANLAGE 5a** Nr. 27). Diese Entwicklung steht in engem Zusammenhang mit dem starken Rückgang der Ammoniumbelastung der Elbe (**ANLAGE 3a** Nr. 27).

Außer diesen beiden positiven Veränderungen waren bei den übrigen Trendmessstellen keine tendenziell abnehmenden Nitratbelastungen zu erkennen. Das Belastungsniveau ist an den meisten Messstellen nach wie vor zu hoch. Im gesamten Betrachtungszeitraum wurden an 23 der 38 Trendmessstellen überwiegend erhöhte und hohe Nitratbelastungen festgestellt.

Besonders starke Belastungen traten an Messstellen auf, an denen ein kleines bzw. mittelgroßes Einzugsgebiet (EZG) mit einem hohen Anteil an landwirtschaftlicher Nutzfläche (LNF) erfasst wird (Tabelle 7).

Tabelle 7: Trendmessstellen mit hohen bis sehr hohen Nitratkonzentrationen, 90-Perzentile in mg/l NO₃-N.

Gewässer	Messstelle	EZG in km ²	Anteil LNF in %	90-P 1985- 1989	90-P 1995- 1999	90-P 2005- 2009	90-P 2015- 2018
Saaler Bach	Saal/Hessenburg	66/63	81	15,0	16,2	14,8	14,7
Duvenbäk	Kluis	67	65	9,3	10,1	10,2	11,4
Linde	u. Burg Stargard	145	76	8,6	11,3	11,5	8,4
Beke	Schwaan	313	83	8,0	11,0	8,9	8,6
Barthe	Redebas	236	65	7,8	9,1	9,3	8,6
Maurine	u. Schönberg	119	78	6,9	8,7	9,5	10,1
Warnow	Demen	178	79	6,3	9,3	8,3	7,1

Nitrat-Stickstoff wird weniger über punktuelle Belastungsquellen als vielmehr flächenhaft (diffus) in die Gewässer eingetragen. Besonders kleine Fließgewässer, deren Einzugsgebiet einer intensiven landwirtschaftliche Nutzung unterliegt, sind stark von diffusen

Nitrateinträgen betroffen. Zwischen der Nitratkonzentration in Fließgewässern und dem Ackerflächenanteil in ihrem Einzugsgebiet wurde ein positiv exponentieller Zusammenhang nachgewiesen (**LUNG 2012a**). Besonders eng ist dieser Zusammenhang in niederschlagsreichen Jahren (Abbildung 10).

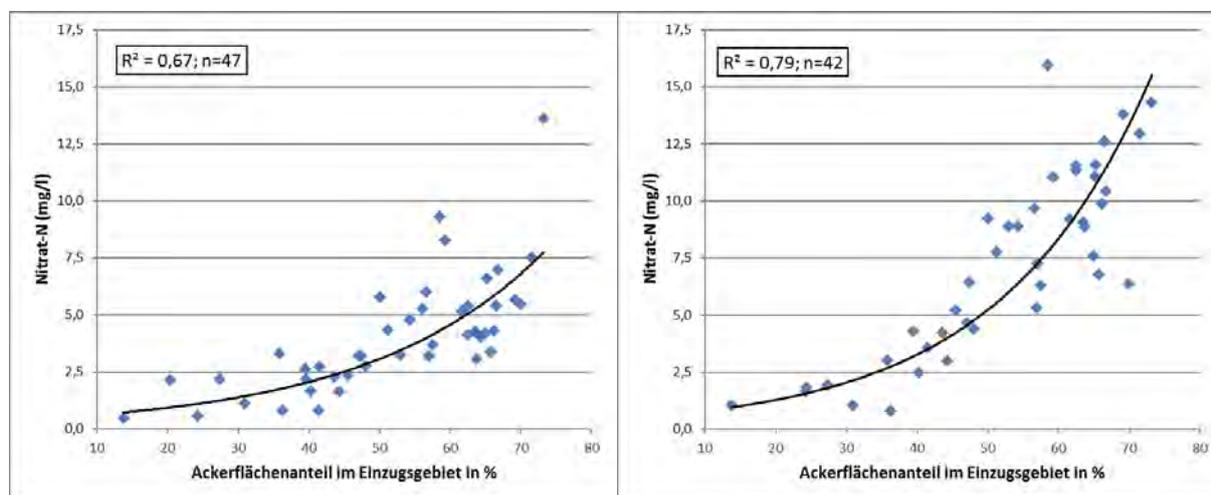


Abbildung 10: Zusammenhang zwischen Nitrat-N-Konzentration (90-Perzentile) an Trendmessstellen und Ackerflächenanteil im Einzugsgebiet in einem niederschlagsarmen Jahr (2003, links) und einem niederschlagsreichen Jahr (2007, rechts).

Während in Gewässern, deren Einzugsgebiete weniger als 30-40 % Ackerfläche aufwiesen, 90-Perzentilwerte unter 2,5 mg/l bestimmt wurden, waren bei Ackerflächenanteilen über 60 % im niederschlagsreichen Jahr 2007 drei- bis fünffach höhere Werte zu verzeichnen. Im niederschlagsarmen Jahr 2003 betrug die Konzentrationszunahme nur das Zwei- bis Dreifache. Auch aktuell konnten enge Korrelationen zwischen Landnutzung auf der einen Seite und Gewässerbelastung durch Nitrat-Stickstoff auf der anderen Seite nachgewiesen werden (Abbildung 24, Kapitel **Fehler! Verweisquelle konnte nicht gefunden werden.**). Der starke Einfluss von Landnutzung und Niederschlagsgeschehen auf die Nitratbelastung der Fließgewässer spiegelt sich auch in den Ergebnissen der Güteklassifizierung wider. Anders als bei den bisher behandelten Nährstoffen zeigte die Verteilung der Güteklassen für Nitrat an den Trendmessstellen sehr viel stärkere zwischenjährliche Unterschiede aber keine tendenziellen Veränderungen. In trockenen Jahren (1989, 1996, 1997, 2003, 2009, 2014) betrug der Anteil von Messstellen, die erhöhte bis hohe Nitratbelastungen aufweisen, weniger als 25 %. Demgegenüber stieg er in niederschlagsreichen Jahren (1984, 1994, 2010) auf 70-80 % an (Abbildung 11). Dies zeigt den sehr großen Einfluss des abflusswirksamen Niederschlags auf die Nitratkonzentrationen in den Fließgewässern und ist Beleg für die Dominanz diffuser Nitrateinträge. Der Haupteintrag von Nitrat erfolgt in der vegetationslosen bzw. wachstumsgehemmten Jahreszeit, also in den Wintermonaten, in denen die Pflanzen das im Boden verfügbare bzw. überschüssige Nitrat nicht aufnehmen und eine hohe Sickerwasserbildung stattfindet. In diesen Monaten wurden in den meisten Fließgewässern um vielfach höhere Nitratkonzentrationen gemessen als in den übrigen Monaten.

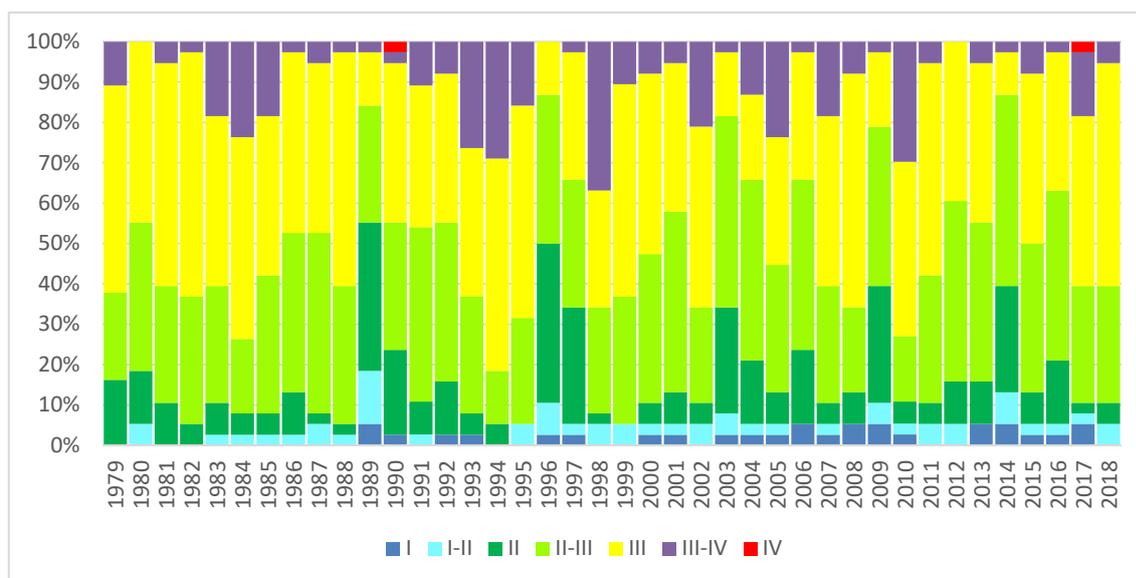


Abbildung 11: Verteilung der LAWA-Güteklassen für Nitrat-N für die Jahre 1979-2018 an den Trendmessstellen der Fließgewässer Mecklenburg-Vorpommerns.

Wichtung der anorganischen Stickstoffverbindungen

Sowohl aus ökologischer wie auch aus lebensmittelhygienischer Sicht sind die drei anorganischen Stickstoffverbindungen Ammonium, Nitrit und Nitrat unterschiedlich zu bewerten.

Eine erhöhte Ammoniumbelastung führt zur Sauerstoffzehrung in den betroffenen Gewässern, da bei der oxidativen Umwandlung von Ammonium zu Nitrat, der Nitrifikation, Sauerstoff verbraucht wird. Bei hohen Ammoniumkonzentrationen und hohen Wassertemperaturen kann dieser Prozess zum totalen Sauerstoffschwund führen. Darüber hinaus kann es bei hohen pH-Werten zur Bildung des fischtoxischen Ammoniaks (NH_3) kommen. Beide Prozesse können zu Fischsterben führen. Sauerstoffarme Verhältnisse wirken sich generell auf nahezu alles tierische Leben negativ aus (z.B. auch auf Muscheln und Krebse). Erhöhte Ammoniumkonzentrationen sind zudem bei der Trinkwassergewinnung unerwünscht. Die Trinkwasserverordnung gibt einen Grenzwert von 0,5 mg/l NH_4 an (**TrinkwV 2016, 2020**).

Nitrit kommt in natürlichen Gewässern nur in geringen Konzentrationen als Zwischenprodukt der Nitrifikation vor. Bei der Trinkwassergewinnung darf der Grenzwert von 0,5 mg/l NO_2 im Rohwasser und am Ausgang des Wasserwerkes der Grenzwert von 0,1 mg/l NO_2 nicht überschritten werden.

Ebenfalls aus lebensmittelhygienischer Sicht sind erhöhte Nitratbelastungen im zur Trinkwassergewinnung genutzten Oberflächen- oder Grundwasser nicht erwünscht, da die dann notwendige Entfernung von Nitrat bei der Trinkwasseraufbereitung zu erhöhten Kosten führt. Die Trinkwasserverordnung gibt einen Grenzwert von 50 mg/l NO_3 an (entspricht 11,3 mg/l $\text{NO}_3\text{-N}$).

Da erhöhte Konzentrationen an anorganischen Stickstoffverbindungen zur Eutrophierung der Oberflächengewässer beitragen, wird aus gewässerökologischer Sicht seit vielen Jahren eine Verminderung der Stickstoffbelastungen gefordert (u.a. **HELCOM 1987**).

Wie die langjährigen Untersuchungsbefunde gezeigt haben, war in den Fließgewässern Mecklenburg-Vorpommerns ein starker Rückgang der Ammonium- und Nitritbelastung,

nicht aber der Nitratbelastung zu verzeichnen. Wie sich die verringerten Ammoniumkonzentrationen auf die Konzentrationsentwicklung der Summe der anorganischen Stickstoffverbindungen (Summe von Nitrat, Nitrit, und Ammonium; im Englischen dissolved inorganic nitrogen = DIN) ausgewirkt haben und wie sich das Verhältnis von Ammonium zu Nitrat verändert hat, soll nachfolgend gezeigt werden.

An einigen Trendmessstellen, war die Abnahme der mittleren Ammoniumkonzentrationen so groß, dass dies auch in einer Absenkung der mittleren Konzentrationen der Summe der drei anorganischen Stickstoffverbindungen sichtbar wurde. Dies war z.B. an der Messstelle Nebel bei Wolken der Fall (Abbildung 12).

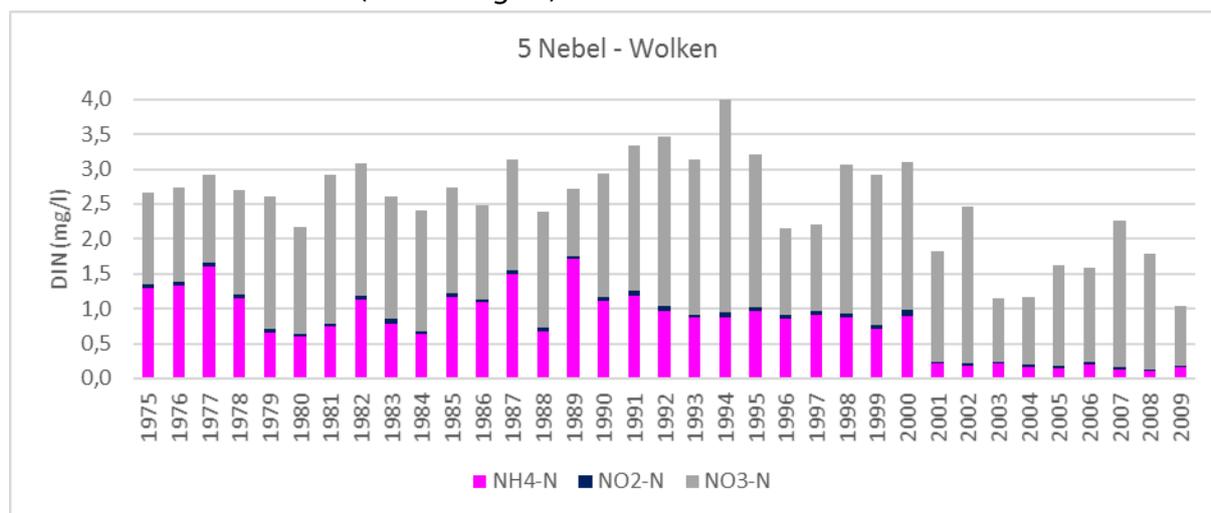


Abbildung 12: Mittlere DIN-Konzentrationen an der Trendmessstelle Nebel-Wolken.

Erst die Inbetriebnahme der neuen Kläranlage Güstrow-Parum mit N-Eliminierung im Jahre 2001 hat in der Nebel zu einer sprunghaften Abnahme der Ammoniumkonzentrationen geführt. Damit war auch eine Verringerung der Summenkonzentration aller drei anorganischen N-Verbindungen von 2,84 mg/l DIN (1975-2000) auf 1,66 mg/l DIN (2001-2009) verbunden. Betrug der Anteil vom Ammonium-N am DIN im Zeitraum 1975-2000 im Durchschnitt rd. 36 % und erreichte im Maximum 63 % (1989) bzw. 55 % (1977), so sank er nach Inbetriebnahme der neuen Kläranlage auf etwa 11 %.

Ähnlich hohe Ammoniumanteile von bis 50 % am DIN wurden im Wallensteingraben an der Messstelle Steffin Mitte der 1970er Jahre registriert. Bereits Ende der 1970er Jahre war ein deutlicher Rückgang des Ammoniumanteiles zu verzeichnen. Gleichzeitig nahmen die Nitratkonzentrationen deutlich zu, so dass bis zur Mitte der 1980er Jahre ein Anstieg der DIN-Konzentrationen zu beobachten war. Bei deutlichen Schwankungen der mittleren jährlichen DIN-Konzentrationen sank der Anteil des Ammonium-N von 15 % in den 1980er Jahren über 7 % in den 1990er Jahren auf nur noch 5 % in den 2000er Jahren.

In der Uecker bei Ueckermünde nahm demgegenüber Ammonium-N bis in die 1990er Jahre einen relativ hohen Anteil am DIN ein. Erst zum Ende der 1990er Jahre sank er auf rund 10 %. Da für die Nitratkonzentrationen keine tendenzielle Abnahme zu verzeichnen waren, ist die DIN-Abnahme im Wesentlichen auf die verringerten Einträge an Ammoniumstickstoff zurückzuführen.

Ein extrem hoher Ammoniumanteil am DIN wurde in der Schmaar festgestellt (Abbildung 13). Bis zur Mitte der 1990er Jahre machte dieser Anteil zumeist mehr als die Hälfte des DIN

aus. Im sehr trockenen Jahr 1989 erreichte er im Jahresmittel sogar über 90 %, ein Indiz für den sehr hohen Abwasseranteil.

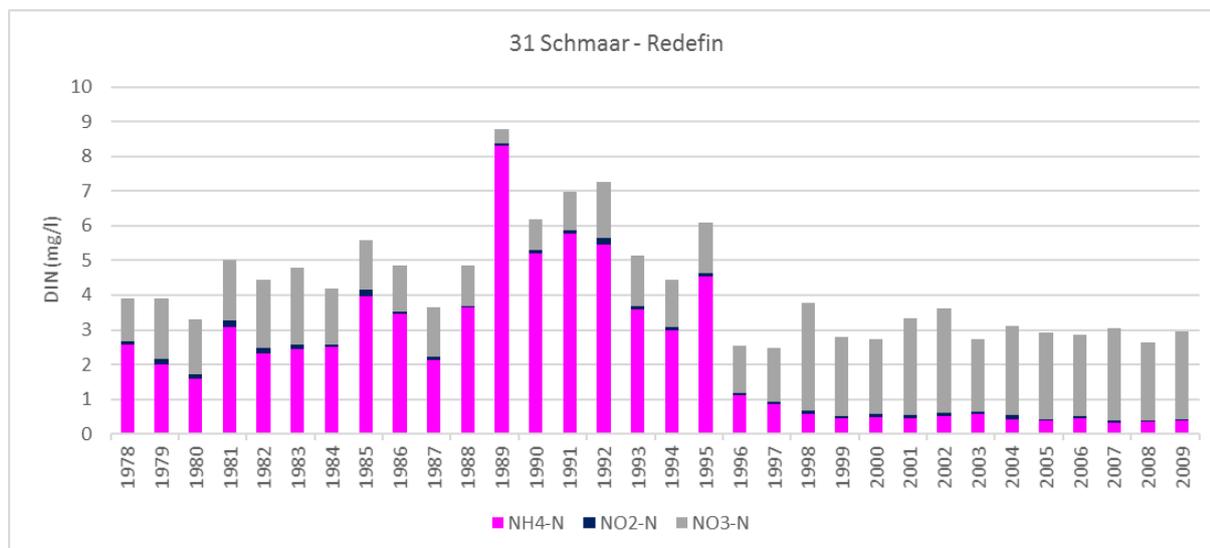


Abbildung 13: Mittlere DIN-Konzentrationen an der Trendmessstelle Schmaar-Redefin.

Im Zeitraum 1985-1989 lag der Anteil des Ammonium-N am DIN nur an 3 der 38 Trendmessstellen unter 10 %. An 22 Messstellen wurden Ammonium-N-Anteile zwischen 20 und 40 % bestimmt. In den letzten 5 Jahren des Betrachtungszeitraumes lag dieser Anteil hingegen an 34 Messstellen unter 10 % und an 3 Messstellen zwischen 20 und 40 % (**ANLAGE 6**). D.h., im Zeitraum 2005-2009 dominierte an den meisten Trendmessstellen Nitrat-Stickstoff mit zumeist über 90 %.

Trotz des an vielen Messstellen zu beobachtenden deutlichen Konzentrationsrückganges für Ammonium-N war für die meisten Trendmessstellen kein deutlicher Rückgang der DIN-Konzentrationen feststellbar. Betrachtet man die Pentadenmittel (arithmetisches Mittel eines Fünf-Jahres-Zeitraumes) und vergleicht die für den Zeitraum 2005-2009 mit denen des Zeitraumes 1985-1989, so zeigt sich nur an drei Messstellen ein deutlicher Rückgang der Mittelwerte um mehr als 50 % (Tabelle 8).

Tabelle 8: Trendmessstellen mit einem Rückgang der DIN-Konzentrationen um mehr als 50 % im Vergleich der Zeitreihen 1985-1999 und 2005-2009, Pentadenmittel in mg/l N.

Gewässer	Messstelle	Mittel 1985-1989	Mittel 2005-2009	Veränderung 2005-09/1985-89
Elbe	Boizenburg (27)	6,07	2,60	-57 %
Elde	Dömitz (33)	2,95	1,32	-55 %
Uecker	o. Pasewalk (25)	3,48	1,71	-51 %

An allen drei Messstellen ist dies auf die signifikante Abnahme der Ammoniumkonzentrationen überwiegend infolge der Umsetzung abwassertechnischer Maßnahmen zurückzuführen.

An weiteren 15 Messstellen wurde ein Rückgang des DIN-Pentadenmittel zwischen 25 und 50 % ermittelt (Tabelle 9). Hierfür waren ebenfalls hauptsächlich verringerte Ammoniumbelastungen ursächlich.

Tabelle 9: Trendmessstellen mit einem Rückgang der DIN-Konzentrationen um mehr als 25 % im Vergleich der Zeitreihen 1985-1999 und 2005-2009, Pentadenmittel in mg/l N.

Gewässer	Messstelle	Mittel 1985- 1989	Mittel 2005- 2009	Veränderung 2005-09/1985-89
Schmaar	Redefin (31)	5,54	2,88	-48 %
Uecker	Ueckermünde (25)	3,21	1,67	-48 %
Duvenbäk	Kluis (13)	9,48	4,96	-48 %
Nebel	Dobbin (6)	1,47	0,88	-40 %
Nebel	Wolken (5)	2,69	1,66	-38 %
Mildenitz	Sternberger Burg (7)	0,78	0,48	-38 %
Wallensteingraben	Steffin (8)	3,86	2,44	-37 %
Warnow	o. Bützow (2)	1,72	1,33	-34 %
Elde	u. Parchim (34)	2,32	1,57	-32 %
Peene	Jarmen (16)	3,23	2,20	-32 %
Recknitz	Ribnitz-Damgarten (9)	3,02	2,06	-32 %
Ryck	Groß Petershagen (14)	6,62	4,55	-31 %
Peene	Anklam Hafen (15)	2,99	2,12	-29 %
Sude	Bandekow (28)	2,22	1,60	-28 %
Ostpeene	u. Malchin (17)	4,02	2,95	-27 %

Damit kann für etwa die Hälfte der Trendmessstellen ein merklicher Rückgang der DIN-Belastung konstatiert werden. Auch die übrigen Messstellen wiesen fast ausnahmslos leicht abnehmende DIN-Pentadenmittel auf.

Fazit

Die Ergebnisse der Langzeituntersuchungen an den Trendmessstellen lassen sich für die gelösten anorganischen Nährstoffe wie folgt zusammenfassen:

Die Belastung mit Orthophosphat-Phosphor erreichte zum Ende der 1980er ihren Höhepunkt. Die mit der deutschen Wiedervereinigung einhergehenden Veränderungen in den neuen Bundesländern, wie die Verfügbarkeit phosphatfreier Waschmittel, die Ertüchtigung großer Kläranlagen mit einer Behandlungsstufe zur P-Eliminierung, die Schließung abwasserintensiver Betriebe (insbesondere der lebensmittelverarbeitenden Betriebe) sowie der drastische Rückgang der Viehbestände führte bereits in der ersten Hälfte der 1990er Jahren zu einer deutlichen Verringerung der P-Belastung der Fließgewässer. Diese positive Entwicklung setzte sich bis in die Anfangsjahre der 2010er Jahre fort. Im Zeitraum 2000-2004 konnten rund drei Viertel aller Trendmessstellen in die Güteklasse II eingestuft werden. In den darauffolgenden Jahren waren jedoch keine weiteren Verbesserungen festzustellen. Seit Mitte der 2010er Jahre setzt sogar eine geringfügige Verschlechterung ein, d.h. der Anteil der Trendmessstellen, an denen die Zielvorgabe eingehalten wird, nimmt zugunsten der Güteklasse II-III geringfügig ab (Abbildung 14, links). Auch beim Ammonium-Stickstoff zeigen die Untersuchungsergebnisse an den Trendmessstellen mit Beginn der 1990er Jahre sehr stark abnehmende Belastungen an, die sich – anders als beim Orthophosphat-P – bis zum Ende der 2010er Jahre fortsetzen. Dem deutlichen Belastungsrückgang in der ersten Dekade der 2000er Jahre schließt sich eine Konsolidierung in den Folgejahren an, wobei für den Zeitraum 2015-2018 das bisher beste

Klassifizierungsergebnis erreicht wurde. In diesem Zeitraum konnten fast 80 % der Trendmessstellen in die Güteklasse II eingestuft werden. (Abbildung 14, rechts). Der deutliche Rückgang der Ammoniumbelastung hat maßgeblich zur Verbesserung der Sauerstoffverhältnisse in den Gewässern beigetragen (**LUNG 2002**).

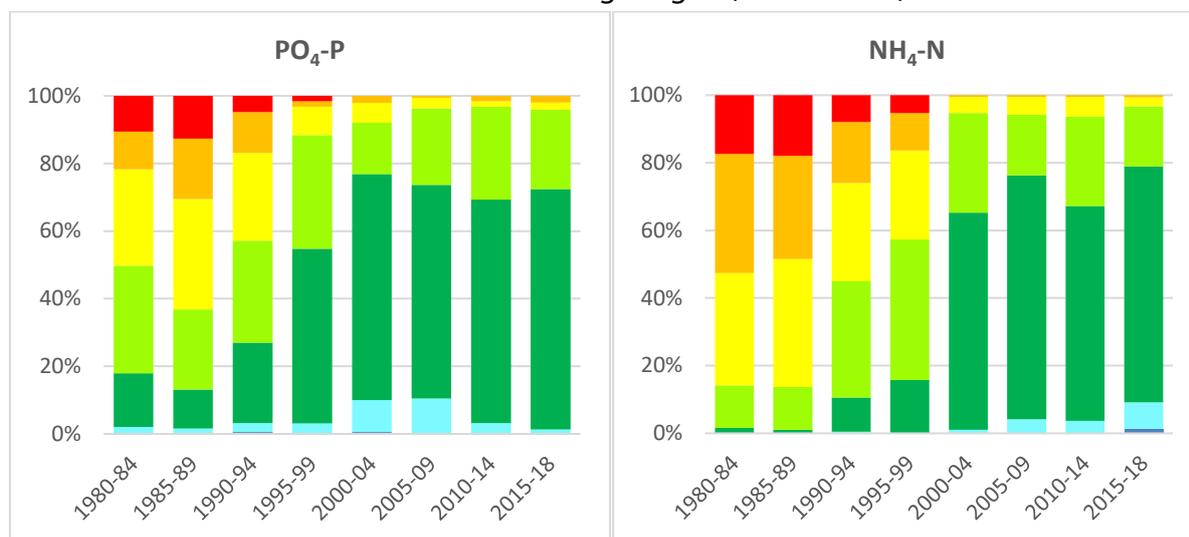


Abbildung 14: Verteilung der LAWA-Güteklassen für Orthophosphat-P (links) und Ammonium-N (rechts) für 5-Jahreszeiträume an den Trendmessstellen der Fließgewässer Mecklenburg-Vorpommerns.

Die Verteilung der LAWA-Güteklassen für Nitrit-Stickstoff zeigt einen kontinuierlichen Belastungsrückgang an. In der ersten Hälfte der 1990er Jahre setzt eine stetige Zunahme der, eine sehr geringe Belastung anzeigenden, Güteklassen I-II ein. Im Zeitraum 2015-2018 wird diese Güteklasse an über 70 % der Trendmessstellen erreicht. Die LAWA-Zielvorgabe wird an 36 von 38 Messstellen eingehalten (Abbildung 15, links).

Während bei den Nährstoffparametern Orthophosphat-P, Ammonium-N und Nitrit-N stark verringerte Belastungen unverkennbar sind, ist dies beim Nitrat-Stickstoff nicht der Fall. Über den gesamten Betrachtungszeitraum dominierten die, eine deutliche bis erhöhte Nitratbelastung anzeigenden, Güteklassen II-III und III (Abbildung 15, rechts). Nur an wenigen Trendmessstellen (Warnow-o. Bützow, Nebel-Dobbin, Mildnitz-Sternberger Burg, Elbe-Boizenburg) waren abnehmende Nitratbelastungen zu verzeichnen.



Abbildung 15: Verteilung der LAWA-Güteklassen für Nitrit-N (links) und Nitrat-N (rechts) für 5-Jahreszeiträume an den Trendmessstellen der Fließgewässer Mecklenburg-Vorpommerns.

3.2 Gibt es Trends?

Gemäß Wasserrahmenrichtlinie (WRRL) sind die Mitgliedstaaten verpflichtet, bis 2015 und mit einer maximalen Verlängerung bis 2027, alle Gewässer in einen „guten ökologischen Zustand/ein gutes ökologisches Potential“ und „guten chemischen Zustand“ zu bringen¹. Mit Stand 2018 erfüllt noch keines der 16 deutschen Bundesländer die WRRL-Anforderungen vollständig (**UBA 2017**). Zur Erreichung dieser Zielstellung führt die WRRL neben einem Verbesserungsgebot auch ein Verschlechterungsverbot an. Der Europäische Gerichtshof (EuGH) hat dies 2015 in seinem Urteil (**EuGH C-461/13**) konkretisiert, wonach die Verschlechterung eines Oberflächenwasserkörpers zwingend zur Untersagung eines Vorhabens führt. Vor diesem Hintergrund gewinnt neben der Einhaltung der Orientierungswerte zur Erreichung des guten ökologischen Zustandes die Frage nach der Entwicklung der Nährstoffbelastung der Oberflächengewässer an Bedeutung und damit die Frage nach positiven oder negativen Trends.

Trendtests sollen nach Oberflächengewässerverordnung an ausgewählten Messstellen durchgeführt werden. In M-V wurden, neben den in **ANLAGE 1** aufgeführten Trendmessstellen, für weitere 24 Messstellen, für die langjährige Daten vorlagen, Trendtests durchgeführt. Nach Anlage 13, Absatz 5 der **OGewV (2016)** ist ein Trend signifikant, wenn die statistische Wahrscheinlichkeit mindestens 95 % beträgt (Signifikanzniveau $\alpha=0,05$).

Die Ergebnisse des Mann-Kendall-Trendtest sind für die Nährstoffe Orthophosphat-P (PO_4 -P), Gesamtphosphor (Ges-P), Ammonium-N (NH_4 -N), Nitrit-N (NO_2 -N), Nitrat-N (NO_3 -N) und Gesamtstickstoff (Ges-N) für die Zeitreihen 1985-2001 und 2002-2018, zwei gleich langen Betrachtungszeiträumen, zusammengestellt. Die Trendtests wurden auf der Grundlage der Jahresdurchschnittskonzentrationen (Mittelwerte) durchgeführt.

Nachfolgend werden die Ergebnisse des Mann-Kendall-Trendtest in folgende 3 Klassen eingeteilt:

- Kein signifikanter Trend ($\alpha < 0,05$)
- Signifikant steigender Trend ($\alpha \geq 0,05$)
- Signifikant fallender Trend ($\alpha \geq 0,05$)

Orthophosphat-Phosphor und Gesamtphosphor

Im Zeitraum 1985-2001 zeigt sich beim Orthophosphat-P an 41 der 62 Messstellen ein signifikant fallender Trend (**ANLAGE 7a und 7b**). Das entspricht einem Anteil von 66 %. An rund einem Drittel der Messstellen wurde kein signifikanter Trend ermittelt. Signifikant steigende Trends traten an keiner Messstelle auf (Tabelle 10).

Tabelle 10: Mann-Kendall-Trendtest für Orthophosphat-P (Mittelwerte) an ausgewählten Fließgewässers-Messstellen M-Vs für die Zeiträume 1985-2001 und 2002-2018.

Zeitreihe	Anzahl Messstellen:		
	ohne signifikanten Trend	signifikant steigender Trend	signifikant fallender Trend
1985-2001	21	0	41
2002-2018	37	24	1

¹ Beim chemischen Zustand gibt es Stoffe/Stoffgruppen deren maximale Zielerreichung bis nach 2027 verlängert werden kann, da die Umweltqualitätsnorm 2016 geändert bzw. erst 2016 eingeführt wurde.

Demgegenüber wurde im Zeitraum 2002-2018 nur noch an einer Messstelle (Wallensteingraben-Steffin) ein signifikant fallender Trend ermittelt (**ANLAGE 8a und 8b**). An 37 Messstellen war kein signifikanter Trend und an 24 (39 %) ein signifikant steigender Trend festzustellen. Hier kann von einer Trendumkehr gesprochen werden, wobei darauf hinzuweisen ist, dass sich die Konzentrationen seit Anfang der 2000er Jahre auf einem niedrigen Niveau eingeppegelt haben. An den meisten der betrachteten Trendmessstellen wurden die Orientierungswerte (OW) für den guten ökologischen Zustand in den letzten Jahren des Betrachtungszeitraumes eingehalten. An mehreren Messstellen, wie Stepenitz-Rodenberg (Abbildung 16), Radegast-Törber und Peene-Jarmen (Abbildung 17), führte die Trendumkehr jedoch wieder zu einer Überschreitung der OW.

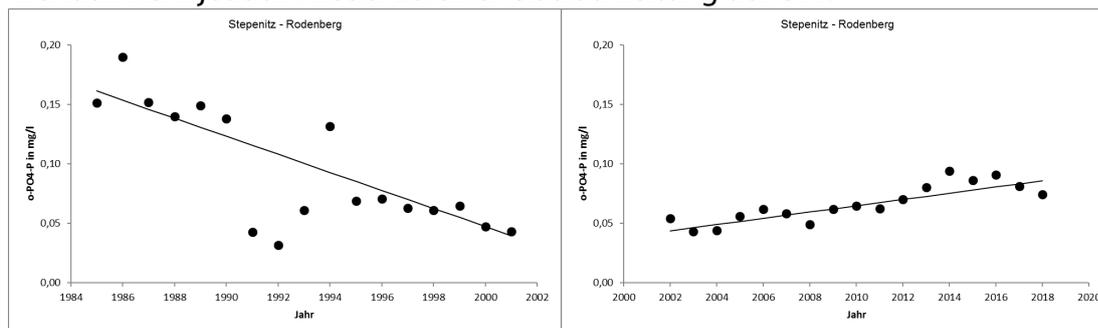


Abbildung 16: Trends für Orthophosphat-P (Mittelwerte) für die Zeitreihen 1985-2001 und 2002-2018 an der Messstelle Stepenitz-Rodenberg.

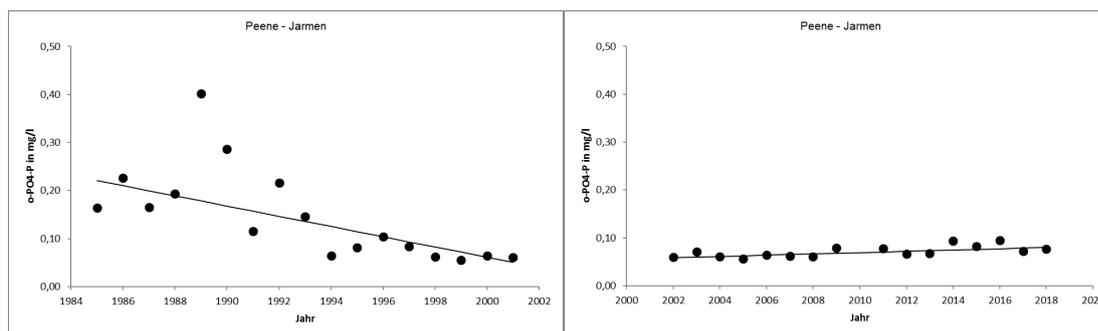


Abbildung 17: Trends für Orthophosphat-P (Mittelwerte) für die Zeitreihen 1985-2001 und 2002-2018 an der Messstelle Peene-Jarmen.

Dem Verschlechterungsverbot der WRRL folgend sind in solchen Fällen die Ursachen der Belastungszunahme zu ermitteln und Maßnahmen zur Einhaltung der OW durchzuführen. Anders als bei den gelösten Nährstoffverbindungen wurden die Parameter Gesamt-P und Gesamt-N erst ab Mitte der 1980er Jahre in die Programme zur Fließgewässerüberwachung aufgenommen. Da der Aufwand für das Aufschlussverfahren aufgrund der unzureichenden Qualität des Oxidationsmittels sehr hoch war, fanden diese Untersuchungen zunächst nur in größeren Fließgewässern, wie Peene, Warnow, Elbe, Sude und Elde statt. Nachdem Anfang der 1990er Jahre Kaliumperoxidisulfat in der erforderlichen Reinheit verfügbar war, werden beide Parameter generell neben den gelösten Nährstoffen mitbestimmt. Auch beim Gesamt-P ist für den Zeitraum 1986-2001 an der Mehrzahl der Messstellen ein signifikant fallender Trend festzustellen (Tabelle 11).

Tabelle 11: Mann-Kendall-Trendtest für Gesamt-P an ausgewählten Fließgewässer-Messstellen M-Vs für die Zeiträume 1986-2001 und 2002-2018.

Zeitreihe	Anzahl Messstellen:		
	ohne signifikanten Trend	steigender signifikanter Trend	fallender signifikanter Trend

1986*-2001	28	1	33
2002-2018	57	3	4

*Für die meisten Messstellen umfasst die Reihe einen kürzeren Zeitraum als den hier angegebenen. An 10 der 38 Trendmessstellen liegen Daten vor 1990, an 18 Messstellen vom Anfang der 1990er Jahre (1990-1992) und an 10 Messstellen für den Zeitraum 1993-1994 vor.

Für den Zeitraum 2002-2018 ist für die überwiegende Anzahl von Messstellen (80 %) kein signifikanter Trend zu ermitteln. Einen signifikant steigenden Trend zeigten drei Messstellen (Duvembäk-Kluis, Stepenitz-Rodenberg und Schilde-Karft), einen weiter signifikant fallenden Trend vier Messstellen (**ANLAGE 8a**).

Wie beim Orthophosphat-P wurden die Orientierungswerte für den guten ökologischen Zustand auch für Gesamt-P an den meisten der betrachteten Messstellen in den letzten Jahren des Betrachtungszeitraumes eingehalten.

Besonders hervorzuheben sind die jüngsten Veränderungen in der P-Belastung des ehemals extrem hoch belasteten kleinen Saaler Baches. Erstmals seit Untersuchungsbeginn wurden 2017 und 2018 die Orientierungswerte sowohl für Orthophosphat-P als auch Gesamt-P eingehalten (Tabelle 12). Dies hängt ursächlich mit den verringerten P-Ablaufwerten in der Kläranlage in Trinwillershagen zusammen. In dieser wurde im Jahre 2015 eine chemische P-Fällung eingeführt, die seit 2017 auf eine Feststoffdosierung mit Aluminiumsulfat und Eisen(II)sulfat umgestellt wurde (pers. Mitteilung Scheffler 2020). Damit konnte der auf Grundlage der behördlichen Überwachungswerte berechnete P-Eintrag in den Saaler Bach um rund 140 kg pro Jahr verringert werden.

Tabelle 12: Entwicklung der Ablaufwerte der KA Trinwillershagen nach Einführung einer chemischen P-Elimination und der Jahresmittelwerte (JMW) für Nährstoffe im Saaler Bach, alle Angaben in mg/l.

Jahr	Ablaufwerte KA Trinwillershagen		JMW im Saaler Bach - Hessenburg			
	Ges P	N _{ges} / NH ₄ -N	PO ₄ -P	Ges P	NH ₄ -N	Ges N
2012	6,9	30,0	0,096	0,150	0,11	4,47
2013	4,7	7,5	0,086	0,124	0,06	7,02
2014	2,4	16,5	0,189	0,298	0,12	4,94
2015	1,5	48,1	0,074	0,113	0,03	6,27
2016	0,3	10,7	0,127	0,146	0,048	4,21
2017	1,2	42,5 / 19,6	0,051	0,068	0,033	13,9
2018	0,9	26,8 / 15,5	0,060	0,088	0,045	3,15

Mit dieser Maßnahme wurde das mittlere Konzentrationsniveau des Saaler Baches sowohl beim Orthophosphat-P als auch beim Gesamt-P in etwa halbiert. Auch die Orientierungswerte für Ammonium-N im Gewässer werden deutlich unterschritten. Sie liegen seit 2015 im Bereich des natürlichen Hintergrundwertes, teilweise sogar darunter, da die Kläranlage verdünnend wirkt.

Ammonium-N und Nitrit-N

Wie schon bei der Entwicklung der Klassifizierungsergebnisse nach LAWA (1998) zeigen sich auch bei den Trends die größten positiven Veränderungen beim Ammonium. An 53 der 62 Messstellen (85 %) ist für die Zeitreihe 1985-2001 ein fallender signifikanter Trend festzustellen. Im sich daran anschließenden Zeitraum ist dies noch an 24 Messstellen der Fall (Tabelle 13), d.h. der fallende signifikante Trend setzte sich immerhin noch an rund 40 % der Messstellen fort.

Tabelle 13: Mann-Kendall-Trendtest für Ammonium-N an ausgewählten Fließgewässer-Messstellen M-Vs für die Zeiträume 1985-2001 und 2002-2018.

Zeitreihe	Anzahl Messstellen:		
	ohne signifikanten Trend	signifikant steigender Trend	signifikant fallender Trend
1985-2001	9	0	53
2002-2018	36	2	24

Eine Messstelle, die in beiden Zeiträumen einen signifikant fallenden Trend aufwies, war die Messstelle Burg Stargard an der Linde (Abbildung 18). Hier wurde auch der OW von 0,2 mg/l NH₄-N zum Ende des Betrachtungszeitraumes mehrfach unterschritten.

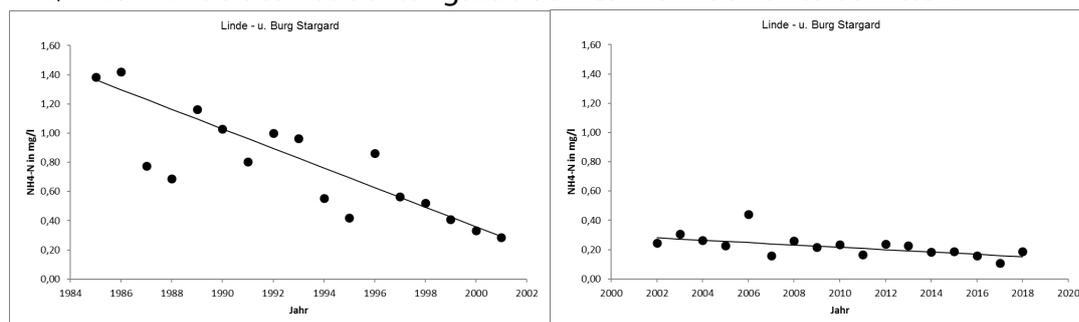


Abbildung 18: Trends für Ammonium-N (Mittelwerte) für die Zeitreihen 1985-2001 und 2002-2018 an der Messstelle Linde-u. Burg Stargard.

Die meisten Messstellen wiesen für die Zeitreihe 2002-2018 keinen Trend auf. Ein signifikant steigender Trend wurde an den Messstellen Warnow bei Demen und Aubach bei Medewege ermittelt, wobei in Demen in mehreren Jahren (2012, 2013, 2016) der Orientierungswert für den guten ökologischen Zustand wieder geringfügig überschritten wurde.

Für den Parameter Nitrit-N wurden sowohl im Zeitraum 1985-2001 als auch 2002-2018 an der Mehrzahl der Messstellen signifikant fallende Trends berechnet (Tabelle 14). Die restlichen Messstellen wiesen keinen signifikanten Trend auf.

Tabelle 14: Mann-Kendall-Trendtest für Nitrit-N an ausgewählten Fließgewässer-Messstellen M-Vs für die Zeiträume 1985-2001 und 2002-2018

Zeitreihe	Anzahl Messstellen:		
	ohne signifikanten Trend	steigender signifikanter Trend	fallender signifikanter Trend
1985-2001	21	0	41
2002-2018	23	0	39

Wie am Beispiel der Messstelle Recknitz bei Ribnitz-Damgarten gezeigt werden kann, hält an einigen Messstellen der Trend zu abnehmenden Nitritkonzentrationen an (Abbildung 19).

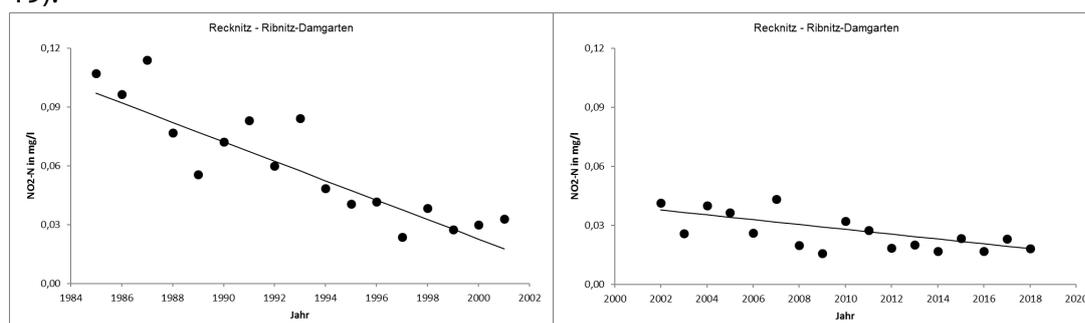


Abbildung 19: Trends für Nitrit-N (Mittelwerte) für die Zeitreihen 1985-2001 und 2002-2018 an der Messstelle Recknitz – Ribnitz-Damgarten.

An der überwiegenden Anzahl der Messstellen werden die Orientierungswerte für den guten ökologischen Zustand für Ammonium und Nitrit eingehalten. Nur wenige Messstellen (z.B. Redefin), wiesen deutliche Überschreitung des Orientierungswertes für Ammonium auf.

Nitrat-N und Gesamt-N

Für die überwiegende Anzahl der Messstellen war für beide Parameter und beide Zeitreihen kein signifikanter Trend festzustellen. Signifikant zunehmende Trends beim Nitrat-N wurden für die Zeitreihe 1985-2001 an sechs und für die Zeitreihe 2002-2018 an zwei Messstellen ermittelt (Tabelle 15).

Tabelle 15: Mann-Kendall-Trendtest für Nitrat-N an ausgewählten Fließgewässer-Messstellen M-Vs für die Zeiträume 1986-2001 und 2002-2018.

Zeitreihe	Anzahl Messstellen:		
	ohne signifikanten Trend	signifikant steigender Trend	signifikant fallender Trend
1985-2001	52	6	4
2002-2018	59	2	1

Eine relativ konstante Abnahme der mittleren Nitrat-N-Konzentrationen zeigt sich für die Messstelle Boizenburg an der Elbe (Abbildung 20).

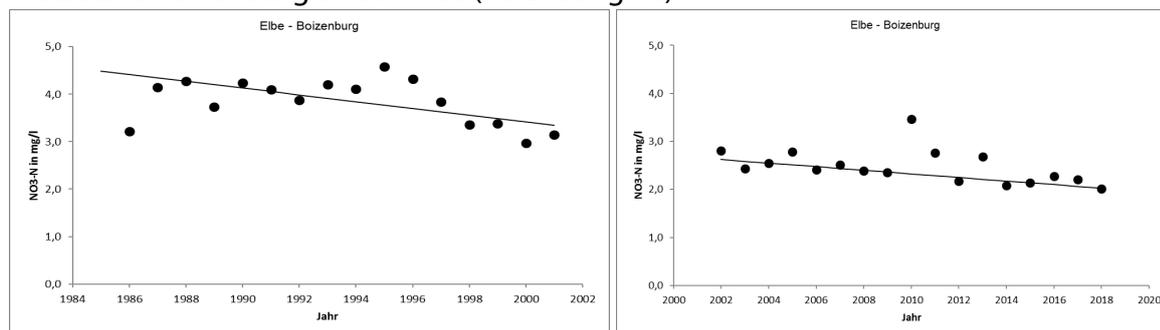


Abbildung 20: Trends für Nitrat-N (Mittelwerte) für die Zeitreihen 1985-2001 und 2002-2018 an der Messstelle Elbe-Boizenburg.

Ein ähnliches Bild zeigt sich bei den mittleren Gesamt-N-Konzentrationen (Tabelle 16). Für die Zeitreihe 1986-2001 konnte an acht Messstellen ein signifikant fallender Trend nachgewiesen werden. Im Zeitraum 2002-2018 traf dies nur noch auf die Messstelle Elbe-Boizenburg zu.

Tabelle 16: Mann-Kendall-Trendtest für Gesamt-N an ausgewählten Fließgewässer-Messstellen M-Vs für die Zeiträume 1986-2001 und 2002-2018.

Zeitreihe	Anzahl Messstellen:		
	ohne Trend	steigender Trend	fallender Trend
1986*-2001	54	0	8
2002-2018	60	1	1

*Für die meisten Messstellen umfasst die Reihe einen kürzeren Zeitraum als den hier angegebenen. An 10 der 38 Trendmessstellen liegen Daten vor 1990, an 18 Messstellen vom Anfang der 1990er Jahre (1990-1992) und an 10 Messstellen für den Zeitraum 1993-1994 vor.

Besonders starke Veränderungen hinsichtlich der Stickstoffbelastung wies der Peezer Bach auf, der nordöstlich von Rostock in den Breitling, eine Ausbuchtung des Warnow-Ästuars, mündet (Tabelle 17).

Tabelle 17: Veränderungen der Stickstoffbelastung des Peezer Baches bei Stuthof im Zeitraum 1985-2018, alle Angaben in mg/l.

Zeitraum	NO ₃ -N	NH ₄ -N	NO ₂ -N	DIN	Ges N
1985-1989	74,1	66,0	1,44	141,5	keine Daten
1995-1999	9,29	0,82	0,21	10,3	11,3
2005-2009	9,15	0,10	0,054	9,3	11,1
2015-2018	7,60	0,06	0,037	7,7	8,9

Nachdem in der Ortslage Poppendorf der volkseigene Betrieb (VEB) Düngemittelwerk Rostock den Betrieb aufgenommen hatte, wurden Mitte der 1980er Jahre mit Wassergüteuntersuchungen im angrenzenden Peezer Bach begonnen. Die Befunde waren alarmierend und bis in die Ostsee vor Warnemünde nachzuweisen (**Bachor 1988**). Auf der Grundlage dieser Befunde wurden später Frachtabschätzungen vorgenommen, die zeigten, dass über diesen kleinen Küstenzufluss im Zeitraum 1986-1990 höhere Stickstoffmengen in die Ostsee eingetragen wurden als über die Warnow oder die Kläranlage Rostock (**Bachor 2005**). Nachdem das Düngemittelwerk von einem der weltweit größten Düngemittelproduzenten übernommen und modernisiert wurde, ging die Stickstoffbelastung des Peezer Baches stark zurück.

3.3 Wie ist der aktuelle Stand der Nährstoffbelastung?

Gemäß WRRL sind die Messprogramme zur Gewässerüberwachung so auszurichten, dass eine Zustandsbewertung aller ausgewiesenen Wasserkörper ermöglicht wird. In M-V wurden für die Fließgewässer 839 Wasserkörper mit Einzugsgebieten über 10 km² ausgewiesen (**LUNG 2016**), wovon 28 % als natürliche und ein ebenso großer Anteil als künstliche Gewässer einzustufen sind. Erheblich veränderte Fließgewässer nehmen mit 44 % den größten Anteil ein. Eine Überwachung der allgemein physikalisch-chemischen Qualitätskomponenten in allen diesen Wasserkörpern war bisher aufgrund der personellen und finanziellen Ausstattung der Umweltbehörden nicht möglich. Jedoch wurden die Messprogramme zur Güteüberwachung der Fließgewässer in M-V für den Zeitraum 2016-2021 mit dem Ziel einer größtmöglichen Messstellenabdeckung aufgestellt (**LUNG 2016**). Ziel ist es, die natürlichen Wasserkörper nach Möglichkeit über eigene Messstellen zu bewerten und für die erheblich veränderten und künstlichen Wasserkörper sogenannte Gruppierungsmessstellen auszuweisen, denen benachbarte bzw. ähnliche nicht überwachte Wasserkörper zugeordnet werden.

Bereits im 1. Bewirtschaftungszeitraum 2010-2015 wurde die Anzahl der zu untersuchenden Fließgewässermessstellen, an denen die allgemein physikalisch-chemischen Qualitätskomponenten zu bestimmen sind, deutlich erhöht. Für den 2. Bewirtschaftungszeitraum 2016-2021 wurden im Durchschnitt rund 290 Fließgewässermessstellen jährlich ausgewählt, an denen u.a. auch Nährstoffparameter zu untersuchen sind. Die Trendmessstellen sind integraler Bestandteil dieses Messnetzes.

In dem zur Bewertung der aktuellen Nährstoffbelastung herangezogene Zeitraum 2015-2018 wurden die Datensätze von insgesamt 548 Messstellen ausgewertet, womit rund 60 % der Wasserkörper erfasst worden sind.

Für diese Messstellen liegen übers Jahr gleichmäßig verteilte, ganz überwiegend monatliche Nährstoffdaten vor. Da in der Vergangenheit Messstellen in kleinen Fließgewässern unterrepräsentiert waren, wurde insbesondere die Anzahl von operativen Messstellen in Bächen und Gräben entsprechend der Wasserkörperabgrenzung erhöht.

Die Bewertung der Nährstoffbelastung erfolgt anhand der in der Oberflächengewässerverordnung geregelten Orientierungswerte für den guten ökologischen Zustand (Anlage 7, OGeWV 2016). Dabei wird zunächst ein Abgleich der Jahresdurchschnittswerte (Mittelwerte) für die Jahre 2015-2018 mit den Orientierungswerten (OW) für die Parameter Orthophosphat und Gesamt-Phosphor sowie Ammonium und Nitrit vorgenommen.

Die Belastungsbewertung der Fließgewässer für Nitrat-Stickstoff erfolgt anhand der Umweltqualitätsnorm (UQN) für Nitrat (Anlage 8, OGeWV 2016). Diese beträgt 50 mg/l NO₃⁻ (dies entspricht 11,3 mg/l NO₃-N). Wird diese Norm überschritten, ist der Wasserkörper in einem schlechten chemischen Zustand.

Zum Schutz der Nord- und Ostsee werden für Gesamt-Stickstoff Bewirtschaftungsziele (BWZ) für die in die Nord- (2,8 mg/l N) und Ostsee (2,6 mg/l N) mündende Flüsse angegeben (§14 OGeWV 2016).

Orthophosphat-Phosphor und Gesamt-Phosphor

Im Zeitraum 2015-2018 variierte der Anteil von Messstellen mit Einhaltung der Orientierungswerte für Orthophosphat-Phosphor (0,07 mg/l bzw. 0,1 mg/l) zwischen 62 % und 70 %, bezogen auf den Gesamtzeitraum betrug er 67 %. D.h., bei rund einem Drittel der Messstellen wurde der OW überschritten, an 11 % davon sogar um mehr als das Doppelte (Tabelle 18). Demgegenüber wurde der Orientierungswert beim Gesamt-P (0,1 mg/l bzw. 0,15 mg/l) an fast der Hälfte aller Messstellen überschritten (Tabelle 19).

Tabelle 18: Bewertung der Orthophosphat-P-Belastung der Fließgewässer M-Vs für die Jahre 2015-2018.

Jahr	Mst. gesamt	n < OW	n > OW	n > 2x OW
2015	288	192 (67 %)	63 (22 %)	33 (18 %)
2016	281	174 (62 %)	71 (25 %)	36 (13 %)
2017	292	197 (68 %)	74 (25 %)	21 (7 %)
2018	287	200 (70 %)	58 (20 %)	29 (10 %)
2015-2018	548	367 (67 %)	122 (22 %)	59 (11 %)

Tabelle 19: Bewertung der Gesamt-P-Belastung der Fließgewässer M-Vs für die Jahre 2015-2018.

Jahr	Mst. gesamt	n < OW	n > OW	n > 2x OW
2015	288	144 (50 %)	100 (35 %)	40 (15 %)
2016	281	128 (46 %)	111 (39 %)	42 (15 %)
2017	292	148 (51 %)	114 (39 %)	30 (10 %)
2018	287	153 (53 %)	91 (32 %)	43 (15 %)
2015-2018	548	284 (52 %)	191 (35 %)	73 (13 %)

Obwohl der Anteil von OW-Überschreitungen beim Gesamt-P deutlich höher als beim Orthophosphat-P ausfiel, wiesen Messstellen mit deutlichen OW-Überschreitungen in der Regel auch deutliche OW-Überschreitungen beim Orthophosphat-P auf (ANLAGE 9a und 9b). Dies traf insbesondere auf die Messergebnisse in kleinen Fließgewässern zu.

Wie erste größenklassen-bezogene Auswertungen aller untersuchten Messstellen für Orthophosphat für die Jahre 1986 und 2014 gezeigt haben, ist sowohl für die großen als auch für die kleinen Fließgewässer eine deutliche Zunahme von Wasserkörpern, die die Orientierungswerte für den guten ökologischen Zustand einhalten, zu verzeichnen (**Bachor et al. 2016**).

In den großen Fließgewässern werden die Orientierungswerte für Orthophosphat mittlerweile an fast allen Messstellen eingehalten, z. T. sogar deutlich unterschritten. Für

Gesamt-P sind nur in der Elbe sowie der Elde und Sude, den beiden mecklenburgischen Hauptzuflüssen zur Elbe, geringfügige OW-Überschreitungen festgestellt worden. Der höchste Jahresmittelwert (0,2 mg/l Ges P) wurde einmalig in der Tollense bestimmt und war auf nur eine Messstelle im Fluss beschränkt (**ANLAGE 9a**). Dieser erfreulich positive Befund ist das Resultat der im Kapitel **Fehler! Verweisquelle konnte nicht gefunden werden.** beschriebenen deutlichen Reduzierungen der P-Einträge aus den großen kommunalen Kläranlagen des Landes. Auffällig ist der geringe Orthophosphat-P-Anteil am Gesamt-P in den großen Fließgewässern. Er betrug an den in **ANLAGE 9a** aufgeführten Messstellen nur 25 % (Tollense-Mühlenhagen) bis 46 % (Elbe-Dömitz) und ist Indiz für den Verbrauch des löslichen und damit bioverfügbaren Orthophosphat-P durch das Pflanzenwachstum. Die langsam fließenden, z.T. auch gestauten bzw. rückgestauten Tieflandflüsse, sind durch eine deutliche Phytoplanktonproduktion gekennzeichnet. Dies dürfte auch eine Erklärung dafür sein, dass die Bewertung für Orthophosphat deutlich besser ausfällt, als die für Gesamt-P, da das gelöste Orthophosphat vom Phytoplankton aufgenommen wird.

In den mittelgroßen Fließgewässern kam es an deutlich mehr Messstellen zu Überschreitungen der OW. Der höchste Jahresmittelwert an der Messstelle Lössnitz bei Wattmannshagen stellt eine sechsfache Überschreitung dar. Auffällig ist hier auch der hohe Orthophosphat-Anteil (87 %) am Gesamt-P, was auf einen punktuellen Eintrag aus einer kommunalen Kläranlage schließen lässt. Größte Kläranlage im Einzugsgebiet ist die KA Lalendorf (2.000 EW). Die Verbesserung der Reinigungsleistung für die KA Lalendorf für Phosphor wurde in den Maßnahmenkatalog zur Umsetzung der WRRL des Staatlichen Amtes für Landwirtschaft und Umwelt Mittleres Mecklenburg (StALU MM) aufgenommen. Abgesehen von dieser sehr hohen P-Belastung fielen die OW-Überschreitungen in den mittelgroßen Gewässern überwiegend gering aus.

In den kleinen Fließgewässern waren deutlich höhere OW-Überschreitungen zu verzeichnen (ANLAGE 9b). Beim Orthophosphat betrug dieser Anteil in allen Jahren über 70 % (2015 und 2016 je 79 %, 2017: 78 %, 2018: 73 %) und beim Gesamt-P zwischen 62,5 % (2015) und 65,4 % (2016). Die mit Abstand höchsten P-Konzentrationen wurden für die Messstelle Kleine Randow-Krackow ermittelt. Mit rund 64 km² wird hier das größte Einzugsgebiet der in ANLAGE 9b aufgelisteten Messstellen erfasst. Der betroffene Wasserkörper weist einen erheblich veränderten Status auf und die landwirtschaftlich intensiv genutzten Ackerflächen reichen bis an die Uferböschung heran. In dem abflussschwachen Gewässer im Südostzipfel des Landes nahe der polnischen Grenze wird unweit der Messstelle zudem das Niederschlagswasser eines großen Gewerbegebietes und das Abwasser der Kläranlage Penkun-Battinsthal (ca. 3.000 EW; besitzt keine Behandlungsstufe zur P-Eliminierung) eingeleitet. In dem Gewerbegebiet wird seit 2007 auf einer Fläche von 20 ha die „weltgrößte Biogasanlage“ betrieben (www.sonnewindwärme.de). Auf den umliegenden landwirtschaftlichen Flächen wird in großem Ausmaße Energiemais angebaut, auf denen mit großer Wahrscheinlichkeit auch die in der Biogasanlage in großer Menge anfallenden Gärreste aufgebracht werden. Die Ausbringung von Gärresten ist mit einem erhöhten P-Austragsrisiko verbunden (Eichler-Löbermann & Zicker, Kapitel 3.4 in **Schulz-Bull et al. 2019**). Wie Sonderuntersuchungen des StALU Vorpommern im Jahre 2010 gezeigt haben, sind mehrere Ursachen für die sehr hohe Phosphor-Belastung dieses kleinen Gewässers verantwortlich zu machen. Als Hauptbelastungsquellen wurden die Kläranlage Penkun-Battinsthal und die Ableitung stark belasteten Niederschlagswasser aus dem Gewerbegebiet ermittelt. Die Kläranlage wies Ablaufwerte von 5-6 mg/l Ges P auf und im Leichtflüssigkeitsabscheider sowie im Regenrückhaltebecken des Gewerbegebietes wurden P-Konzentrationen bis 2,2 mg/l PO₄-P und 3,3 mg/l Ges P gemessen. Darüber hinaus waren auch Zuläufe und

Entwässerungsgräben aus den landwirtschaftlichen Flächen zur Kleinen Randow durch erhöhte Messwerte bis 2,1 mg/l PO₄-P und 2,3 mg/L Ges P auffällig (**StALU VP 2011**).

Um die Orientierungswerte für beide P-Verbindungen in dem WRRL-berichtspflichtigen Gewässer zu erreichen, ist also ein ganzes Bündel von Maßnahmen notwendig. Bei deren Umsetzung sollten Maßnahmen zur Verminderung der punktuellen Einträge Vorrang haben, da sich hier kurzfristig Erfolge erzielen lassen.

An einem weiteren Beispiel soll die Bedeutung von Einleitungen kleinerer kommunaler Kläranlagen in abflussschwache Fließgewässer aufgezeigt werden. Sonderuntersuchungen im Auftrage des StALU Vorpommern im Lanzengraben und im Pansevitzer Graben – zwei Zuflüssen zur Duvenbäk auf Rügen – ergaben, dass insbesondere über den Pansevitzer Graben (**ANLAGE 9b**, Nr. 1 der „hot spot-Liste“ für die FGE Warnow/Peene) eine erhebliche P-Zufuhr erfolgte (**IUL 2005**). In diesen Graben leitet die Teichkläranlage in Patzig (2.275 EW) ein. Die behördliche Überwachung dieser Anlage ergab für den Zeitraum 2015-2018 mittlere Ablaufwerte von 10,6 mg/l P, aus denen eine mittlere Jahresfracht von 446 kg P resultiert. Zudem kam es in der Vergangenheit zu P-Einträgen aus dem etwa 10 km oberhalb von Kluis gelegenen Nonnensee, aus dem die Duvenbäk gespeist wird. Dieser See hatte sich erst Anfang der 1990er Jahre durch Ausfall eines am Standort vorhandenen Schöpfwerkes aus einer kleinen Restwasserfläche gebildet. Nach den 1994 einsetzenden Renaturierungsmaßnahmen bedeckt er mittlerweile eine Fläche von ca. 75 ha, die ehemals als Wiese- und Weidefläche genutzt wurde. Zwischen 1994 bis 2006 wurden im Seewasser sehr hohe Phosphatkonzentrationen gemessen (im Mittel 0,79 mg/l PO₄-P und 1,09 mg/l Ges P), die auf eine intensive Phosphorrücklösung aus dem sich zersetzenden organischen Material am Seeboden und den Ausscheidungen von Wasservögeln zurückgeführt werden können.

Die hohe P-Belastung des Radelbachs (**ANLAGE 9b**, Nr. 2 der FGE Warnow/Peene) ist maßgeblich auf den Eintrag kommunalen Abwassers zurückzuführen. Diesen sehr kleinen Küstenzufluss östlich von Rostock nutzt die KA Rövershagen (6.000 EW) als Vorflut. Die mittleren Ablaufwerte dieser KA lagen bei 3,2 mg/l (2015-2018), woraus sich eine P-Fracht von etwa 900 kg ergibt. Die Verbesserung der P-Elimination wurde in den Maßnahmenkatalog des StALU MM aufgenommen.

Eindeutig auf kommunale Abwassereinleitungen kann auch die hohe P-Belastung im Bach aus dem Oldenburger Holz (**ANLAGE 9b**, Nr. 3 der FGE Warnow/Peene) zurückgeführt werden (pers. Mittl. Kühn). In dieses sehr kleine Gewässer werden die Abwässer der KA Karlsburg (3.500 EW) eingeleitet. Die Kläranlage verfügt zwar bereits über eine biologische P-Eliminierung, die erhöhten mittleren P-Ablaufwerte um 2,9 mg/l P führen aber in diesem abflussschwachen Bach nach wie vor zu deutlichen OW-Überschreitungen.

Wenn auch eine eindeutige Zuordnung zu einer Hauptbelastungsquelle nicht immer einfach ist, zumal die Quantifizierung insbesondere der diffusen Einträge nur mit hohem Messaufwand oder durch Modelle möglich ist, so zeigen diese Beispiele doch die Bedeutung, die Einleitungen aus kleinen KA auf abflussschwache Gewässer haben können. Liegen belastbare Indizien sowohl für punktuelle Einträge aus kommunalen Kläranlagen ohne P-Eliminierung und für diffuse Eintragsquellen aus dem landwirtschaftlichen Bereich vor, sollte aus Kostengründen für deutlich reduzierte Ablaufwerte der Kläranlagen eingetreten werden (**Seel 2020**).

In Mecklenburg-Vorpommern, dem am dünnsten besiedelten Bundesland, dürften jedoch für eine ganze Reihe der in ANLAGE 9b aufgeführten Wasserkörper ein Abwassereinfluss auszuschließen und die diffusen Einträge aus dem landwirtschaftlichen Bereich hauptverantwortlich sein. Im Rahmen eines vom Bundesministerium für Bildung und

Forschung (BMBF) geförderten Forschungsverbundprojektes (PhosWaM) wurde jüngst eine P-Quellenanalyse im Einzugsgebiet der Warnow vorgelegt (**Schulz-Bull et al. 2019**). Dabei kam ein sogenanntes Phosphor-Index-Verfahren zur Anwendung, welches eine Erfassung relevanter Quell- und Transportfaktoren ermöglicht. Ziel ist die Identifizierung kritischer Flächen, von denen der Hauptanteil der diffusen P-Austräge herrührt. Nach **Buczko & Kuchenbuch (2008)** treten erhöhte P-Austräge hauptsächlich in der Nähe großer viehhaltender Betriebe auf, da dort große Mengen organischer Dünger anfallen. In jüngster Zeit mehren sich Stimmen, die in der Landwirtschaft wieder eine stärkere regionale Kopplung von Pflanzen- und Tierproduktion bzw. eine flächenbezogene Tierhaltung als Grundvoraussetzung für die Lösung des Phosphorproblems sehen (z.B. **Leinweber et al. 2020, Wiesler 2020**).

In großer Menge anfallender organischer Dünger ist möglicherweise Hauptgrund für die hohe Phosphorbelastung von zwei kleinen Gewässern auf der Halbinsel Fischland-Darß-Zingst, dem Müllergraben südlich von Prerow und dem Polder Dierhagen. In diesen kleinen Einzugsgebieten beträgt der Anteil landwirtschaftlicher Nutzflächen nur 12 % bzw. 34 % (**ANLAGE 9b**). Dabei handelt es sich um Weideland, auf dem Rinder eines großen Viehbetriebes gehalten werden.

Zur Umsetzung EG-Nitratrichtlinie bestand die EU-Kommission darauf mit den Novellierungen der Düngeverordnung 2007 und 2017 auch die Regeln zur Beschränkung der P-Austräge aus den landwirtschaftlichen Flächen zu verbessern. Zum besseren Schutz der Gewässer vor zu hohen Phosphorbelastungen wurde in der Düngeverordnung 2017 geregelt, dass in Abhängigkeit des Boden-Phosphatgehaltes nur Düngegaben bis in Höhe des voraussichtlichen Entzugs durch die Pflanzen zulässig ist und die Kontrollwerte (vormals zulässige Überschüsse) bei der Bewertung der vorgegebenen Nährstoffvergleiche einzuhalten sind. Dieser lag zunächst bei 20 kg Phosphat je ha und Jahr im gleitenden Sechsjahresmittel. In den ab 2018 und später begonnenen Düngejahren durfte er nur noch 10 kg Phosphat je ha und Jahr betragen (**Hüther 2020**). Die aktuell gültige Düngeverordnung (**DüV 2020**) enthält nicht mehr das Instrument „zulässiger Überschüsse“, sondern erlaubt Düngung nur noch in der Höhe des ermittelten Bedarfs der Pflanzen. Des Weiteren sind eutrophierte Gebiete auszuweisen, also Gebiete, in denen die Orientierungswerte überschritten sind und ein signifikanter Eintrag aus der Landwirtschaft besteht. In diesen Gebieten sind zusätzliche Anforderungen festzulegen. Das Land M-V hat von der Alternative nach DüV Gebrauch gemacht keine eutrophierten Gebiete auszuweisen. Stattdessen gelten landesweit erweiterte Gewässerabstandsregelungen. Die Wirkung dieser neuen Regelung wird sich erst in den folgenden Betrachtungszeiträumen zeigen.

Die Ergebnisse der Überprüfung auf Einhaltung der OW für Orthophosphat-P und Gesamt-P aller im Zeitraum 2015-2018 untersuchten Messstellen sind in den Abbildung 21 und Abbildung 22 dargestellt. Bei den Überschreitungen wurde differenziert zwischen solchen, die die OW bis zum 2-fachen überschritten und solchen die darüber hinaus gingen. Sowohl beim Orthophosphat-P als auch beim Gesamt-P fällt die Häufung von OW-Überschreitungen in kleinen Küstenzuflüssen auf. Demgegenüber wiesen Messstellen in der Warnow und

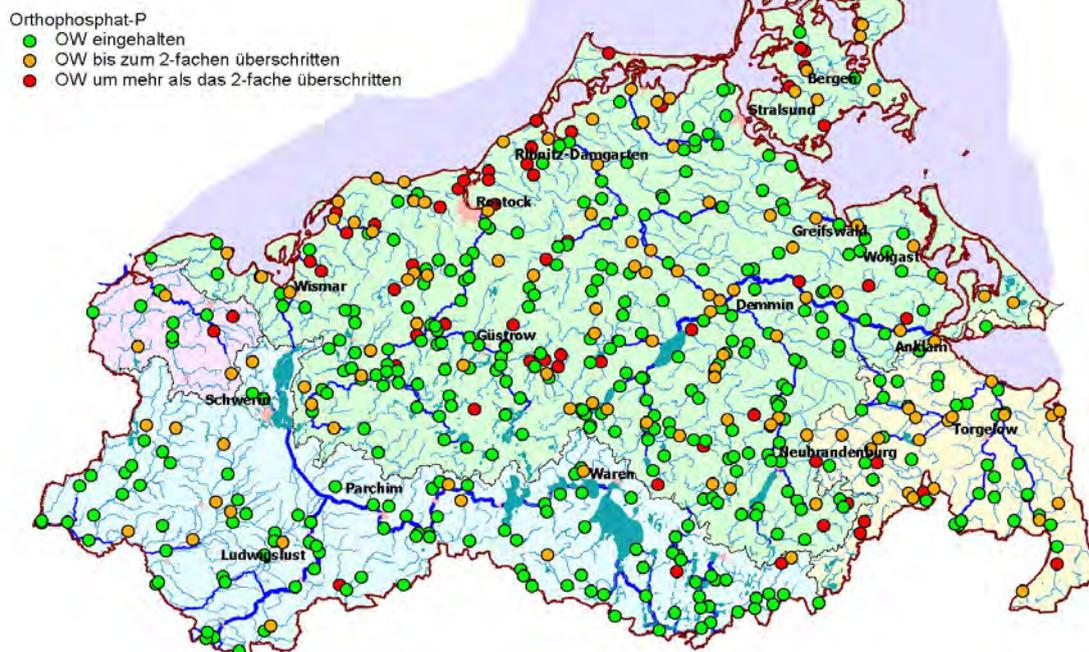


Abbildung 21: Ergebnisse der Überprüfung auf Einhaltung oder Überschreitung der Orientierungswerte für Orthophosphat-P, Zeitraum 2015-2018.

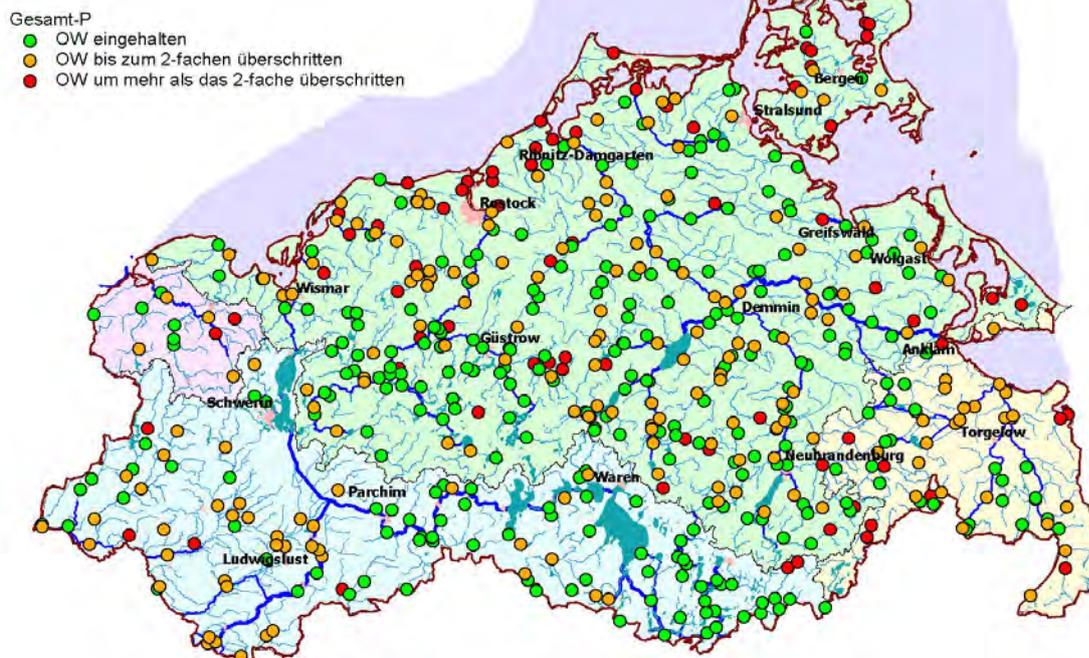


Abbildung 22: Ergebnisse der Überprüfung auf Einhaltung oder Überschreitung der Orientierungswerte für Gesamt-P, Zeitraum 2015-2018.

ihren größeren Nebengewässern (Nebel, Mildenitz und Brühler Bach), in der Recknitz und Peene (mit Tollense und Trebel) sowie in der Elde und im Havelgebiet kaum OW-Überschreitungen auf.

Generell sollten die Einzugsgebiete von Gewässern mit OW-Überschreitungen einer genaueren Quellenanalyse unterzogen werden. Dabei sind bei der Analyse sowohl diffuse als auch punktuelle Einträge zu berücksichtigen. Aussagen zu den jeweiligen Anteilen der diffusen und punktuellen Einträge liefert die Modellierung (**Tetzlaff et al. 2020**).

Ammonium-N und Nitrit-N

Für Ammonium-N waren in den Jahren 2015-2018 an rund 80 % aller Messstellen keine OW-Überschreitungen festzustellen, für Nitrit-N war dies mit Ausnahme des Jahres 2017 an rund 90 % der Messstellen der Fall (Tabelle 20).

Tabelle 20: Bewertung der Ammonium-N- und Nitrit-N-Belastung der Fließgewässer M-Vs für die Jahre 2015-2018.

Jahr	Messstellen insgesamt	NH ₄ -N		NO ₂ -N	
		n < OW	n > OW	n < OW	n > OW
2015	288	240 (82 %)	51 (18 %)	280 (90 %)	28 (10 %)
2016	281	216 (77 %)	65 (23 %)	260 (93 %)	21 (7 %)
2017	292	233 (80 %)	59 (20 %)	213 (73 %)	79 (27 %)
2018	287	226 (79 %)	61 (21 %)	262 (91 %)	25 (9 %)

In den großen Fließgewässern waren OW-Überschreitungen nur an drei Messstellen und nur in einzelnen Jahren festzustellen. Mittelgroße Gewässer wiesen bereits höhere Belastungen mit Ammonium-N auf. So wurde der OW an der Tollense-Messstelle unterhalb von Neubrandenburg, im Au Graben bei Lindenberg sowie an den Messstellen Buchholz und oberhalb Kiever See im Elde-Oberlauf um mehr als das doppelte überschritten (**ANLAGE 10a**).

Die höchsten Belastungen traten wiederum in kleinen Gewässern auf. In 15 dieser Gewässer lagen die Jahresmittel über 1 mg/l NH₄-N, das sind Werte, die den OW um mehr als das 5-fach übersteigen (**ANLAGE 10b**).

Wie bei den Phosphor-Parametern wies die Kleine Randow-Krackow auch die mit Abstand höchste Ammoniumbelastung auf. Die Dominanz von Ammonium-N gegenüber Nitrat-N ist mittlerweile ungewöhnlich. In dem kleinen, erheblich veränderten Gewässer im Südostzipfel des Landes wird – wie bereits erwähnt - unweit der Messstelle das Niederschlagswasser eines großen Bioenergieparks mit 40 Gärbehältern eines der größten Biogasanlagenbetreiber der Welt und das Abwasser der Kläranlage Penkun-Battinsthal eingeleitet. Zudem findet aufgrund der überwiegend sehr schlechten Sauerstoffverhältnisse in der Kleinen Randow und ihren Zuflüssen sowie im Regenrückhaltebecken des Gewerbebetriebes kaum noch eine Nitrifizierung statt, so dass Ammonium-N nicht mehr abgebaut wird.

Hinzuweisen ist auch auf die hohe Ammonium-N-Belastung des Godendorfer Mühlbaches im östlichsten Teil der FGE Elbe. Dieser Bach entspringt dem Dolgener See und mündet nach wenigen Kilometern südlich von Bergfeld in den Grünower See. Auf diesem Abschnitt erfährt das kleine Gewässer eine deutliche Ammoniumbelastung (**ANLAGE 10b**). Bereits 2010 bis 2016 fanden in diesem Gewässerbereich Sonderuntersuchungen des Staatlichen Amtes für Landwirtschaft und Umwelt Mecklenburgische Seenplatte (StALU MS) zur Ursachenaufklärung der hohen Nährstoffeinträge in den Grünower See statt. Hohe

Ammoniumspitzen führten - wie in der Kleinen Randow - zu zeitweiser Sauerstoffknappheit im zeitweise sehr abflussschwachen Gewässer. Als potentielle Belastungsquellen wurde u.a. die Regenentwässerung der Schweinemastanlage Dolgen aufgeführt. Die Kapazität dieser Anlage wird mit 10.380 Mastschweinen, rd. 2.200 Sauen und rd. 5.000 Ferkeln angegeben. Auch werden zwei Biogasanlagen betrieben (pers. Komm. StALU MS).

Eine Verringerung der Ammoniumbelastung solch stark belasteter Fließgewässer ist zur Erreichung des guten ökologischen Zustandes im betroffenen Wasserkörper dringend geboten.

In stark mit Ammonium-N belasteten Gewässern wird auch Nitrit-N in höheren, für Gewässerorganismen toxischen, Konzentrationen gemessen. In natürlichen Gewässern kommt es als Zwischenprodukt der Nitrifizierung nur in sehr geringen Konzentrationen vor. Da der OW bereits an rund 90 % der Messstellen eingehalten wurde, wird an dieser Stelle nicht näher auf die wenigen Überschreitungen eingegangen zumal Nitrit-N bezogen auf Stickstoffbilanz nur einen zu vernachlässigen Beitrag liefert.

Nitrat-N und Gesamt-N

Für diese beiden Parameter gibt es z.Zt. keine Orientierungswerte für den guten ökologischen Zustand. Für Nitrat wird jedoch eine Umweltqualitätsnorm (UQN) für den guten chemischen Zustand von 50 mg/l NO_3^- (entspricht 11,3 mg/l $\text{NO}_3\text{-N}$) und für Gesamt-Stickstoff Bewirtschaftungsziele (BWZ) zum Schutz der Nord- und Ostsee von 2,8 mg/l bzw. 2,6 mg/l Ges N für die in sie mündenden Fließgewässer angegeben (**OGewV 2016**).

Ein Abgleich der höchsten Jahresmittelwerte für Nitrat-N für den Zeitraum 2015-2018 mit der UQN ergab, dass diese an 95-99 % der Messstellen eingehalten wird. In niederschlagsnormalen Jahren sind UQN-Überschreitungen nur in Einzelfällen zu registrieren, während in sehr niederschlagsreichen Jahren wie 2017 eine generell höhere Nitratbelastung festzustellen ist und die UQN an einer etwas größeren Anzahl von Messstellen überschritten wird (Tabelle 21).

Tabelle 21: Bewertung der Nitrat-N-Belastung der Fließgewässer M-Vs für die Jahre 2015-2018 anhand der Umweltqualitätsnorm (UQN) nach OGewV (2016).

Jahr	Mst. gesamt	n < UQN	n > UQN
2015	288	286 (99 %)	2 (1 %)
2016	281	279 (99 %)	2 (1 %)
2017	292	278 (95 %)	14 (5 %)
2018	287	286 (99 %)	1 (1 %)
2015-2017	548	430 (97 %)	18 (3 %)

Bei den wenigen Messstellen mit UQN-Überschreitungen handelt es sich nahezu ausnahmslos um solche, an denen ein kleines Einzugsgebiet mit einem hohen Anteil an landwirtschaftlicher Nutzfläche (LNF) erfasst wird (**ANLAGE 11**).

Auch wenn dieser Befund bezüglich der Einhaltung der UQN für Nitrat als beruhigend empfunden werden kann, muss darauf hingewiesen werden, dass Nitrat als dominierende anorganische Stickstoffverbindung (s. Kapitel 3.1) maßgeblich die Höhe der Gesamt-N-Belastung bestimmt. Zwischen beiden N-Parametern existiert eine enge Korrelation (Abbildung 23).

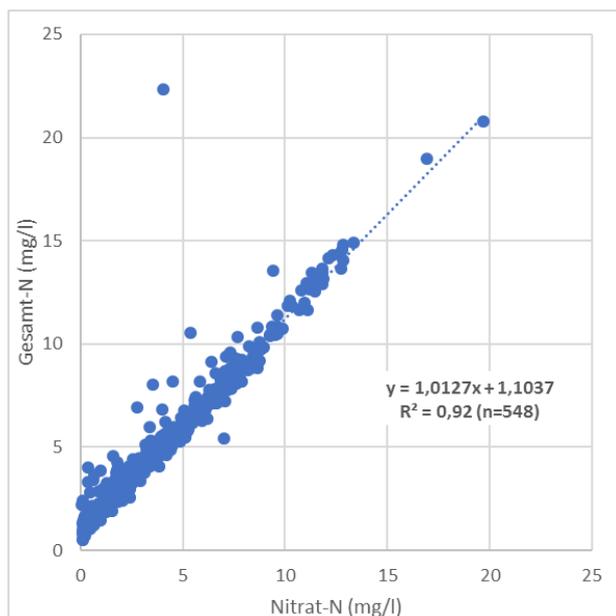


Abbildung 23: Korrelation der höchsten Nitrat-N- und Gesamt-N-Jahresmittelwerte im Zeitraum 2015-2018 (Basis 548 Messstellen).

Die Sonderstellung der Kleinen Randow zeigt sich auch hier und dokumentiert sich in dem relativ ungewöhnlichen Verhältnis von $\text{NH}_4\text{-N}$ zu $\text{NO}_3\text{-N}$ von 2:1 (vergl. höchste Mittelwerte in **ANLAGE 10** und **ANLAGE 11**) sowie dem weit außerhalb der Korrelationsgerade liegenden Punkt in Abbildung 24.

Dabei variierte der Anteil des Nitrat-N am Gesamt-N in einem sehr großen Bereich. An 289 (53 %) der insgesamt 548 Messstellen lag der Nitrat-N-Anteil zwischen 75 % und 98 % und an weiteren 158 Messstellen (29 %) zwischen 50 % und 75 %. Messstellen mit sehr hohem Nitratanteil sind zumeist auch solche mit den höchsten Gesamt-N-Konzentrationen (**ANLAGE 11**). Dies sind überwiegend kleine Fließgewässer, deren Einzugsgebiete einen hohen Anteil an LNF aufweisen. Mit steigendem LNF-Anteil nimmt die Nitratbelastung exponentiell zu. Der bereits für die Vergangenheit beobachtete Zusammenhang mit der Ackerfläche (Abbildung 10, Kapitel 3.1) wird durch die folgenden Abbildungen unter Berücksichtigung der gesamten LNF bestätigt (Abbildung 24).

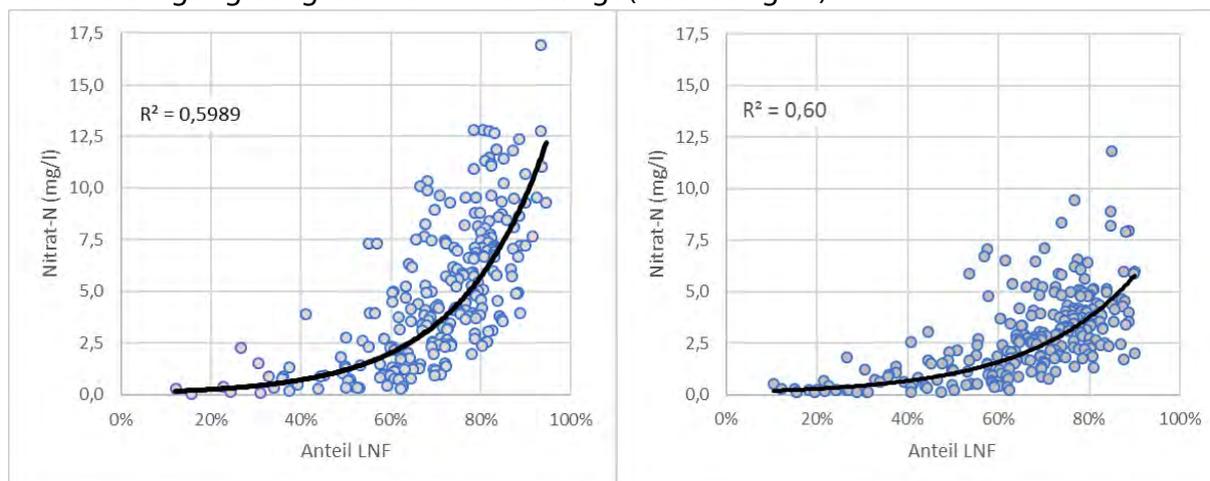


Abbildung 24: Korrelation zwischen Nitrat-N-Konzentration (Mittelwerte) und Anteil landwirtschaftlicher Nutzfläche (LNF) im Einzugsgebiet in einem niederschlagsreichen Jahr (2017, links) und einem niederschlagsarmen Jahr (2018, rechts)

Wie stark sich die Nitratbelastungen in einem nassen Jahr (2017) und einem trockenen Jahr (2018) unterscheidet, zeigt Abbildung 25. Während im Jahr 2018 an fast der Hälfte aller Messstellen Mittelwerte unter 2,5 mg/l Nitrat-N bestimmt wurden, war dies 2017 nur an rund 30 % der Messstellen der Fall. Neben der Landnutzung im Einzugsgebiet wird die Nitratbelastung der Fließgewässer also auch maßgeblich durch das Niederschlagsgeschehen bestimmt. In niederschlagsreichen Jahren sind sowohl in großen als auch in kleinen Fließgewässern um 2- bis 3-fach höhere Nitratkonzentrationen gemessen worden als in niederschlagsarmen Jahren, wobei in kleineren Gewässern generell deutlich höhere Nitratbelastungen zu verzeichnen sind (Tabelle 22 und Tabelle 23).

Diese starken niederschlagsindizierten zwischenjährlichen Schwankungen sind auf die hohe Mobilität des Nitrats zurückzuführen. Nitrat ist in den Böden sehr mobil und verhält sich wie das Wasser selbst (Lennartz et al. 2020). Die im Winterhalbjahr vorhandenen Stickstoffüberschüsse in den Böden werden daher in Abhängigkeit von der Niederschlagshöhe und -verteilung mehr oder weniger stark über den Pfad Sickerwasser in die Oberflächengewässer und vertikal ins Grundwasser verfrachtet. In leichten, gut durchlässigen Böden überwiegt der vertikale, in schweren, weniger gut durchlässigen Böden dagegen der laterale Transport. Letzterer ist besonders in gedrähten Flächen dominant. Diese sowohl aus ökologischer Sicht als auch aus Sicht der Landwirte unerwünschten Nitratverluste sind besonders stark im Winterhalbjahr ausgeprägt.

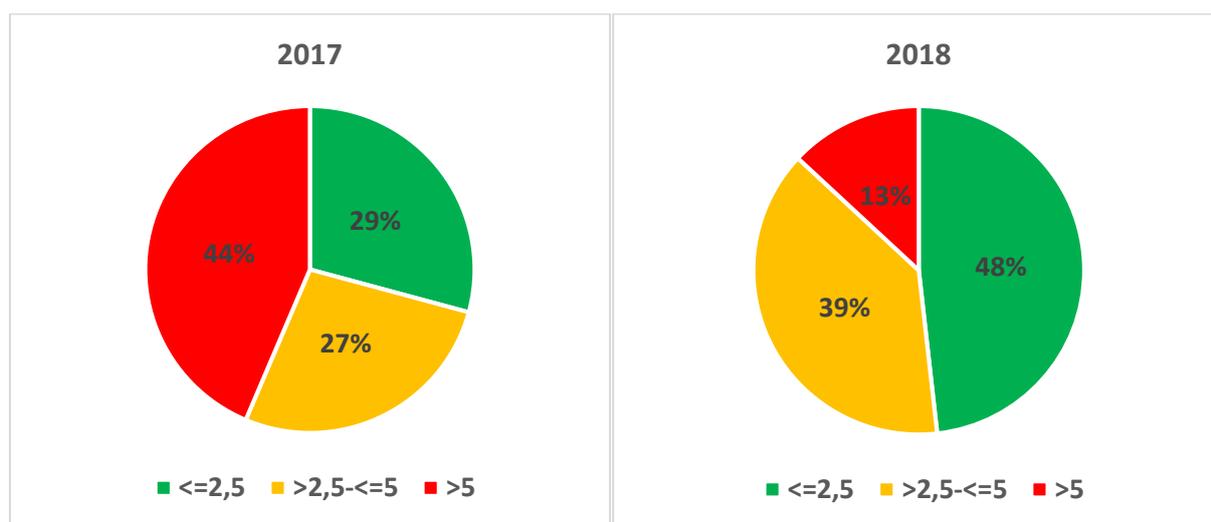


Abbildung 25: Bewertung der Nitrat-N-Belastung im niederschlagsreichen Jahr 2017 (links) und im niederschlagsarmen Jahr 2018 (rechts).

Es kann davon ausgegangen werden, dass sowohl unter ackerbaulicher Nutzung als auch unter Grünlandnutzung eine vergleichsweise enge Beziehung zwischen dem Nährstoffüberschuss auf der Fläche und den N-Frachten über das Sickerwasser besteht (Taube et al. 2015).

Tabelle 22: Mittlere Nitrat-N-Konzentrationen in niederschlagsarmen und niederschlagsreichen Jahren großer Fließgewässer M-Vs, alle Angaben in mg/l NO₃-N.

Trendmessstelle	niederschlagsarme Jahre			niederschlagsreiche Jahre		
	1989	2003	2014	1994	2007	2017
Warnow-o. Rostock (Kessin)	0,88	0,95	0,81	2,71	2,31	2,01

Peene-Anklam Hafen	0,90	1,03	1,25	4,00	2,51	2,68
Tollense-Demmin	1,86	1,25	1,68	4,86	3,17	4,34
Uecker-Ueckermünde	0,83	1,09	0,80	3,18	2,02	2,32
Sude-Bandekow	1,61	1,12	1,21	2,20	1,74	1,99
Elde-Dömitz	1,06	0,80	0,67	1,91	1,34	1,28

Tabelle 23: Mittlere Nitrat-N-Konzentrationen in niederschlagsarmen und niederschlagsreichen Jahren kleiner Fließgewässer M-Vs, alle Angaben in mg/l NO₃-N.

Trendmessstelle	niederschlagsarme Jahre			niederschlagsreiche Jahre		
	1989	2003	2014	1994	2007	2017
Saaler Bach-Saal/Hessenburg	6,33	4,78	3,84	7,17	10,09	11,32
Duvenbäk-Kluis	2,69	2,82	2,25	6,26	5,91	7,10
Linde-u. Burg Stargard	1,78	1,88	2,38	6,54	7,20	8,21
Löcknitz-Balow	1,52	1,39	1,24	3,74	3,15	3,42
Maurine-u. Schönberg	2,26	1,49	2,02	4,48	5,14	5,87

Das in der OGewV vorgegebene BWZ für Gesamt-N von 2,6 mg/l N für die Ostseezuflüsse wird nur in wenigen Fließgewässern der Flussgebietseinheit (FGE) Warnow/Peene und im vorpommerschen Teil der FGE Oder eingehalten. In fast der Hälfte aller Messstellen überschritten die höchsten Mittelwerte des Zeitraumes 2015-2018 das BWZ um mehr als das Doppelte. Ein ähnliches Bild zeigte sich auch im mecklenburgischen Teil der FGE Schlei/Trave, wobei hier an keiner einzigen Messstelle das BWZ eingehalten wurde (Tabelle 24).

Tabelle 24: Flussgebietseinheit-bezogene Bewertung der Gesamt-N-Belastung der Fließgewässer M-Vs für die Jahre 2015-2018 anhand der Bewirtschaftungsziele (BWZ) nach OGewV (2016).

Flussgebietseinheit (FGE)	Mst. gesamt	n < BWZ	n > BWZ	n > 2 x BWZ
Warnow/Peene	356	57 (16 %)	131 (37 %)	168 (47 %)
Oder	57	7 (12 %)	24 (42 %)	26 (46 %)
Schlei/Trave	13	0	7 (54 %)	6 (46 %)
Elbe	122	63 (52 %)	37 (30 %)	22 (18 %)

Für die Nordseezuflüsse gibt die OGewV ein BWZ für Gesamt-N von 2,8 mg/l N an. Dieses Ziel wurde an über der Hälfte aller Messstellen im mecklenburgischen Teil der FGE Elbe eingehalten. Dieser im Vergleich zum Ostsee Einzugsgebiet M-Vs deutlich günstigere Befund kann nicht allein auf das geringfügig weniger scharfe BWZ zurückgeführt werden. Hierfür dürften in erste Linie regionale Besonderheiten, wie Bodenbeschaffenheit und Landnutzungen, verantwortlich zeichnen, auf die nachfolgend eingegangen werden soll. Die Bewertung der Nitrat-N- und Gesamt-N-Belastung aller im Zeitraum 2015-2018 untersuchten 548 Messstellen zeigt ein sehr ähnliches Bild (Abbildung 26 und Abbildung 27). Auf der Grundlage der beiden Kartendarstellungen und den **ANLAGEN 11** können Regionen mit deutlich erhöhten N-Belastungen identifiziert werden. Von deutlich erhöhten Belastungen wird nachfolgend ausgegangen, wenn der Jahresmittelwerte von 5 mg/l NO₃-N und/oder der 2-fache Wert des BWZ für Gesamt-N (5,2 mg/l im Ostsee-Einzugsgebiet bzw. 5,6 mg/l im Nordsee-Einzugsgebiet) überschritten wird. Liegen die Mittelwerte unter dem BWZ bzw. unter 2,5 mg/l NO₃-N wird von geringeren N-Belastungen ausgegangen.

Aufgrund der Vielzahl von Messstellen, die das BWZ überschreiten, wird nachfolgend nur auf Gewässer eingegangen, die die höchsten Nitratbelastungen aufwiesen.

Das am höchsten mit Nitrat belastete große Fließgewässer M-Vs ist die Tollense (**ANLAGE 11a**). Die Tollense wird aus dem gleichnamigen See bei Neubrandenburg gespeist. Unterhalb des Tollensesees werden mit Mittelwerten zwischen 1,0 und 1,5 mg/ NO₃-N noch niedrige Nitratkonzentrationen gemessen. In ihrem Mittel- und Unterlauf erfährt dieser Fluss dann hohe Nitrateinträge aus dem landwirtschaftlich intensiv genutzten Umland und in Demmin, wo sie in die Peene mündet, werden die höchsten Konzentrationen registriert. Durch die hohe Nitratfracht der Tollense kommt es zu einer deutlichen Erhöhung der Nitratbelastung der Peene. Bis zum Messpunkt in Jarmen ist eine weitere Zunahme der Messwerte zu beobachten. Auch im Unterlauf der Warnow ist ein Anstieg der Nitratbelastung - allerdings auf niedrigerem Niveau - festzustellen, während im vorpommerschen Teil der Uecker ab Pasewalk kaum größere Veränderungen auftreten. Die geringsten Nitratkonzentrationen sind in der Elde zu verzeichnen.

In den mittelgroßen Gewässern wiesen bereits 27 Messstellen erhöhte Mittelwerte über 5 mg/l NO₃-N auf (**ANLAGE 11b**). Die höchsten Belastungen traten im Golmer Mühlbach am Messpunkt Alte Mühle (11,2 mg/l), im Großen Abzugsgraben bei Padderow (9,5 mg/l), in der Linde bei Burg Stargard (8,2 mg/l), im Hellbach bei der Ortslage Tessmannsdorf (8,15 mg/l) und in der Schaale bei Pamprin (7,95 mg/l) auf.

Jahresmittelwerte über der Umweltqualitätsnorm von 50 mg/l NO₃ (=11,3 mg/l NO₃-N) wurde einzig in kleinen Fließgewässern nachgewiesen (**ANLAGE 11c**). Dies betraf 11 Messstellen in der FGE Warnow/Peene und 8 Messstellen in der FGE Oder.

Die höchsten Nitratbelastungen wurden im Lübbersdorfer Meiereigraben westlich Friedrichshof (19,7 mg/l NO₃-N), im Siedenbüssower Bach bei Alt Tellin (16,9 mg/l) und im Mildnitzgraben bei Louisfelde (13,3 mg/l) ermittelt, in deren Nähe sich weitere Messstellen mit sehr hohen Nitratkonzentrationen befinden (siehe Cluster östlich und südöstlich von Neubrandenburg in Abbildung 27). Neben diesem Belastungsschwerpunkt in der Region südöstlich des Kummerower Sees und der Landesgrenze zu Brandenburg, fallen die Regionen im unmittelbaren Küstengebiet zwischen Lübecker Bucht und Rügen, in Nordwestmecklenburg und der nordwestliche Bereich des mecklenburgischen Teiles der FGE Elbe mit deutlich erhöhten Nitratbelastungen auf. Es ist offensichtlich, dass Gewässer mit sehr hohen Nitratbelastungen oft in Regionen liegen, in denen Großviehanlagen betrieben werden (z.B. Alt Tellin, Ferdinandshof, Ollendorf).

NO₃-N

- ≤ 2,5 mg/l NO₃-N
- > 2,5 - ≤ 5 mg/l NO₃-N
- > 5 mg/l NO₃-N

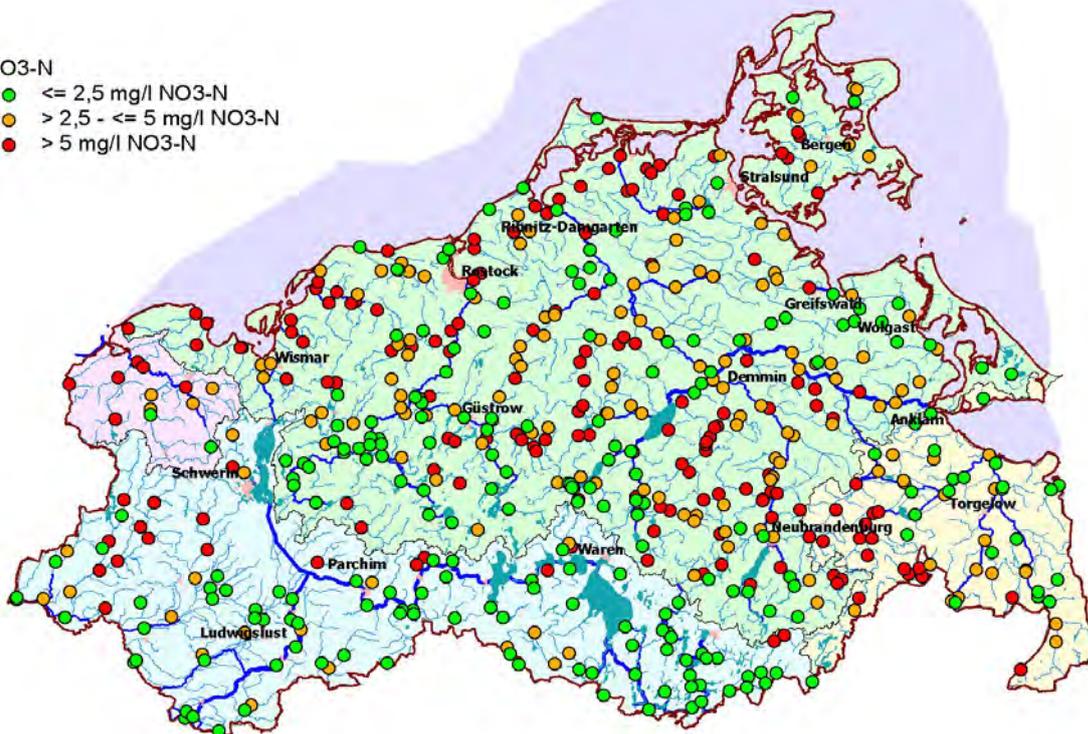


Abbildung 26: Bewertung der Nitrat-Belastung in Analogie zur Gesamt-N-Belastung, 2015-2018.

Gesamt-N

- BWZ um mehr als das 2-fache überschritten
- BWZ bis zum 2-fachen überschritten
- BWZ eingehalten

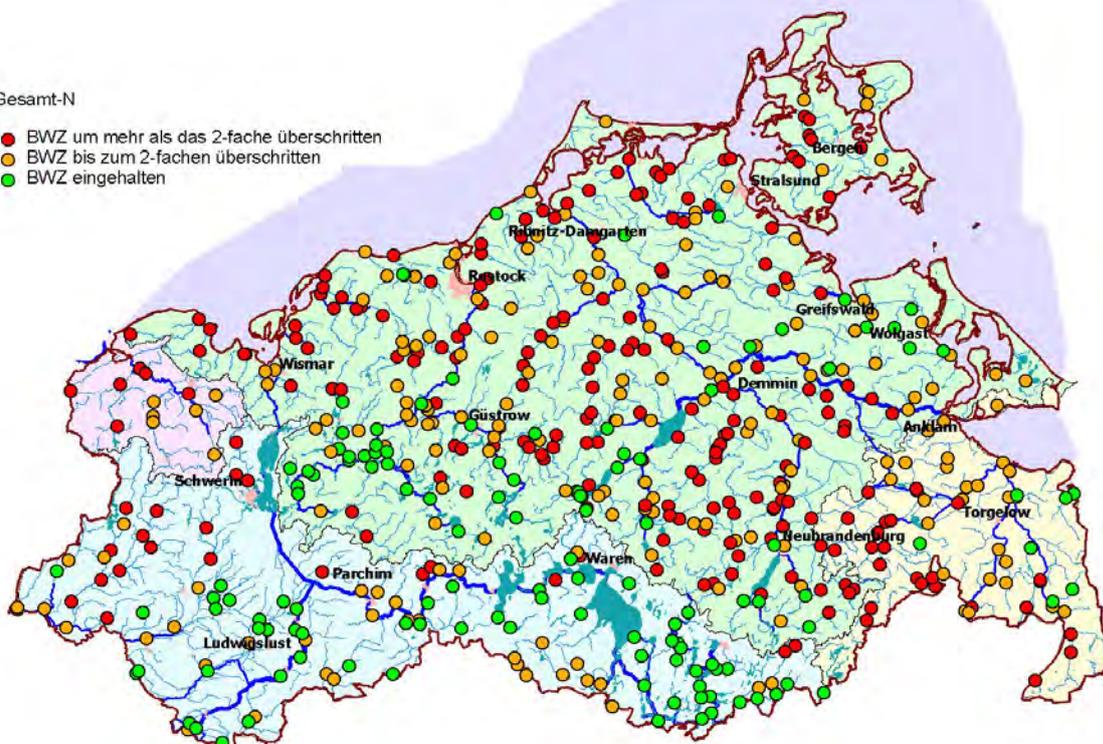


Abbildung 27: Bewertung der Gesamt-N-Belastung anhand der Bewirtschaftungszielwerte, 2015-2018.

Geringe Nitrat-Belastungen wiesen Messstellen in Regionen mit relativ hohem Wald- und Gewässeranteil auf. Dies betraf insbesondere die seenreichen Gebiete der Havel, der

mittleren Warnow mit den Zuflüssen Mildenitz und Brühler Bach, den Ober- und Mittellauf der Peene bis zum Zufluss der Tollense, sowie die gesamte Elde, die sich aus den großen mecklenburgischen Oberseen speist. So wiesen 23 der 32 im Havelgebiet untersuchten Messstellen Mittelwerte unter 0,5 mg/l auf. Lediglich der Godendorfer Mühlbach bei Ollndorf (9,4 mg/l) und Bergfeld (6,58 mg/l) wies deutlich erhöhte Nitratbelastungen auf. Auch in diesem Gebiet wird eine Großviehanlage betrieben.

Wie stark sich die Nitratbefunde in verschiedenen Regionen des Landes unterscheiden, zeigt Abbildung 28. Dargestellt ist die Verteilung der höchsten Jahresmittelwerte des Zeitraumes 2015-2018 in vier Klassen für die Region der unteren und mittleren Tollense (UTOL/MTOL) gegenüber der Region der oberen (mecklenburgischen) Havel (HVMV).

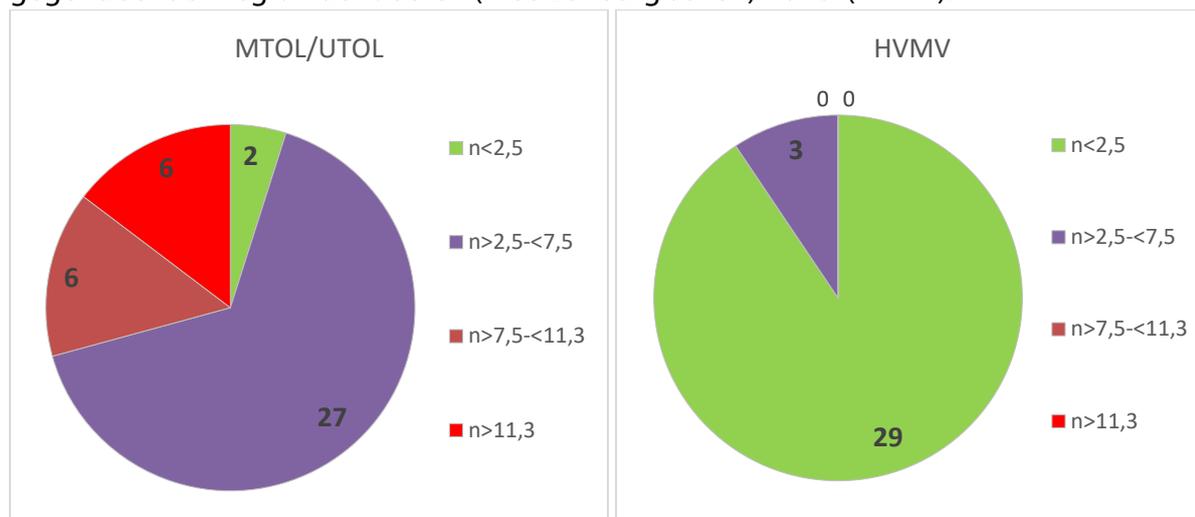


Abbildung 28: Regionen in M-V mit sehr hohen (UTOL=untere Tollense, MTOL=mittlere Tollense) und sehr niedrigen Nitratbelastungen (HVMV=Havel)

In der Region der unteren Tollense wiesen eine ganze Reihe von Zuflüssen stark erhöhte Nitratbelastungen auf. Östlich fließt der bereits genannte Siedenbüssow Bach in die Tollense, in dessen kleinem Einzugsgebiet zwei Viehbetriebe liegen, die Milchviehanlage Alt Tellin und die Sauenanlage Alt Tellin. In der Sauenanlage wurden 10.469 Sauen und 35.840 Ferkel gehalten und 2 Biogasanlagen betrieben (pers. Kommunikation, StALU MS). Kurz vor der Mündung in die Peene fließt von Westen kommend der mittelgroße Au Graben (**ANLAGE 11b**) in die Tollense. Er nimmt die ebenfalls stark belasteten Zuflüsse Hohenbollentiner Bach und Graben aus Sarow auf. Bereits im Mittellauf der Tollense führen Zuflüsse aus dem Umland zu einem deutlichen Anstieg der Nitratbelastung. Der stark belastete Teetzlebener Mühlbach fließt in den Randkanal, der in Altentreptow in die Tollense mündet. Dort mündet auch der kleine hochbelastete Tuchmachergraben ein. Ebenfalls im Mittellauf erfährt die Tollense einen Nitratreintrag aus dem Kleinen Landgraben an den der stark belastete Bach aus Neverin angeschlossen ist. Von der westlichen Seite mündet das Malliner Wasser, welches aus dem Malliner See gespeist wird. Der See wird wiederum stark durch den Krummenfurthbach und den Boitinbach belastet. Die Summe der Einträge aus den vielen mehr oder weniger kleinen Bächen und Gräben ist also letztlich für den Anstieg der Nitratbelastung im Flusslängsschnitt der Tollense verantwortlich. Sie wiederum nehmen die diffusen Nährstoffausträge aus den intensiv genutzten LNF auf. Der Anteil der LNF an den in **ANLAGE 11c** aufgelisteten kleinen Einzugsgebieten beträgt im Mittel 81 %.

Demgegenüber liegt der LNF-Anteil im Oberlauf der Havel im Mittel nur bei 29 %. Da der Nitratreintrag aber maßgeblich durch die Landwirtschaft erfolgt (**UBA 2017**), ist bei dem viel geringeren LNF-Anteil auch mit einem viel geringeren Nitratreintrag zu rechnen. Zudem durchfließt die Havel in dieser Region eine Vielzahl von Seen, in denen verstärkt

Transformationsprozesse (Denitrifizierung, Inkorporation in Algenbiomasse) stattfinden, die zu einer Reduzierung der ohnehin geringen Nitratbelastung führen. Folgerichtig werden in den Gewässern dieser Region die geringsten Nitratkonzentrationen gemessen.

Diese Prozesse sind auch in den großen Flüssen zu verzeichnen, was sich in einer Abnahme des Nitrat-N-Anteils am Gesamt-N zeigen lässt. In den Unterläufen der großen Flüsse fällt dieser Anteil (Tollense: 78 %, Peene, Uecker: 72 %, Warnow/Sude: 62 %, Elde: 57 %) deutlich niedriger aus als in den hochbelasteten mittelgroßen (87 %) und kleinen Fließgewässern (88 %). D.h., auf dem Weg von der Eintragsquelle bis zur Mündung wird Nitrat durch die o.g. Prozesse ab- bzw. umgebaut. Sowohl die Denitrifizierung als auch die Aufnahme durch die Algenbiomasse sind zeit- und temperaturabhängig. In den langsam fließenden großen Flüssen des norddeutschen Tieflandes ist hierbei die Nährstoffaufnahme während des Phytoplanktonwachstums besonders stark ausgeprägt, was sich in erhöhten Chlorophyll-a-Konzentrationen widerspiegelt, die denen hocheutropher Standgewässer nahekommen. Die Bewertung der Gesamt-N-Belastung anhand der BWZ-Werte (Abbildung 27) zeigt ein ähnliches Bild wie die der Nitrat-N-Belastung. Dies war aufgrund der engen Korrelation beider Parameter zu erwarten. Zudem wurde sich bei dem Bewertungsansatz für Nitrat an den BWZ für Gesamt-N orientiert. Die in **ANLAGE 11** zusammengestellten Messstellen mit den höchsten Gesamt-N-Belastungen sind daher überwiegend identisch mit denen der höchsten Nitrat-N-Belastung.

Betrachtet man die Jahresdurchschnittswerte für Gesamt-N an den mündungsnahen Messstellen, an denen Frachten im Rahmen der Belastungseinschätzung der Ostsee für die HELCOM erhoben werden, so ist festzustellen, dass der BWZ von 2,6 mg/l nur an drei Messstellen in einigen Jahren eingehalten wurde (grüne Felder in Tabelle 25).

Tabelle 25: Vergleich der Jahresdurchschnittswerte (MW) mit dem Bewirtschaftungszielwert (BWZ) nach OGewV für Gesamt-N in Ostseezuflüssen M-Vs im Zeitraum 2015-2018, geordnet nach Größe des Einzugsgebietes (EZG), alle Angaben in mg/l Gesamt-N.

Gewässer/Messstelle	EZG (km ²)	2015	2016	2017	2018
Peene-Anklam Hafen	5.030	3,51	2,78	3,99	3,51
Warnow-o. Rostock (Kessin)	3.048	2,41	2,08	3,10	2,51
Uecker-Ueckermünde	2.410	2,26	1,77	3,80	2,72
Zarow-Grambin	720	3,60	2,73	4,40	3,32
Recknitz - Ribnitz-Damgarten	669	2,95	2,17	3,72	2,84
Stepenitz-Rodenberg	486	4,90	4,28	5,87	3,91
Barthe-Redebas	236	4,28	3,87	6,95	3,34
Hellbach-Teßmannsdorf	213	5,45	5,63	8,84	4,55
Ryck-Greifswald	198	4,71	3,84	6,79	5,26
Wallensteingraben-Wismar	147	3,94	3,17	5,14	4,90
Duvenbäk-Kluis	67	5,64	4,64	8,31	5,92
Saaler Bach-Hessenburg	44	6,27	4,21	13,44	5,94

In der Warnow war dies immerhin in drei der vier Jahre der Fall, in der Uecker in zwei und in der Recknitz in einem Jahr. Im sehr niederschlagsreichen Jahr 2017 aber wurde an keiner der Messstellen das BWZ eingehalten. Es kann eingeschätzt werden, dass es außerordentlich schwierig sein wird, das BWZ in allen Ostseezuflüssen zu erreichen. Dabei müssen die Maßnahmen zur Verminderung der diffusen Nitratreinträge, die ja im Wesentlichen die Gesamt-N-Belastung der Fließgewässer bestimmen, an den Eintragsquellen ansetzen. Für die großen Fließgewässer befinden sich diese aber in der Regel in den landwirtschaftlich

intensiv genutzten Teileinzugsgebieten. In den mittelgroßen Ostseezuflüssen wird der BWZ von 2,6 mg/l Ges N mit Ausnahme von Recknitz und Zarow bereits um mehr als das Doppelte überschritten und in den kleinen Ostseezuflüssen zum Teil bis zum 5-fachen. Nur wenn es gelingt den Eintrag in den landwirtschaftlich bedingten Hochlastgebieten zu vermindern, kann der N-Eintrag in die Ostsee gemäß den Zielstellungen der HELCOM erreicht werden (Kapitel 3.4).

Im mecklenburgischen Einzugsgebiet der Elbe sind die Fließgewässer überwiegend weniger stark stickstoffbelastet. In den Elbzuflüssen lagen die Mittelwerte der Jahre 2015-2018 zumeist unter dem BWZ von 2,8 mg/l Ges N und auch unter den Werten, die in der Elbe an der Messstelle Boizenburg gemessen wurden (Tabelle 26). Lediglich im größten der mecklenburgischen Zuflüsse, der Elde, wurde der BWZ geringfügig überschritten.

Tabelle 26: Vergleich der Jahresdurchschnittswerte (MW) mit dem Bewirtschaftungszielwert (BWZ) nach OGeV für Gesamt-N in Elbezuflüssen M-Vs im Zeitraum 2015-2018, geordnet nach Größe des Einzugsgebietes (EZG), alle Angaben in mg/l Gesamt-N.

Gewässer/Messstelle	EZG (km ²)	2015	2016	2017	2018
Elbe-Boizenburg		3,20	3,31	3,33	2,79
Elde-Dömitz	2.626	2,96	3,21	3,15	2,86
Sude-Bandekow	2.133	2,55	2,41	3,19	2,72
Löcknitz-Dömitz	888	2,22	1,85	2,78	2,48

3.4 Haben sich auch die Nährstofffrachten verändert?

Im Rahmen des HELCOM-Programmes zur Einschätzung der Belastung der Ostsee durch Schadstoffe (Pollution Load Compilation - PLC) werden in Mecklenburg-Vorpommern seit Mitte der 1980er Jahre umfangreiche Untersuchungen zu den Nährstoffeinträgen aus Direkteinleitungen und über die Ostseezuflüsse durchgeführt. Die Ergebnisse der Einträge aus kommunalen und industriellen Kläranlagen, sowie die Frachten der Ostseezuflüsse werden von den beteiligten Bundesländern jährlich über das Umweltbundesamt (UBA) an die HELCOM berichtet. Somit liegen langjährige Daten zu den Nährstoffeinträgen aus punktuellen Quellen und Flüssen in M-V vor. Auf der Basis der Nährstofffrachten für die 12 berichtspflichtigen Ostseezuflüsse wird der flussbürtige Eintrag aus dem gesamten Ostseeinzugsgebiet M-Vs abgeschätzt.

Die umfangreichen Maßnahmen des Kläranlagenausbaus haben zu deutlichen Reduzierungen der Nährstoffeinträge in die deutschen Ostseeküstengewässer geführt. So hat sich der Eintrag von Gesamt-Phosphor aus den Abwasserbehandlungen der Städte Flensburg, Schleswig, Lübeck, Wismar, Rostock, Stralsund und Greifswald von 522 Tonnen im Jahre 1990 auf 2 Tonnen im Jahre 2008 verringert. Durch die Ausrüstung dieser Kläranlagen mit einer weiteren Reinigungsstufe zur Stickstoff-Elimination konnten die Einträge von Gesamt-Stickstoff im gleichen Zeitraum von 5.226 Tonnen auf 571 Tonnen reduziert werden (**Nausch et al. 2011**).

Die Verringerung der flussbürtigen Einträge fallen demgegenüber insbesondere beim Gesamt-Stickstoff deutlich schwächer aus.

Obwohl die umfangreichen Maßnahmen des Kläranlagenausbaus zu deutlichen Reduzierungen der Nährstoffeinträge in die deutschen Ostseeküstengewässer geführt haben, müssen diese nach wie vor als eutrophiert bewertet werden. Einen besonders hohen

Eutrophierungsgrad weisen die inneren Küstengewässer auf (Unterwarnow, Darß-Zingster Bodden, Jasmunder Bodden, Peenestrom und Kleines Haff).

Gemäß HELCOM-Ostseeaktionsplan (**HELCOM 2007**) sind weitere Reduzierungen der Nährstoffeinträge erforderlich und es wurden für alle Ostseeanrainerstaaten Reduktionsziele ausgewiesen. Für Deutschland betragen diese 240 Tonnen Phosphor pro Jahr und 5.620 Tonnen Stickstoff pro Jahr, die bis zum Jahr 2021 zu erreichen sind (**Nausch et al. 2011**). Eine weitere Anpassung der Reduktionsziele auf 110 Tonnen Phosphor (+ 60 Tonnen Anteil Oderfracht) und 7.170 Tonnen Stickstoff (+ 500 Tonnen Anteil Oderfracht) pro Jahr fand 2013 durch die Ministererklärung der HELCOM-Mitgliedsstaaten statt (**HELCOM 2013**).

Die Entwicklung der flussbürtigen Gesamt-P-Einträge aus dem Ostsee Einzugsgebiet M-Vs zeigt von Mitte der 1980er bis Ende der 1990er Jahre einen Rückgang von über 962 Tonnen (1986) auf 289 Tonnen (1999) an, was einer Reduzierung um 70 % entspricht (Abbildung 29). Nachdem der Ausbau bzw. Neubau der großen Kläranlagen (> 10.000 EW) in den Einzugsgebieten der großen und mittelgroßen Ostseezuflüsse abgeschlossen war, zeigt sich eine enge lineare Korrelation zwischen flussbürtigen Gesamt-P-Einträgen und Abflussgeschehen im EZG (Zeitreihe 2003-2018, $r = 0,87$).

Da die Höhe der Nährstofffrachten von Flüssen wesentlich von ihrem Abflussgeschehen bestimmt werden, sind Trendaussagen ohne Berücksichtigung der Abflussmenge nicht zielführend.

Ob es einen fallenden oder steigenden Trend bei der Reduktion der flussbürtigen P-Einträge gibt, kann durch Normierung der geschätzten jährlichen Frachten auf den mittleren Abfluss einer zugehörigen Zeitperiode überprüft werden. Bei dem 33 Jahre umfassenden Zeitraum wurden folgende Zeitperioden für eine Abflussnormierung gewählt: 1986-1996, 1997-2007 und 2008-2018. Dies geschieht um die Entwicklung der Frachten detaillierter betrachten zu können.

Bei den abflussnormierten flusswasserbezogenen P-Einträgen ist eine stark fallende Frachtentwicklung in den 1990er Jahren unverkennbar, während danach keine weitere Verringerung der Einträge mehr festzustellen ist (Abbildung 30).

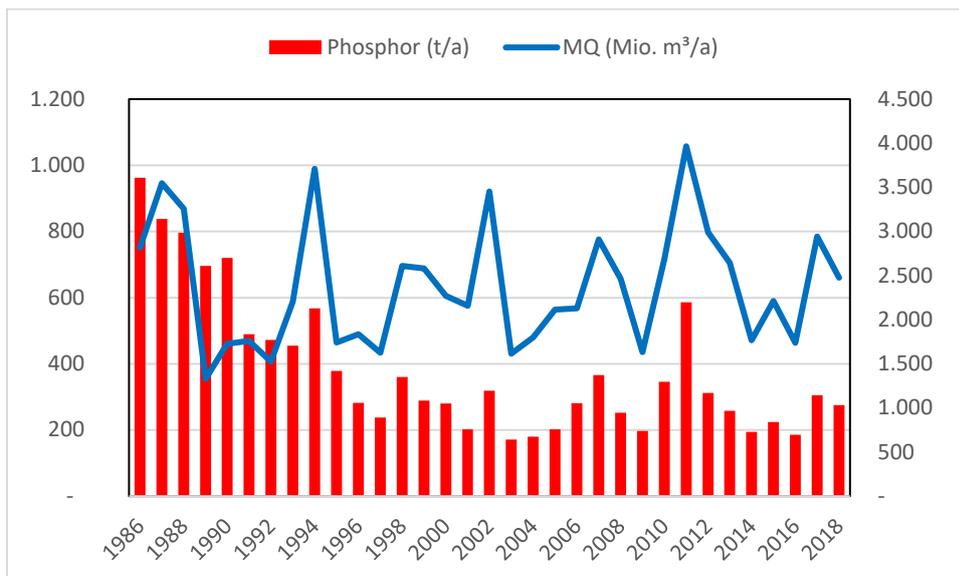


Abbildung 29: Flussbürtige Phosphor-Einträge in die Küstengewässer M-Vs sowie jährliche Abflussmengen für den Zeitraum 1986-2018.

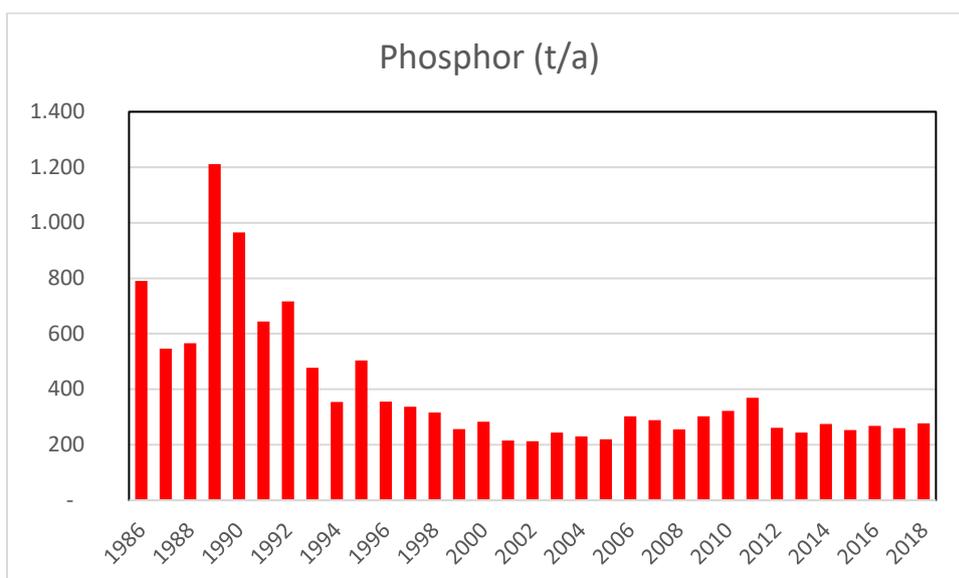


Abbildung 30: Abflussnormierte flussbürtige Phosphor-Einträge in die Küstengewässer M-Vs für den Zeitraum 1986-2018.

Die Entwicklung der flussbürtigen Gesamt-N-Einträge aus dem Ostsee-einzugsgebiet M-Vs zeigt in Abhängigkeit von den jährlichen Abflussmengen - wie zu erwarten - sehr starke zwischenjährige Schwankungen. In sehr abflussreichen Jahren (1987, 1988, 1994, 2002, 2007, 2011) wurden überdurchschnittlich hohe Einträge von 15.000 bis über 25.000 Tonnen ermittelt, während der Eintrag in sehr abflussarmen Jahren, wie 1989, 1996, 1997, 2003, 2009 und 2014 nur um die 5.000 Tonnen betrug (Abbildung 31).

Dies sind enorme Unterschiede, die eine Trendeinschätzung noch schwieriger machen, als dies beim Phosphor der Fall ist. Die wie beim Phosphor vorgenommene Normierung auf den mittleren Abfluss der o.g. drei Zeitperioden führt zwar zu einer gewissen Glättung und lässt schon eher Rückschlüsse auf einen sich möglicherweise abzeichnenden fallenden Trend zu, doch kann von einer statistisch abgesicherten Aussage keinesfalls gesprochen werden (Abbildung 32).

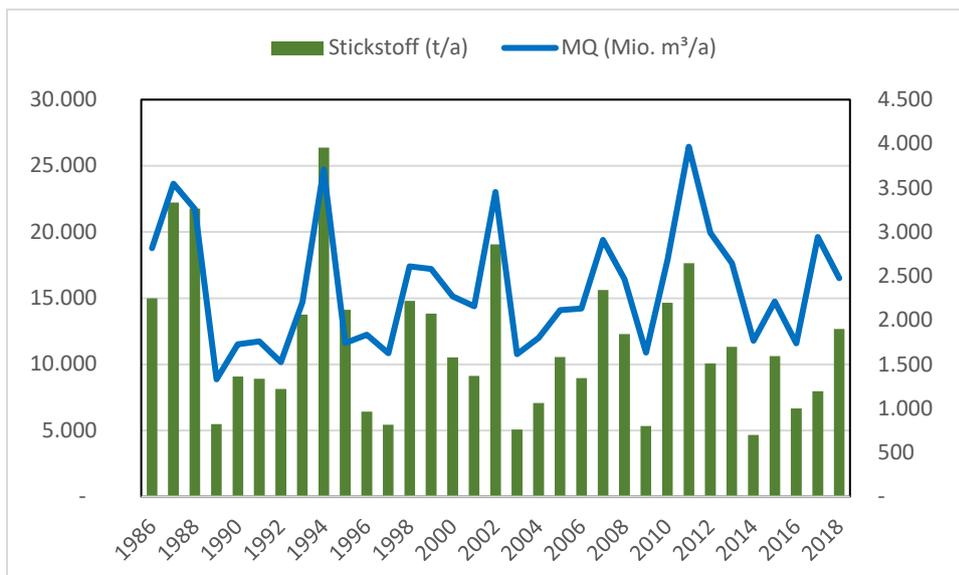


Abbildung 31: Flussbürtige Stickstoff-Einträge in die Küstengewässer M-Vs sowie jährliche Abflussmengen für den Zeitraum 1986-2018.

Anders als bei den flussbürtigen Gesamt-P-Einträgen existiert zwischen den jährlichen flussbürtigen Gesamt-N-Einträgen und den jährlichen Abflussmengen im EZG für den gesamten 33-jährigen Zeitraum ein enger Zusammenhang ($r=0,72$).

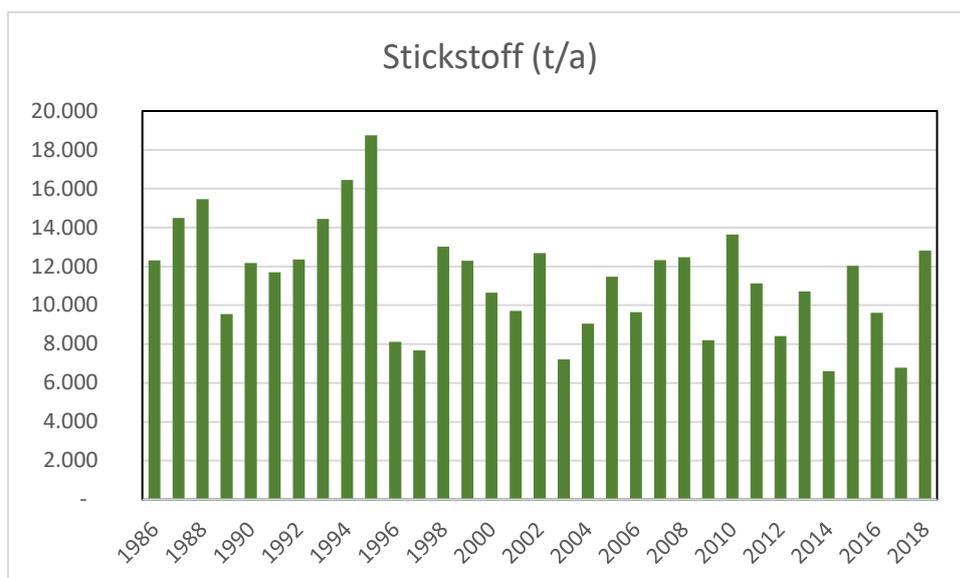


Abbildung 32: Abflussnormierte flussbürtige Stickstoff-Einträge in die Küstengewässer M-Vs für den Zeitraum 1986-2018.

Vergleicht man die durchschnittlichen flussbürtigen Nährstoffeinträge für die Zeitreihen 1986-1996 und 1997-2007 miteinander, so ist eine Abnahme von 57 % beim Phosphor und von 21 % beim Stickstoff zu konstatieren bei nahezu gleichbleibenden Jahresabflüssen (Tabelle 27). Hierfür dürften in erster Linie die verringerten Nährstoffbelastungen aus den ertüchtigten großen Kläranlagen verantwortlich zeichnen.

Tabelle 27: Mittlere Jahresabflüsse und mittlere flussbürtige Phosphor- und Stickstoff-Einträge in die Küstengewässer M-Vs für die Zeiträume 1986-1996, 1997-2007 und 2008-2018.

Zeitraum	MQ in Mio m ³ /a	Phosphor in t/a	Stickstoff in t/a
1986-1996	2.315	605	13.752
1997-2007	2.297	263	10.912
2008-2018	2.502	385	10.359

Bei Vergleich der Zeitreihen 1997-2007 und 2008-2018 zeigt sich bei einer Zunahme der mittleren Jahresabflüsse um 9 % eine Zunahme um 46 % beim Phosphor und eine leichte Abnahme von 5 % beim Stickstoff. Unter Berücksichtigung der abflussbedingten Veränderungen resultiert beim Phosphor eine Zunahme von 37 %, während beim Stickstoff von einem weiteren leichten Rückgang des flussbürtigen Eintrages in die Küstengewässer M-Vs ausgegangen werden kann. Auch wenn zu berücksichtigen ist, dass die Frachtermittlungen Abschätzungen sind, deren statistischer Fehler im Bereich von 20-30 % liegen dürfte (**LLUR 2014**), sind die Befunde insbesondere für Phosphor alarmierend, zumal die Ergebnisse der Trenduntersuchungen für Orthophosphat (Kapitel **Fehler! Verweisquelle konnte nicht gefunden werden.**, Tabelle 10) einen zunehmenden Trend bestätigen.

Die im HELCOM-Ostseeaktionsplan bis 2021 für Deutschland fixierten Reduktionsziele sind vor dem aufgezeigten Hintergrund nicht erreichbar. Wie aus dem jüngst veröffentlichten zweiten Nährstoffbericht des Landes Schleswig-Holstein hervorgeht, hat sich die Nährstoffsituation auch dort nicht verbessert (**MELUND 2020**). Zur Erfüllung der von Deutschland eingegangenen Verpflichtungen besteht daher in beiden Bundesländern ein flächendeckender Handlungsbedarf, die Nährstoffeinträge zu mindern.

4 Aktuelle Quellenanalyse und Handlungsbedarf

4.1 Welches sind die gegenwärtigen Hauptbelastungsquellen?

Nach den aufgezeigten Befunden zum aktuellen Stand der Nährstoffbelastung der Fließgewässer und der Nährstoffeinträge in die Küstengewässer stellt sich die Frage nach den gegenwärtigen Hauptbelastungsquellen. Dabei wird auf Ergebnisse einer modellgestützten Bilanzierung der Eintragspfade von Nährstoffen zurückgegriffen, die vom Forschungszentrum Jülich im Auftrag des LUNG für die Oberflächengewässer und das Grundwasser M-Vs im Zeitraum 2010-2014 vorgenommen wurde (**Wendland et al. 2015**). Diese Ergebnisse basieren im Wesentlichen auf Daten aus der ersten Dekade der 2000er Jahre. Mittlerweile liegen Modellergebnisse auf Basis einer aktualisierten Datengrundlage (2012-2017) vor (**Tetzlaff et al. 2020**).

Mit einer Modellkombination bestehend aus einem Wasserhaushaltsmodell (GROWA), einem Fließzeit- und Denitrifikationsmodell (DENUZ-WEKU) und einem Modell zur Ermittlung diffuser Phosphoreinträge (MEPhos) wurden auch in anderen Bundesländern vergleichbare Modellprojekte durchgeführt (u.a. Schleswig-Holstein, Niedersachsen, Nordrhein-Westfalen).

Phosphor-Einträge

Der Phosphor-Eintrag in die Oberflächengewässer M-Vs belief sich in der ersten Dekade der 2000er Jahre auf insgesamt 477 Tonnen pro Jahr (**Wendland et al. 2015**).

Davon wurden über die Punktquellen 165 Tonnen pro Jahr eingetragen, was einen Anteil von 35 % am Gesamteintrag entspricht. Der Eintrag aus kommunalen Kläranlagen trug dazu in etwa zur Hälfte bei. Den zweitgrößten Beitrag (11 %) lieferten die Einträge aus den Regenwasserkanälen, die sich jedoch auf die größeren Städte beschränken (**LUNG 2019**). Direkteinleitungen aus den Kleinkläranlagen (4 %) und den wenigen industriellen und gewerblichen Anlagen (2 %) waren bezogen auf den Gesamteintrag nahezu vernachlässigbar (Abbildung 33).

Von den zum Stichtag 31.12.2018 betriebenen 589 kommunalen Kläranlagen behandeln 51 große Anlagen über 10.000 EW den ganz überwiegenden Anteil (84 %) des anfallenden Abwassers. Alle Anlagen mit einer Ausbaugröße von mehr als 10.000 EW verfügen neben der mechanisch-biologischen Behandlung auch über Behandlungsstufen zur Phosphorelimination sowie zur Nitrifikation und Denitrifikation. Damit sind die Reduzierungsmöglichkeiten bei den Punktquellen weitgehend ausgeschöpft (**LUNG 2019**). Der Phosphor-Eintrag aus diffusen Quellen in die Oberflächengewässer M-Vs betrug in der Summe 312 Tonnen pro Jahr und machte damit einen Anteil von 65 % vom Gesamteintrag aus. Allein 32 % davon werden über den Grundwasserpfad und 18 % über gedränte landwirtschaftliche Flächen eingetragen. Aufgrund der großen Wasserfläche, den die Oberflächengewässer, insbesondere die vielen Seen, in M-V einnehmen, fällt der Eintrag über die atmosphärische Deposition mit 10 % relativ hoch aus. Der Eintrag über die sonstigen diffusen Quellen (Zwischenabfluss, Erosion, Abschwemmung) ist in der Summe nur halb so hoch.

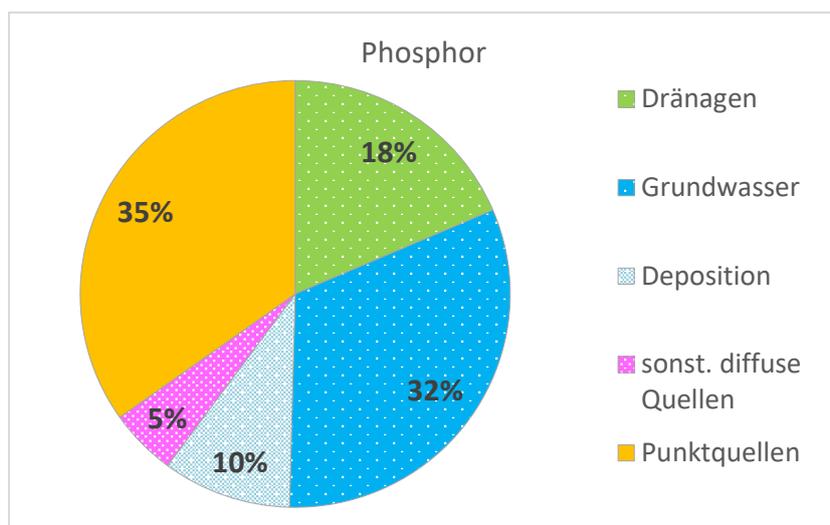


Abbildung 33: Prozentuale Verteilung der P-Einträge in die Oberflächengewässer M-Vs (nach Wendland et al. 2015).

Stickstoff-Einträge

Der Stickstoff-Eintrag in die Oberflächengewässer M-Vs betrug nach **Wendland et al. (2015)** insgesamt rund 32.200 Tonnen pro Jahr.

Vergleicht man die Bilanzierung der Eintragspfade für Stickstoff für die Oberflächengewässer M-Vs mit denen des benachbarten Bundeslandes Schleswig-Holstein (SH), so zeigt sich ein sehr ähnliches Bild (Abbildung 34).

Punktquellen nehmen an den Gesamteinträgen in beiden Ländern nur noch eine untergeordnete Rolle ein. Sie machen in M-V weniger als 5 % der gesamten Stickstoff-Einträge aus. In SH ist dieser Wert in etwa doppelt so hoch, was im Wesentlichen der deutlich höheren Einwohnerzahl geschuldet sein dürfte. In M-V leben 1,61 Millionen (2018) Einwohner, in SH 2,89 (2017) Millionen. Bezogen auf die Fläche ergibt sich für SH eine Bevölkerungsdichte von 183 Einwohner pro Quadratkilometer (Stand 31.12.2018) gegenüber nur 66 Einwohner pro Quadratkilometer in M-V (**Statistisches Amt M-V, Stand: 30.06.2018**).

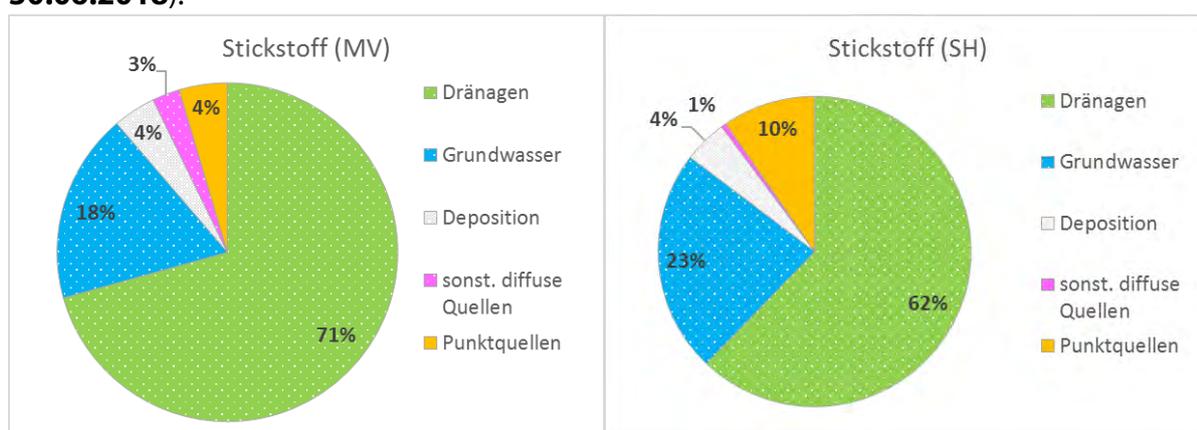


Abbildung 34: Prozentuale Verteilung der N-Einträge in die Oberflächengewässer Mecklenburg-Vorpommerns (M-V, links) (nach Wendland et al. 2015) und Schleswig-Holsteins (SH, rechts) (nach Tetzlaff et al. 2017).

Der Stickstoff-Eintrag wird mit 30.716 Tonnen pro Jahr im Wesentlichen durch diffuse Quellen bestimmt. Hierbei dominieren die Eintragspfade Dränagen mit 71 % und Grundwasser mit 18 %. In Schleswig-Holstein wurden mit der gleichen Modellkombination ganz ähnliche Verhältnisse ermittelt. Hier betrug die Anteile, die über Dränagen und

Grundwasser eingetragen werden 62 % und 23 % (**Tetzlaff et al. 2017**). Der außerordentlich hohe Stickstoff-Eintrag über Dränagen ist auf den extrem hohen Anteil künstlich entwässerter Flächen in M-V zurückzuführen.

Im Auftrag des LUNG wurde vom Institut für ökologische Forschung und Planung (biota GmbH) Art und Intensität künstlicher Entwässerungen von landwirtschaftlichen Nutzflächen in Mecklenburg-Vorpommern abgeschätzt (**Biota 2010**). Danach werden 61 % der Landwirtschaftsfläche M-Vs künstlich entwässert, davon 53 % der Ackerfläche und 83 % des Grünlandes. Die künstliche Entwässerung durch Verrohrung (Dränung) und Gräben führt zu einer Verringerung der landschaftlichen Retentionsprozesse für Wasser und vom Wasser transportierte Stoffe und hat damit eine große Bedeutung für den Stoffaustrag in die Oberflächengewässer (**Koch et al. 2010**). Mit rund 40 % an der Landesfläche haben dränierte landwirtschaftliche Flächen auch in Schleswig-Holstein einen hohen Anteil (**Wendland et al. 2014**).

Maßnahmen zur Verringerung der diffusen Stickstoff-Einträge sind daher vor allem auf die Austragsreduzierung von den landwirtschaftlich genutzten Flächen zu konzentrieren.

In diesem Zusammenhang ist auf die Nährstoffberichte des Landes Schleswig-Holstein (SH) zu verweisen. In dem von den Professoren Friedhelm Taube und Christian Henning von der Agrarwissenschaftlichen Fakultät der Christian-Albrechts-Universität Kiel im Auftrage des damaligen Umweltministeriums SH erstellten ersten Nährstoffbericht (**Taube et al. 2015**) wurden für die Jahre 2007-2013 auf Basis der sogenannten Hoftorbilanz stark variierende, unterschiedlich hohe regionale Nährstoffüberschüsse in SH dargestellt. Nur die Hoftorbilanz (auch Stoffstrombilanz genannt) kann die Nährstoffsituation und Nährstoffeffizienz eines landwirtschaftlichen Gesamtbetriebes nach Ansicht der Autoren valide abbilden. Der auf dieser Grundlage von den Autoren berechnete durchschnittliche Stickstoffüberschuss auf den landwirtschaftlichen Nutzflächen in SH belief sich für den genannten Zeitraum auf 118 kg N/ha. Auf Basis von kalkulierten Nettoflächensalden ergaben die bundesweiten Untersuchungen für SH nur einen durchschnittlichen Stickstoffüberschuss von 51 kg N/ha (Bach et al. 2014, zit. in **Taube et al. 2015**). Die Diskrepanz zwischen diesen Angaben führen Taube und Henning vor allem auf die Unterschätzung des Nährstoffanfalles zurück, weil insbesondere die Wirkung der organischen Wirtschaftsdünger viel zu niedrig angesetzt und demzufolge zu viel Mineraldünger eingesetzt wurde.

Jüngst wurden von den Autoren um Taube und Henning ein zweiter aktualisierter Nährstoffbericht für SH vorgelegt (**Henning & Taube 2020**). Danach haben sich die Nährstoffüberschüsse in SH zwischen 2007 und 2017 nicht verringert. In Landkreisen mit intensiver Tierhaltung und Biogaserzeugung ist sogar eine leichte Verschlechterung erkennbar.

4.2 Wie kann die Nährstoffbelastung weiter verringert werden?

Dass sich die Nährstoffsituation in den Oberflächengewässern M-Vs im Zeitraum 2008-2018 beim Stickstoff nicht wesentlich verbessert und beim Phosphor sogar leicht verschlechtert hat, ist ein alarmierender Befund und erfordert dringend schnell wirksame Maßnahmen, um die internationalen Verpflichtungen (EG-Nitratrichtlinie, HELCOM, EU-WRRL) in den vorgegebenen Fristen zu erreichen.

Maßnahmen zur weiteren Reduzierung der Nährstoffeinträge aus Punktquellen

Im Ergebnisse der vorliegenden aktuellen Belastungsanalyse der WRRL-berichtspflichtigen Wasserkörper werden die Orientierungswerte für den guten ökologischen Zustand/das gute ökologische Potential beim Orthophosphat-P an rund einem Drittel und beim Gesamt-P an rund der Hälfte der Messstellen überschritten. Ganz überwiegend davon betroffen sind kleine, abflussschwache Gewässer.

Da der Eintrag von Phosphor in die Gewässer im Wesentlichen über die Eintragspfade Siedlungswasserwirtschaft, Grundwasser und Dränagen erfolgt, sind die Maßnahmen zur Verringerung der Belastungen auf diese Bereiche zu konzentrieren.

Bezogen auf die Eintragsverringereungen aus dem Bereich der kommunalen Abwasserbehandlung wurden in den letzten drei Jahrzehnten, insbesondere aber in den 1990er Jahren, erhebliche Erfolge erzielt. Handlungsbedarf besteht jedoch für Kläranlagen mit bis zu 10.000 Einwohnerwerten (Größenklassen 1 bis 3), die einen relevanten Anteil an der Nichteinhaltung der Orientierungswerte für Phosphor gemäß Oberflächengewässerverordnung haben. Zur Erreichung des guten ökologischen Zustandes in den betroffenen Wasserkörpern sollten solche Kläranlagen daher mit einer P-Elimination ausgerüstet werden.

Eine Studie zur P-Elimination in Kläranlagen bis 10.000 EW, die im Auftrag des Ministeriums für Landwirtschaft, Umwelt und Verbraucherschutz M-V (MLUV, jetzt LM) durch die Agrar- und Umweltwissenschaftliche Fakultät der Universität Rostock erarbeitet wurde, zeigt Möglichkeiten einer Bewertung der Verhältnismäßigkeit investiver Maßnahmen zur P-Elimination auf kleinen Kläranlagen auf (**Tränckner et al. 2016**).

Zudem wurde zwischen dem Ministerium für Landwirtschaft und Umwelt (LM), der BDE-Wasserwirtschaft M-V und der Kooperationsgemeinschaft Wasser und Abwasser MV e.V. eine gemeinsame Erklärung zur weiteren Verminderung der Phosphoreinträge aus öffentlichen Kläranlagen der Größenklassen 1-3 in die Gewässer M-Vs veröffentlicht (**LM M-V 2018a**). Mittlerweile wurde eine Reihe solcher Kläranlagen identifiziert und die Kläranlagenbetreiber aufgefordert, eine Verringerung der P-Emissionen anzustreben. Dieser auf Freiwilligkeit beruhenden Aufforderung wurde z.T. nachgekommen und Maßnahmen zur Verringerung der P-Emissionen in einigen Anlagen umgesetzt. Erste positive Auswirkungen für die betreffenden Gewässer konnten dokumentiert werden (Kapitel 3.3). Um dem Erfordernis zur weiteren Senkung der P-Emissionen aus öffentlichen Kläranlagen mehr Nachdruck zu verleihen, sollte generell über eine Verschärfung der Überwachungswerte für Phosphor in Kläranlagen nachgedacht werden, die für die Nichterreichung des guten ökologischen Zustandes in dem von den Einleitungen betroffenem Gewässer maßgeblich sind. Nach **Tränckner et al. (2019)** kann eine Verschärfung der Überwachungswerte für Phosphor über Maßnahmen zur Erreichung der Ziele der WRRL begründet werden.

Diese in erster Linie für die Erreichung der WRRL-Ziele notwendigen Maßnahmen tragen zwar auch zu einer Reduzierung der Phosphorfrachten in die Küstengewässer bei, werden

aber allein nicht ausreichen, um die eingegangenen Verpflichtungen hinsichtlich der Verringerung der P-Einträge in die Ostsee zu erfüllen.

Anders als beim Phosphor wird Stickstoff ganz überwiegend flächenhaft in die Oberflächengewässer eingetragen. Punktuelle Einträge sind nur noch lokal von Bedeutung. Dies betrifft im Wesentlichen lokale Belastungen durch Ammonium-Stickstoff in Folge besonderer meteorologischer und hydrologischer Ereignisse, wie langanhaltende Frostperioden oder Starkniederschlagsereignisse. Auffällig sind erhöhte Ammoniumbelastungen in kleinen Gewässern, die in der Nähe großer Viehhaltungsbetriebe liegen (**ANLAGE 10b**). Vereinzelt konnten hierfür Einträge stark ammoniumbelasteten Wassers aus Regenrückhaltebecken landwirtschaftlicher Anlagen verantwortlich gemacht werden.

Maßnahmen zur Reduzierung der Nährstoffeinträge aus diffusen Quellen

Dass der ganz überwiegende Anteil der diffusen Nährstoffeinträge in die Gewässer aus der landwirtschaftlichen Nutzung resultiert, wurde bereits frühzeitig erkannt und im Auftrag des Ministeriums für Landwirtschaft, Umwelt und Verbraucherschutz M-V ein Konzept zur Minderung dieser Einträge von den Fachbehörden aus Landwirtschaft und Wasserwirtschaft erarbeitet (**MLUV 2012**) und fortgeschrieben (**MLUV 2016**). Damit liegt ein umfangreicher Maßnahmenkatalog zur Verminderung diffuser Nährstoffeinträge aus der Landwirtschaft vor.

Viele der dort für den landwirtschaftlichen Bereich aufgeführten Maßnahmen sollten in die Praxis landwirtschaftlicher Betriebe Eingang gefunden haben, wie z.B. Zwischenfruchtanbau, Erhöhung der Güllelagerkapazitäten, Anwendung verbesserter Gülleausbringungstechniken, bessere Einhaltung der Abstandsregeln zu Gewässern. Im wasserwirtschaftlichen Bereich wurden u.a. weitere Maßnahmen zur Renaturierung von künstlichen und erheblich veränderten Gewässern umgesetzt.

Dass sich diese Maßnahmen (noch) nicht in den Ergebnissen der Gewässergüteüberwachung niedergeschlagen haben, mag z.T. daran liegen, dass ihre Wirkung erst mittel- bis langfristig zu erwarten ist.

Da nach der modellgestützten Bilanzierung fast ein Drittel des gesamten Phosphor-Eintrages über den Grundwasserpfad erfolgt (Abbildung 34), müssen Maßnahmen zur Eintragsminderung vorrangig dort ansetzen. Bisher galt die Lehrmeinung, dass Phosphat stark an Bodenpartikel gebunden ist und daher mit dem Oberflächenabfluss als Erosion in die Gewässer transportiert wird. Wie die aktuellen P-Bilanzierungen in M-V und anderen Bundesländern gezeigt haben, spielt dieser Eintragspfad jedoch nur eine nachgeordnete Rolle. Neuere Untersuchungen weisen darauf hin, dass Phosphat auch in nennenswertem Umfang vertikal durch das Bodenprofil zum Grundwasser transportiert wird. So konnte anhand von Saugplattenuntersuchungen gezeigt werden, dass gelöstes Phosphat insbesondere nach Gärrestaubsbringung und Starkniederschlägen im nennenswerten Umfang vertikal durch den Boden zum Grundwasser transportiert wird (**Lennartz et al. 2020**). Eine Abhängigkeit der P-Austräge von den Abflüssen wurde auch im Messprogramm zu Stoffausträgen aus gedrähten Ackerflächen (**agrathaer, 2020**) beobachtet. Demzufolge sollten Maßnahmen zur Reduzierung des P-Eintrages in erster Linie auf Einzugsgebiete konzentriert werden, die durch hohe P-Überschüsse bzw. hohe P-Bodengehalte auf den landwirtschaftlich genutzten Flächen gekennzeichnet sind und deren Wasserkörper die Orientierungswerte nach OGewV deutlich überschreiten (**ANLAGE 9**).

Gehäufte Gärrestausbringung sind insbesondere in Regionen mit sehr hohem Viehbesatz in Kombination mit Biogasanlagen zu erwarten. Dass sich die Phosphatbelastung der Fließgewässer in M-V in den letzten zwei Jahrzehnten nicht wesentlich verändert hat bzw. in einigen Gewässern sogar ein ansteigender Trend nachzuweisen ist, hängt möglicherweise mit der rasanten Zunahme von Biogasanlagen in Folge der Energiewende zusammen. Gab es 2003 in M-V nur 23 Biogasanlagen, so erhöhte sich die Anzahl 2007 bereits auf 94. Nach Angaben des Statistischen Bundesamtes nahm die Anzahl in den Folgejahren von 162 Anlagen (2008) auf 527 Anlagen (2018) zu (www.foederal-erneuerbar.de). Gleichzeitig stieg die Anbaufläche für Silomais in M-V von rd. 63.000 ha im Jahre 2002 auf 161.900 ha im Jahre 2017 (**Michael et al. 2019**). Zudem hat sich der Schweinebestand in M-V zwischen 1997 und 2007 von 601.000 auf 780.000 erhöht (**LALLF 2008**). Bis 2015 stieg der Bestand in M-V auf 895.697 Schweine (**Statistisches Bundesamt 2019**).

Hinzu kommt, dass in Regionen mit großer Dichte an Geflügel-, Schweine- und Rinderzuchtbetrieben in Kombination mit Biogasanlagen, wie in Nordwest-Niedersachsen, große Mengen von Gülle-, Festmist- und Gärresten anfallen. Würden diese auf die den Betrieben zugehörigen Flächen aufgebracht, wäre eine Überschreitung der zulässigen Düngemengen für die Pflanzenernährung zu erwarten (**Schepers 2018**). In Folge dessen werden Transporte von Wirtschaftsdüngern in Regionen mit Aufnahmepotenzial, wie z.B. Mecklenburg-Vorpommern, ausgeweitet (**LM M-V 2018b**).

Eine Vielzahl von Maßnahmen sind in der Novellierung der Düngeverordnung (**DüV 2020**) enthalten. Zentrale Punkte sind zum einen die Ablösung des Nährstoffvergleiches durch die Dokumentation der tatsächlichen Düngungsmaßnahmen. Zum anderen Enthält die Düngeverordnung jetzt die Festlegung bundesweit einheitlicher Maßnahmen in nitratbelasteten und eutrophierten Gebieten, sowie den Auftrag an die Bundesländer belastete Gebiete nach einheitlichen Kriterien auszuweisen. Weitere, flächendeckende Regelungen der Düngeverordnung sind u.a. die Düngebedarfsermittlung, Ausbring- und Einarbeitungsregelungen, Sperrfristen und Festlegung von Gewässerabständen bei Hangneigungen (zusammengefasst in **LUNG 2021**, Kapitel 5.3).

Die Verhinderung von N- und P-Überschüssen in den landwirtschaftlich genutzten Böden ist aus Sicht des Gewässerschutzes als eine der wichtigsten Maßnahmen zur Erreichung der Ziele der WRRL in den 2020er Jahren anzusehen. Da erst mit der Novellierung der Düngeverordnung der bis dahin erlaubte positive Nährstoffsaldo gestrichen wurde, wird sich die Auswirkung erst im nächsten Betrachtungszeitraum zeigen.

Da der Eintrag von gelöstem Phosphat nicht nur vertikal ins Grundwasser, sondern auch lateral in die Oberflächengewässer erfolgt, sollten Maßnahmen zur Verminderung der P-Einträge aus diffusen Quellen auf den Eintragspfad Dränagen konzentriert werden. In dem überwiegend künstlich entwässerten nordostdeutschen Tiefland können solche Maßnahmen zur Verminderung zur Reduzierung der P-Frachten in Fließgewässern beitragen, in dem Dränwasser durch geeignete Filtermaterialien geleitet wird, um P über eine mechanische Filterung bzw. über Adsorptionsprozesse dem Wasser zu entziehen. Untersuchungen haben gezeigt, dass so eine Verringerung der P-Fracht von bis zu 15 % möglich ist (**Lennartz et al. 2020**).

Des Weiteren sind Gewässerrandstreifen als Pufferzone zwischen intensiven Landnutzungen und Gewässer dazu geeignet, Stoffeinträge zu vermindern. Dies betrifft nicht nur den Eintrag von Nährstoffen, sondern auch von Stoffen, wie Herbizide und anderen Pflanzenschutzmittel (**LUNG 2012b**, **LUNG 2014**). Besonders in hügeligen

Landschaften kann der P-Eintrag infolge Abschwemmung und Erosion durch das Anlegen breiter Gewässerrandstreifen verringert werden, in dem der im erodierten Boden enthaltene Phosphor zurückgehalten wird (**Lennartz et al. 2020**).

Gewässerinterne Maßnahmen können ebenfalls einen Betrag zur Senkung der P-Belastung und der P-Frachten von Fließgewässern leisten. Diese Maßnahmen betreffen häufig die Renaturierung künstlicher bzw. erheblich veränderter Fließgewässer sowie die Sanierung hocheutropher Seen, die an Fließgewässer angeschlossen sind bzw. von diesen durchflossen werden. So fungiert z.B. der im Oberlauf der Warnow durchflossene Barniner See als P-Quelle (**Schulz-Bull et al. 2019**). Daher können auch Maßnahmen zur Seesanieung einen positiven Effekt auf die Entwicklung der P-Belastung von Fließgewässern haben. Die Wirkung solcher Maßnahmen ist aber als langfristig einzuschätzen.

Die **Stickstoff**-Belastungen der Oberflächengewässer werden in noch viel stärkerem Maße als die Phosphor-Belastungen durch flächenhafte Einträge aus dem landwirtschaftlichen Bereich bestimmt. Dabei dominieren die diffusen Belastungen über die Eintragspfade Dränagen (71 %) und Grundwasser (18 %).

Wie die Auswertung der aktuellen Daten gezeigt hat, ist die Nitrat-Belastung der Fließgewässer M-Vs auch 30 Jahre nach Inkrafttreten der EG-Nitratrictlinie nach wie vor zu hoch. Die höchsten Belastungen treten dabei in kleinen Gewässern in Regionen mit einem hohen Anteil landwirtschaftlicher Nutzflächen auf. Um die Zielsetzung der EG-Nitratrictlinie zum Schutz der Gewässer und die Bewirtschaftungsziele der OGewV für Gesamt-N zu erreichen, sind dringend Maßnahmen zur Verringerung der Nitrat-Einträge erforderlich. Die nationale gesetzliche Grundlage für die Umsetzung der EG-Nitratrictlinie (91/676/EWG) zum Schutz der Gewässer vor Verunreinigungen durch Nitrat aus landwirtschaftlichen Quellen ist die bereits zuvor erwähnte Düngeverordnung (**DüV 2017, 2020**). Die Nichterreicherung der Ziele der EG-Nitratrictlinie hat in den letzten drei Jahrzehnten zu mehrfachen Verschärfungen der Düngeverordnung geführt. Die aktuell geltenden Maßnahmen und Regeln sind im Hintergrunddokument zur wichtigen Frage der Gewässerbewirtschaftung „Signifikante Belastungen mit Nährstoffen in den Oberflächengewässern und dem Grundwasser“ für die Flussgebietseinheit Warnow/Peene (**LUNG 2021**) zusammengefasst.

Ziel all dieser Regeln ist die Vermeidung zu hoher Stickstoffverluste in der landwirtschaftlichen Praxis, die letztendlich hauptverantwortlich für die zu hohe Nitratbelastung der Oberflächengewässer und des Grundwassers sind.

Neben der Umsetzung der Düngeverordnung können weitere flankierende Maßnahmen, wie die Anlage von Gewässerrandstreifen und die Renaturierung erheblich veränderter und künstlicher Fließgewässer, zu einer Verminderung der Stickstofffrachten beitragen, in dem die Selbstreinigungsprozesse im Gewässer verstärkt werden.

5 Danksagung

Ein besonderer Dank gilt Herrn Dr. Alexander Bachor für seine Arbeit an diesem Nährstoffbericht und sein jahrzehntelanges Engagement für die Gewässergüte in Mecklenburg-Vorpommern.

Dank auch an das Kollegium an den Staatlichen Ämtern für Landwirtschaft und Umwelt für die gewässerkundliche Probenentnahme und an das LUNG-Labor. Ohne deren Arbeit

würden die Grundlagen für die Gewässerbewertung, wie z.B. die Datensätze, die bis in die 1970er Jahre zurückreichen, nicht vorliegen.

6 Quellen

- agrathaer (2020): Auswertung von Dränmessungen in M-V (LUNG-RIA 1 – 30.18/19) – Schlussbericht. 179 S.
https://www.wrrl-mv.de/static/WRRL/Dateien/Dokumente/Service/Dokumente/2020_Auswertung_Draenmessungen.pdf
- Bachor, A. (1988): Die Auswirkungen der stickstoffhaltigen Abwässer des VEB Düngemittelwerke Rostock auf die Wasserbeschaffenheit im Vorflutbereich Peezer Bach - Breitling - Unterwarnow und im Ostseeküstenraum vor Warnemünde. Unveröff. Bericht der Wasserwirtschaftsdirektion Küste Stralsund, 12 S.
- Bachor, A. (2005): Nährstoff- und Schwermetallbilanzen der Küstengewässer Mecklenburg-Vorpommerns unter besonderer Berücksichtigung ihrer Sedimente. Hrsg.: Landesamt für Umwelt, Naturschutz und Geologie Mecklenburg-Vorpommern (LUNG), 218 S.
- Bachor, A., Lemke, G., Prange, St. & M. Junge (2014): Zur Entwicklung der Nährstoffbelastung der Gewässer Mecklenburg-Vorpommerns, Vortrag auf dem 4. Dialog „Wasserrahmenrichtlinie in M-V“ am 30.10.2014 in Güstrow
- Bachor, A., Junge, M., Barthel, M., Prange, St. & M. von Weber (2016): Langzeitbetrachtungen zur Entwicklung der Nährstoffe in Fließ- und Küstengewässern Mecklenburg-Vorpommerns. Vortrag am Leibnitz-Institut für Ostseeforschung Warnemünde (IOW) im April 2016
- BArch (1973-1976): BArch DK 107 (Akademie der Landwirtschaftswissenschaften)/11377, Bd. 3.
<https://invenio.bundesarchiv.de/invenio/direktlink/612d20fc-8f7b-44f8-a60f-0ffa2617b02d/>
- bbh (2020): Der Kompromiss steht – Novelle der Düngeverordnung beschlossen, Strafzahlungen abgewendet.
<https://www.bbh-blog.de>
- Behrendt, H. & V. Mohaupt (1983): Die Entwicklung der Phosphorbelastung der Gewässer der DDR und Möglichkeiten ihrer Beeinflussung unter besonderer Berücksichtigung des in Waschmitteln enthaltenen Phosphors. Studie Akademie der Wissenschaften – Institut für Gewässerökologie, Berlin.
- Behrendt, H., Huber, P., Opitz, D., Scholl, G. & R. Uebe (1999): Nährstoffbilanzen der Flussgebiete Deutschlands. Texte des Umweltbundesamtes 75/99, Berlin.
- Biota (2010): Ermittlung von Art und Intensität künstlicher Entwässerung von landwirtschaftlichen Nutzflächen in MV, Unveröffentl. Abschlussbericht des Institutes für ökologische Forschung und Planung GmbH, 102 S.
- Buczko, U. & Kuchenbuch, R.O. (2008): Ein Phosphor-Index für Nordostdeutschland als Risikoindikator für den diffusen P-Eintrag von landwirtschaftlichen Flächen in Oberflächengewässer. VDLUFA Schriftenreihe 63.
- DüV (1996): Verordnung über die Grundsätze der guten fachlichen Praxis beim Düngen (Düngeverordnung) vom 26.01.1996 (BGBl. I Nr.6 S.118)
- DüV (2017): Verordnung über die Anwendung von Düngemitteln, Bodenhilfsstoffen, Kultursubstraten und Pflanzenhilfsmitteln nach den Grundsätzen der guten fachlichen Praxis beim Düngen (Düngeverordnung - DüV). Düngeverordnung vom 26. Mai 2017 (BGBl. I S. 1305)
- DüV (2020): Verordnung über die Anwendung von Düngemitteln, Bodenhilfsstoffen, Kultursubstraten und Pflanzenhilfsmitteln nach den Grundsätzen der guten fachlichen Praxis beim Düngen (Düngeverordnung - DüV). Düngeverordnung vom 26. Mai 2017 (BGBl. I S. 1305), die durch Artikel 1 der Verordnung vom 28. April 2020 (BGBl. I S. 846) geändert worden ist
- EuGH (2015): In der Rechtssache C-461/13.
- EU-Nitratrichtlinie (1991): Richtlinie des Rates vom 12. Dezember 1991 zum Schutz der Gewässer vor Verunreinigung durch Nitrat aus landwirtschaftlichen Quellen (91/676/EWG)
- EUTROSYM (1976): UNEP-Symposium über Eutrophierung und Sanierung von Oberflächengewässern. 20-25.09.1976, Karl-Marx-Stadt, Bd. 1, Teil 2.2
- Gilbert, R.O. (1987) Statistical Methods for Environmental Pollution Monitoring. John Wiley and Sons, New York.
- HELCOM (1987): First Baltic Sea Pollution Load Compilation (PLC-1). Baltic Sea Environment Proceedings No. 20. Hamburg/Helsinki, 56 p.
- HELCOM (1993): Second Baltic Sea Pollution Load Compilation (PLC-2). Baltic Sea Environment Proceedings No. 45, 161 p.
- HELCOM (2007): Baltic Sea Action Plan. <http://helcom.fi/BSAP/ActionPlan/>

- HELCOM (2013): HELCOM Copenhagen Ministerial Declaration, 2013. <https://helcom.fi/media/documents/2013-Copenhagen-Ministerial-Declaration-w-cover-1.pdf>
- HELCOM (2019): HELCOM Guidelines for the annual and periodical compilation and reporting of waterborne pollution inputs to the Baltic Sea (PLC-Water), <https://helcom.fi/wp-content/uploads/2019/08/PLC-Water-Guidelines-2019.pdf>
- Henning, C. & Taube, F. (2020): 2. Nährstoffbericht des Landes Schleswig-Holstein. 105 S. https://www.schleswig-holstein.de/DE/Fachinhalte/G/grundwasser/Downloads/naehrstoffbericht_2020.pdf?__blob=publicationFile&v=3
- Hüther, J. (2020): Die Regeln werden strenger. DLG-Mitteilungen 6/2020, S. 16-19
- IUL (2005): Gewässeruntersuchungen in Fließgewässern des Landreises Rügen 2004. Im Auftrag des Staatlichen Amtes für Umwelt und Natur Stralsund. 8 S.
- Kendall, M.G. (1975): Rank Correlation Methods. 4th Edition, Charles Griffin, London.
- Koch, F., Küchler, A., Mehl, D. & T. Hoffmann (2010): Ermittlung von Art und Intensität künstlicher Entwässerung von landwirtschaftlichen Nutzflächen in Mecklenburg-Vorpommern. In Kaiser, K., Libra, J., Merz, B., Bens, O. & R.F. Hüttl (Hrsg.). Aktuelle Probleme im Wasserhaushalt von Nordostdeutschland: Trends, Ursachen, Lösungen. Scientific Technical Report 10/10. Deutsches GeoForschungszentrum, Potsdam.
- LALLF (2008): Schweinezucht, Entwicklung des Schweinebestandes in MV 1997-2007, www.lallf.de
- LAWA (1998): Beurteilung der Wasserbeschaffenheit von Fließgewässern in der Bundesrepublik Deutschland. Chemische Gewässergüteklassifikation. Hrsg.: Länderarbeitsgemeinschaft Wasser (LAWA).
- LAWA 2007: LAWA-AO Rahmenkonzeption Monitoring Teil B: Bewertungsgrundlagen und Methodenbeschreibungen, Arbeitspapier II, Hintergrund- und Orientierungswerte für physikalisch-chemische Komponenten. https://www.wasserblick.net/servlet/is/142684/RaKon-B-Arbeitspapier-II_Stand_20150109.pdf?command=downloadContent&filename=RaKon-B-Arbeitspapier-II_Stand_20150109.pdf
- Leinweber, P., Baum, Ch. & A. Zacher (2020): Jetzt auch noch Phosphor ... DLG-Mitteilungen 6/2020, S. 13-15
- Lennartz, B., Bauwe, A. & P. Kahle (2020): Wie gelangt Phosphor ins Meer? DLG-Mitteilungen 6/2020, S. 20-21
- LLUR (2014): Nährstoffe in Gewässern Schleswig-Holsteins, Hrsg.: Landesamt für Landwirtschaft, Umwelt und ländliche Räume SH Flintbek, 91 S.
- LM M-V (2018a): Gemeinsame Erklärung des Ministeriums für Landwirtschaft und Umwelt Mecklenburg-Vorpommern, der BDEW-Wasserwirtschaft MV und der Kooperationsgemeinschaft Wasser und Abwasser Mecklenburg-Vorpommern e.V. (KOWA MV) zur weiteren Verminderung der Phosphoreinträge aus öffentlichen Kläranlagen der Größenklassen 1 bis 3 in die Gewässer Mecklenburg-Vorpommerns. 5 S. <https://www.regierung-mv.de/serviceassistent/download?id=1603091>
- LM M-V (2018b): Bericht zur Abgabe und Aufnahme von Wirtschaftsdüngern, Bioabfällen und Klärschlämmen Mecklenburg-Vorpommern 2016 (Nährstoffbericht).
- LUNG (2001): Gewässergütebericht 1998/1999 - Ergebnisse der Güteüberwachung der Fließ-, Stand- und Küstengewässer und des Grundwassers in Mecklenburg-Vorpommern, Hrsg.: Landesamt für Umwelt, Naturschutz und Geologie MV (LUNG), Güstrow, 106 S.
- LUNG (2002): Die Fließgewässer Mecklenburg-Vorpommerns: Ergebnisse der Güteüberwachung an Trendmessstellen für den Zeitraum 1975-2009, Teil I: Physikalisch-chemische Kenngrößen, Schriftenreihe des Landesamtes für Umwelt, Naturschutz und Geologie MV (LUNG), Heft 1/2002, Güstrow
- LUNG (2003): Kommunale Abwasserentsorgung in Mecklenburg-Vorpommern – Lagebericht 2003 gemäß Richtlinie 91/271/EWG. http://www.lung.mv-regierung.de/dateien/lagebericht_2003.pdf
- LUNG (2004): Gewässergütebericht 2000/2001/2002, Ergebnisse der Güteüberwachung der Fließ-, Stand- und Küstengewässer und des Grundwassers in Mecklenburg-Vorpommern, Hrsg.: Landesamt für Umwelt, Naturschutz und Geologie MV (LUNG), Güstrow, 159 S.
- LUNG (2008): Gewässergütebericht 2003/2004/2005/2006, Ergebnisse der Güteüberwachung der Fließ-, Stand- und Küstengewässer und des Grundwassers in Mecklenburg-Vorpommern, Hrsg.: Landesamt für Umwelt, Naturschutz und Geologie MV (LUNG), Güstrow, 204 S. https://www.wrrl-mv.de/static/WRRRL/Dateien/Dokumente/Service/Dokumente/2020_Auswertung_Draenmessungen.pdf

- LUNG (2012a): Die Fließgewässer Mecklenburg-Vorpommerns: Ergebnisse der Güteüberwachung an Trendmessstellen für den Zeitraum 1975-2009, Teil II: Nährstoffe, unveröffentlichter Bericht, Landesamt für Umwelt, Naturschutz und Geologie MV (LUNG), Güstrow
- LUNG (2012b): Schadstoffuntersuchungen in Oberflächengewässern Mecklenburg-Vorpommerns im Zeitraum 2007-2011, Schadstoffe zur Bewertung des chemischen Zustands gemäß Oberflächengewässerverordnung (OGewV), Herausgeber: Landesamt für Umwelt, Naturschutz und Geologie Mecklenburg-Vorpommern, 125 S., http://www.lung.mv-regierung.de/dateien/bericht_chemische_zustandsbewertung_der_ow_mv_2007-2011.pdf
- LUNG (2014): Schadstoffuntersuchungen in Oberflächengewässern Mecklenburg-Vorpommerns im Zeitraum 2007-2011, Schadstoffe zur Bewertung des ökologischen Zustands gemäß Oberflächengewässerverordnung (OGewV), Herausgeber: Landesamt für Umwelt, Naturschutz und Geologie Mecklenburg-Vorpommern, 78 S., http://www.lung.mv-regierung.de/dateien/schadstoffbericht_lung_teil_zwei.pdf
- LUNG (2016): Monitoringprogramm zur Überwachung der Oberflächengewässer und des Grundwassers in Mecklenburg-Vorpommern im Zeitraum 2016-2021 (Fortschreibung der Monitoringprogramme 2010-2015) – Hrsg.: Ministerium für Landwirtschaft, Umwelt und Verbraucherschutz Mecklenburg-Vorpommern & Landesamt für Umwelt, Naturschutz und Geologie Mecklenburg-Vorpommern, 201 S., http://www.lung.mv-regierung.de/dateien/messnetzkonzept_2016_onlineversion.pdf
- LUNG (2019): Kommunale Abwasserbeseitigung in Mecklenburg-Vorpommern – Lagebericht 2019. Hrsg.: Landesamt für Umwelt, Naturschutz und Geologie MV (LUNG), 33 S., https://www.lung.mv-regierung.de/dateien/lagebericht_2019.pdf
- LUNG (2021): Hintergrunddokument zur wichtigen Frage der Gewässerbewirtschaftung „Signifikante Belastungen mit Nährstoffen in den Oberflächengewässern und dem Grundwasser“ für die Flussgebietseinheit Warnow/Peene. 64 S. https://www.wrrl-mv.de/static/WRRL/Dateien/Dokumente/Anhoerung/WP_BZR3_BP/HD/2021_WP_BZR3_BP_HD_Naehrstoff_offe_bf.pdf
- Mann (1945): Nonparametric tests against trend. *Econometrica*, 13, 245-259.
- Michael, V., Bombrowsky, B. & A. Zink (2019): Ergebnisse Landessortenversuche Anbaugebiet „D.Nord/MV-Süd“. Landesforschungsanstalt für Landwirtschaft und Fischerei, Gülzow, 23 S.
- MLUV (2012): Konzept zur Minderung der diffusen Nährstoffeinträge aus der Landwirtschaft in die Oberflächengewässer und in das Grundwasser in Mecklenburg-Vorpommern. Herausgeber: Ministerium für Landwirtschaft, Umwelt und Verbraucherschutz Mecklenburg-Vorpommern, 105 S., <https://www.regierung-mv.de/serviceassistent/download?id=68265>
- MLUV (2016): Konzept zur Minderung der diffusen Nährstoffeinträge aus der Landwirtschaft in die Oberflächengewässer und in das Grundwasser in Mecklenburg-Vorpommern – Fortschreibung für den zweiten Bewirtschaftungszeitraum 2016 bis 2021. Hrsg: Ministerium für Landwirtschaft, Umwelt und Verbraucherschutz Mecklenburg-Vorpommern, 116 S., http://www.lung.mv-regierung.de/dateien/naehrstoffkonzept_2016.pdf
- Nausch, G., Bachor, A., Petenati, T., Voß, J. & M. von Weber (2011): Nährstoffe in den deutschen Küstengewässern der Ostsee und angrenzenden Gebieten. Meeresumwelt Aktuell Nord- und Ostsee. Hrsg.: Bundesamt für Seeschifffahrt und Hydrographie Hamburg, 14 S.
- OGewV (2011): Verordnung zum Schutz der Oberflächengewässer (Oberflächengewässerverordnung - OGewV) vom 20. Juli 2011.
- OGewV (2016): Verordnung zum Schutz der Oberflächengewässer (Oberflächengewässerverordnung - OGewV) vom 20. Juni 2016 (BGBl. I S. 1373).
- Schepers, W. (2018): Neue Vorschriften im Düngerecht – Bedeutung für die landwirtschaftliche Praxis in einer Veredlungsregion aus Sicht der Düngebehörde. 15. KTBL-Tagung Hannover, S. 18-26. https://www.ktbl.de/fileadmin/user_upload/Allgemeines/Download/Tagungen-2018/ARR-2018/03_Schepers.pdf
- Schulz-Bull, D., Nausch, G. & F. Kunz (2019): Abschlussbericht des BMBF-Forschungsverbundprojektes PhosWaM – Phosphor von der Quelle bis ins Meer. Hintergrunddokument. Hrsg.: Leibnitz-Institut für Ostseeforschung Warnemünde (IOW). 180 S. <https://www.wrrl-mv.de/static/WRRL/Dateien/Dokumente/WRRL/BMU/hintergrund3/PhosWaM-Hintergrundbericht.pdf>
- Schumann, Rh., Krause, I. & H. Baudler (2007): Biologische Station Zingst und die aquatischen Wissenschaften an der Universität Rostock, Hrsg.: Universität Rostock, 44 S.

- Seel, P. (2020): Die Phosphor-Modelle führen oft zu falschen Ergebnissen, Kommentar in DLG-Mitteilungen 6/2020, S. 18-19
- StALU MS (2017): Untersuchung des Godendorfer Mühlbachs zwischen dem Dolgner See und dem Grünower See – Ursachenforschung Nährstoffeinträge in den Grünower See. Unveröffentl. Bericht Bericht des Staatlichen Amtes für Landwirtschaft und Umwelt Mecklenburgische Seenplatte (StALU MS). 14 S.
- StALU VP (2011): Untersuchungen zur Nährstoffbelastungen der Kleinen Randow und ausgewählter Zuläufe 2010. 18 S.
- Statistisches Amt MV (2018): Bevölkerung. <https://www.laiv-mv.de/Statistik/Zahlen-und-Fakten/Gesellschaft-&Staat/Bev%C3%B6lkerung>
- Statistisches Bundesamt (2019): Fachserie 3, Reihe 4.1, 2 Viehbestand in den Bundesländern, 2.2 Schweine, 3. Mai 2019
- Svendsen, L.M., Larsen S.E., Gustafsson, B., Sonesten L., Frank-Kamenetsky D. 2018. Progress towards national targets for input of nutrients. HELCOM Report online. <https://helcom.fi/baltic-sea-action-plan/nutrient-reduction-scheme/progress-towards-country-wise-allocated-reduction-targets/>
- Taube, F., Henning, C., Albrecht, E., Reinsch, I. & O. Kluis (2015): Nährstoffbericht des Landes Schleswig-Holstein, Christian-Albrechts-Universität Kiel. 32 S.
- Tetzlaff, B., Keller, L., Kuhr, P., Kreins, P., Kunkel, R., Wendland, F. (2017): Endbericht zum Forschungsprojekt Räumlich differenzierte Quantifizierung der Nährstoffeinträge ins Grundwasser und in die Oberflächengewässer Schleswig-Holsteins unter Anwendung der Modellkombination RAUMIS-GROWA-WEKU-MEPHOS. 237 S.
- Tetzlaff, B., Kunkel, R., Ta, P., Wendland, F., Wolters, T. (2020): Fortführung der Nährstoffmodellierung Mecklenburg-Vorpommern – Endbericht 2020. 184 S. https://www.wrrl-mv.de/static/WRRRL/Dateien/Dokumente/Service/Dokumente/20201202_Endbericht_Fortschreibung_N%C3%A4hrstoffmodellierung_MV_FZJ_final_web.pdf
- Tränckner, J., Koegst, Th., Cramer, M., Gießler, M., Richter, B. & F. Müther (2016): Phosphor-Elimination in Kläranlagen bis 10.000 Einwohnerwerte in Mecklenburg-Vorpommern, Abschlussbericht, Universität Rostock im Auftrag des Ministeriums für Landwirtschaft, Umwelt und Verbraucherschutz Mecklenburg-Vorpommern. P111 S.
- Tränckner, S., Stapel, C., Cramer, M. & Traenckner, J. (2019): Einfluss kleiner Kläranlagen auf die Gewässerbeschaffenheit hinsichtlich Phosphat im norddeutschen ländlichen Raum. KW Korrespondenz Wasserwirtschaft (12), Nr. 3, S.: 159-165.
- TrinkwV (2016): Verordnung über die Qualität von Wasser für den menschlichen Verbrauch (Trinkwasserverordnung - TrinkwV) in der Fassung der Bekanntmachung vom 10. März 2016
- TrinkwV (2020): Verordnung über die Qualität von Wasser für den menschlichen Gebrauch (Trinkwasserverordnung - TrinkwV) neugefasst B. v. 10.03.2016 BGBl. I S. 459; zuletzt geändert durch Artikel 99 V. v. 19.06.2020 BGBl. I S. 1328
- UBA (2017): Gewässer in Deutschland: Zustand und Bewertung. Hrsg.: Umweltbundesamt Dessau-Roßlau. 132 S. https://www.umweltbundesamt.de/sites/default/files/medien/1968/publikationen/170829_uba_fachbrochure_wasserwirtschaft_mit_anderung_bf.pdf
- Wendland, F., Keller, L., Kuhr, P., Tetzlaff, B., Heidecke, C., Kreins, P., Wagner, A. & M. Trepel (2014): Räumlich differenzierte Quantifizierung der Stickstoffeinträge ins Grundwasser und in die Oberflächengewässer Schleswig-Holsteins. Korrespondenz Wasserwirtschaft 2014 (7), Nr.6, S. 327-332
- Wendland, F., Keller, L., Kuhr, P., Kunkel, R. & B. Tetzlaff (2015): Regional differenzierte Quantifizierung der Nährstoffeinträge in das Grundwasser und in die Oberflächengewässer Mecklenburg-Vorpommerns unter Anwendung der Modellkombination GROWADENUZ-WEKU-MEPHOS. Forschungszentrum Jülich Institut für Bio- und Geowissenschaften (IBG-3: Agrosphäre) Jülich. 233 S.
- Wiesler, F. (2020): Welches Potential bietet das Recycling? DLG-Mitteilungen 6/2020, S. 22-25.

